

# Hanöbukten

## Kustvattenmiljö 2009



Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten



# Hanöbukten Kustvattenmiljö 2009

*Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten*

*Årsrapport 2009*

Susanna Andersson  
Stefan Tobiasson  
Roland Engkvist  
Anna Edman  
Anders Sjölin



**Linnéuniversitetet**

Institutionen för naturvetenskap

## *Hanöbukten* *Kustvattenmiljö 2009*

Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Årsrapport 2009

BESTÄLLNINGSDRESS:  
Linnéuniversitetet i Kalmar  
392 31 Kalmar

TELEFON:  
0480-44 73 46  
TELEFAX:  
0480-44 73 40  
EPOST:  
susanna.andersson@lnu.se  
HEMSIDA:  
www.hanobukten.org  
www.bkvf.org  
www.lnu.se

TEXTER:  
Susanna Andersson Linnéuniversitetet  
Stefan Tobiasson Linnéuniversitetet  
Roland Engkvist Linnéuniversitetet,  
Anna Edlund SMHI,  
Anders Sjölin Toxicon.

ILLUSTRATIONER:  
Susanna Andersson, Anna Edlund, Roland Engkvist

© Linnéuniversitetet,  
Institutionen för Naturvetenskap  
Susanna Andersson  
Rapport 2010:4

ISSN 1402-6198

GRAFISK FORM:  
Karl-Erik Persson Media, Färjestaden

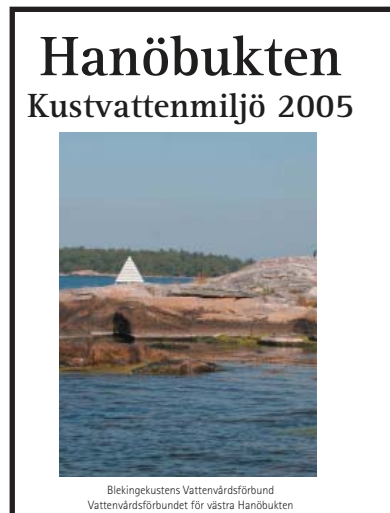
TRYCK:  
Linnéuniversitetets Tryckeri

UPPLAGA:  
150 ex

FRAMSIDA:  
Furuboda söder om Yngsjö. Foto Susanna Andersson

# Innehåll

Sammanfattning	I-IV
Inledning	9
1. Tillståndet i olika vattenområden 2009	10
1.1 Västra Hanöbukten	10
1.2 Kuststräckan från Åhus till Hanö	12
1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn	15
1.4 Ronnebyområdet och västerut	19
1.5 Karlskrona- och Torhamnsområdet	22
1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund	24
2. Tillförsel av föroreningar	25
3. Hydrografi i utsjön	27
4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten	29
4.1 Temperatur	30
4.2 Salthalt	30
4.3 Siktdjup	31
4.4 Syreförhållanden	31
4.5 Närsalter	31
4.6 Partikulärt organiskt kol (POC) och kväve (PON)	32
4.7 Klorofyll-a	32
5. Sediment och mjukbottendjur	33
5.1 Sediment	33
5.2 Bottenfauna	35
6. Makroalger på hårbottnar	41
6.1 Utbredning och förekomst av alger	41
6.2 Undersökning i västra Hanöbukten 1993-2009	42
6.3 Undersökning av tångförekomst i Blekinge 1990-2009	43
6.4 Rödalger	44
6.5 Påväxtalger i tångbältet	45
6.6 Djur i tångsamhället	45
6.7 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll	46
6.8 Bedömningsgrunder	47
7. Fiskfysiologiska studier	48
Referenser	50
Bilagor	52



Äldre rapporter finns att ladda ner på respektive vattenvårdsförbunds hemsida, [www.hanobukten.org](http://www.hanobukten.org) eller [www.bkvf.org](http://www.bkvf.org)

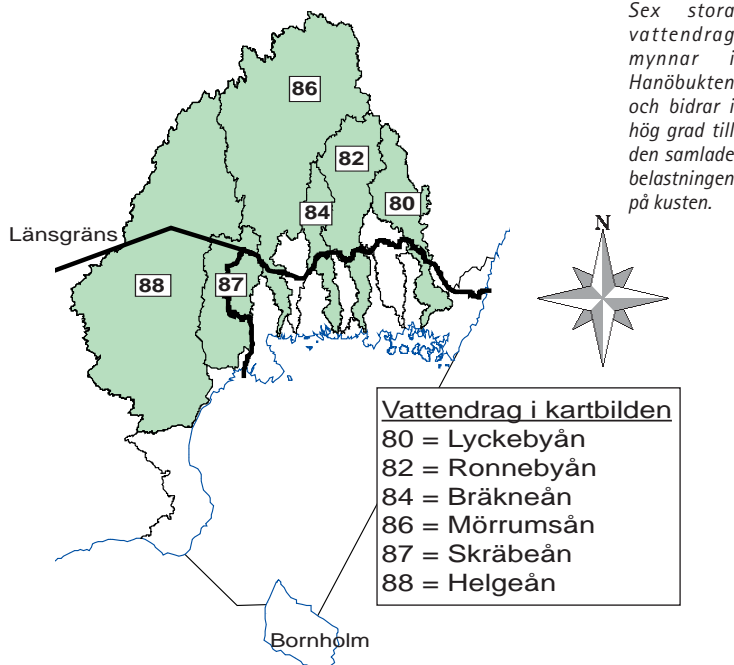
# Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

- sammanfattning av resultat från undersökningarna 2009

Under 2009 genomförde Linnéuniversitetet i Kalmar, SMHI och TOXICON i Landskrona samordnad kustkontroll i Hanöbukten. I provtagningarna ingick såväl hydrografiundersökningar som undersökningar av biologiska variabler. Syftet med undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbukstens kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar.

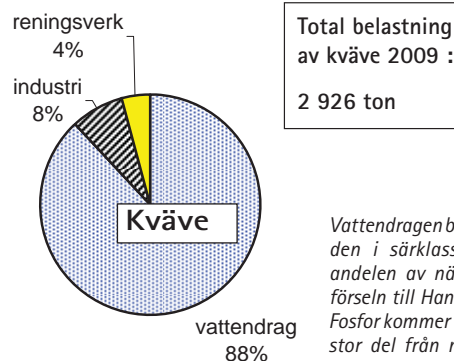
## Låga till normala mängder näring till Hanöbukten under 2009

Mycket av näringstransporten till kustvattnet sker via åarna och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Transporten, fr a av kväve, är därmed i stor utsträckning beroende av hur mycket nederbörd som faller. Under 2009 var årsnederbörden något lägre än det normala för perioden 1961-90 i Hanöbukstens kusttrakter. Den totala transporten av näringsämnen via åarna följer i stort årsnederbörden och var betydligt lägre 2009 än tidigare år. Mest nederbörd föll under vårvintern och senhösten vilket innebar att näringstillförseln till Hanöbukten var högre under dessa delar

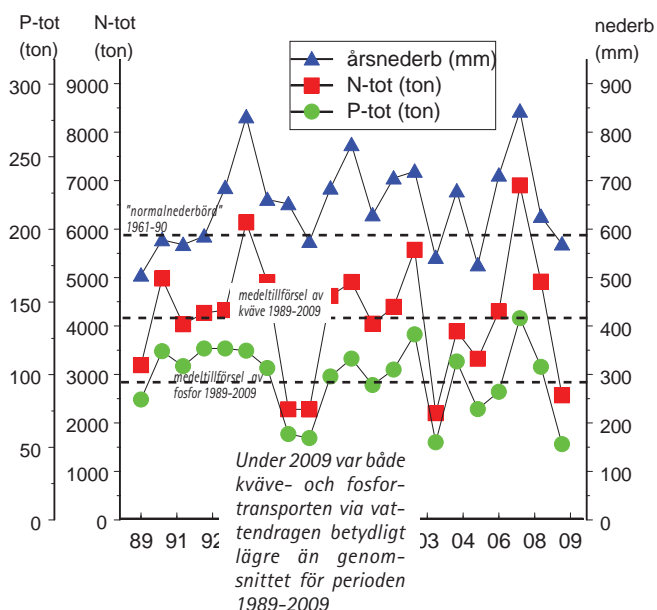


Sex stora vattendrag mynnar i Hanöbukten och bidrar i hög grad till den samlade belastningen på kusten.

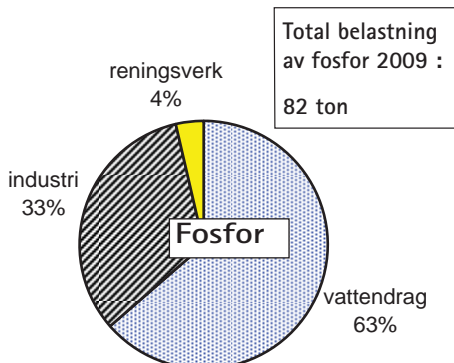
av året. Resultat från trendanalys på vattendragens näringstransporter visar dock att transporten varken ökat eller minskat tydligt under perioden 1989-2009. Däremot har utsläppen från industri och kommunala reningsverk generellt minskat avsevärt under samma period, både med avseende på kväve och fosfor. Ett undantag är kväveutsläppen från Mörrums bruk, som istället ökat. Under 2009 kom ungefär 88 % av det uppmätta kvävet via vattendragen.

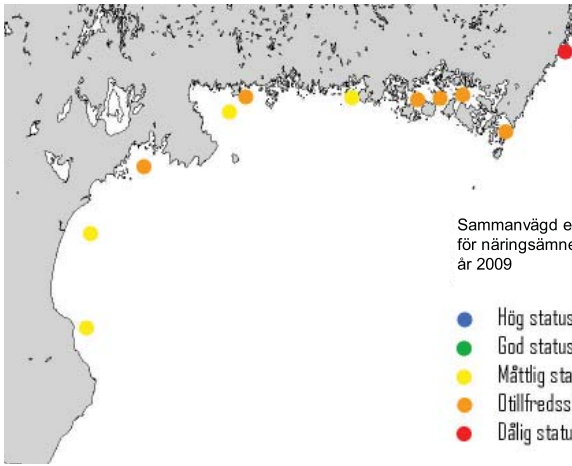


Vattendragen bidrar med den i särklass största andelen av näringstillförseln till Hanöbukten. Fosfor kommer också till stor del från massaindustrin



Motsvarande värde för fosfor var 63 %. Nära 30 % av de uppmätta utsläppen av fosfor kom från skogsindustrin. Även om den mätbara belastningen av näringsämnen minskar på sikt kommer det att ta lång tid att notera effekterna i vattenmassan, kanske framförallt vad gäller fosfor, eftersom stora mängder ligger ansamlade i botten-sedimentet och förs upp i vattenmassan vid uppvällning av kallt botten-vatten.





## Forfarande höga fosforhalter längs kusten men också ute i öppna havet.

Utvecklingen i Blekinges och västra Hanöbukstens kustvatten har även under 2009 präglats av förhöjda fosforhalter. Höga fosforhalter har uppmätts inte bara vid kusten utan i stort sett i hela egentliga Östersjön sedan slutet av 2004. 2009 kan man dock se en tendens till minskande vinterpool av fosfathalter sedan 2004/05 i delar av västra Hanöbukten. Halten av oorganiskt kväve var relativt låg under året, vilket gör att klassningen av den ekologiska statusen genomgående är sämre än fosfor än kväve.

Den sammanvägda statusklassningen med avseende på näringsämnen var måttlig i västra Hanöbukten samt vid Ronneby (K12) och i Pukaviksbukten (K6) och otillfredsställande för de andra stationerna med undantag för KL8 i södra Kalmarsund där statusen var dålig. Nä-

ringssituationen i nuläget är med andra ord långt från målet, dvs. god ekologisk status år 2021.

Årets största siktdjup, 12 meter, uppmättes i västra Hanöbukten och Pukaviksbukten i samband med uppvällning av klart och kallt utsjövatten i september. Det lägsta siktdjupet, 0,5 m, uppmättes vid KL8 i mars och maj. Syrgasförhållanden i bottenvattnet var över lag mycket bra i Blekinge och västra Hanöbukten 2009. Vårblomning av växtplankton inträffade i mars och höstblomning i november, vilket ses av höga klorofyll a-halter i kombination med mycket låga närsalthalter dessa månader.

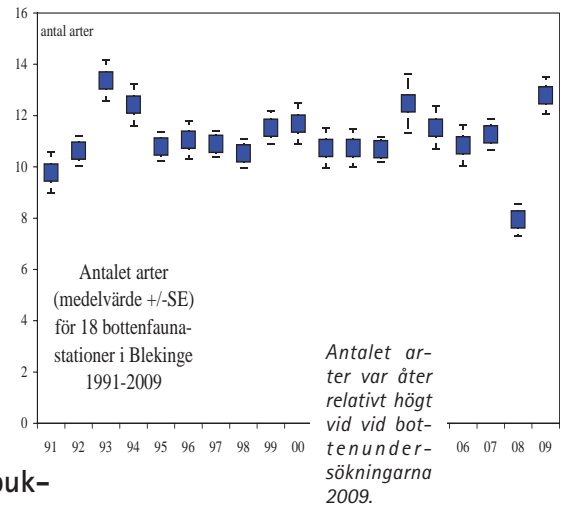
## Mycket bottendjur i Hanöbukten under 2009

Vid bottenundersökningarna i Hanöbukten 2009 påträffades djur på samtliga 24 stationer. 2008 var ett extremt år med låga artantal och låga biomassor vilket med några undantag till stor del återhämtats till 2009. Antalet arter ökade från låga 26 2008 till årets 41. Medelantalet arter per station ökade från 8,3 till 12,7. Även djurens antal och biomassa var 2009 högre än året innan på de allra flesta lo-

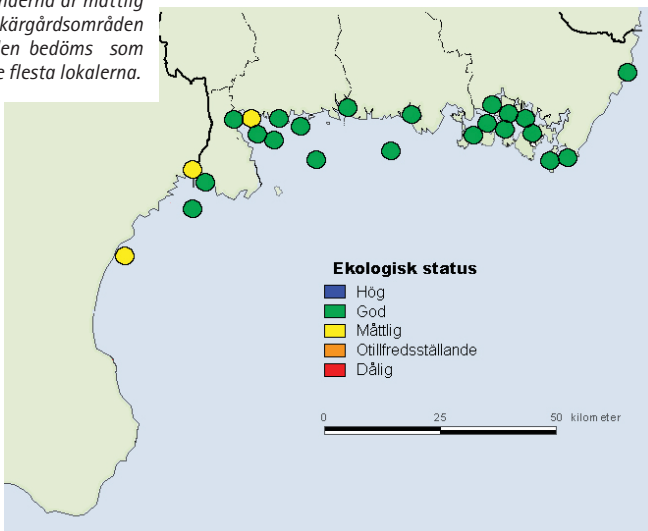
kalerna. De arter som återetablerades var framförallt sådana som kan kopplas till kringdrivande alger, t ex märlor av släktet *Gammarus* men också typiska mjukbottenarter som t ex småsnäckor av gruppen *Hydrobidae* och arten *Potamopyrgus antipodarum*.

Den föroreningskänsliga *Diastylis rathkei* har de senaste åren återkommit vid de exponerade lokalerna B2 SV om Ronneby och KN utanför Karlshamn.

Östersjömusslan *Macoma baltica* minskade drastiskt mellan 2007 och 2008 men har återhämtat sig något till 2009. Längs öppna kuststräckor, som i Pukaviksbukten, har mängden östersjömusslor och därmed biomassan varit låg sedan slutet på 1980-talet. De gytjtiga lokalerna vid Ronneby och Karlskronaområdet har snarare visat en ökande trend, vilken bröts till 2008. Till 2009 fanns dock en



Den ekologiska statusen för mjukbottenfauna klassad enligt de nya bedömningsgrunderna är måttlig i några skärgårdsområden medan den bedöms som god på de flesta lokalerna.



andydan till återhämtning här liksom vid motsvarande gytjtiga lokaler i Sölvesborgsområdet.

Den tidigare så vanliga rovbormasken *Nereis diversicolor* har blivit sällsynt. Vid de lokaler som tidigare haft ett bestånd av arten var det 2009 bara de grunda lokalerna PMK8 i Torhamnsvjärden, KL11 i Kristianopel samt N5 i Pukaviksbukten som fortfarande hade rikliga bestånd. Möjligen finns en konkurrenssituation mellan maskar av arten *Nereis* och den relativt nyligen invandrade amerikanska havsbormasken *Marenzelleria viridis* som 2009 förekom på hela 20 lokaler och med

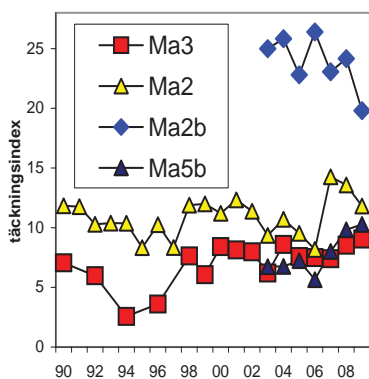




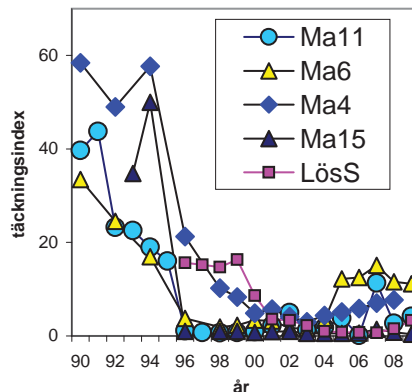
ökande antal framförallt på lokalerna i Pukaviksbukten.

Klassning av mjukbottenresultaten med BQI (Biological Quality Index) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder ger de flesta lokalerna i Blekinge god status, bland annat tack vare en relativt bred men individfattig etablering av den föroreningskänsliga vitmärlan *Monoporeia affinis* samt en återetablering av fler andra arter. Ett antal lokaler låg dock kring gränsen mot måttlig status och lokalerna N6 i Pukaviksbukten, N7 i Valjeviken samt KD2 utanför Åhus under densamma.

### Skyddade lokaler



### Exponerade lokaler



## Ökad mängd tång i vissa områden

Sedan undersökningarna började 1990 har det skett stora negativa förändringar då det gäller tångens situation i Hanöbukten. Tången minskade kraftigt i första halvan av 1990-talet, framförallt på vågexponerade lokaler där bestånden sedan inte återhämtat sig helt.

Under senaste åren har visserligen en viss förbättring av tångens situation skett på dessa lokaler även om det är långt kvar till den utbredning som tången hade fram till 1994.

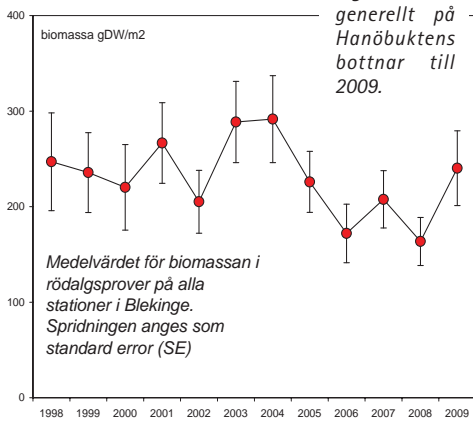
Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2009 på 12 av de 17 lokalerna i Hanöbukten vilket är en ökning med två lokaler sedan 2008.

Mängden påväxtalger på tången var överlag ganska liten under 2009. Det finns ingen uttalad trend för mängden epifyter under de gångna åren.

#### TÄCKNINGSEX

Genom att kombinera uppgifter om tångens täckningsgrad och utbredning kan man få ett mått på hur mycket tång det finns på varje station. De värden man får fram kallas täckningsindex och är en god hjälp när man ska studera utvecklingen av tångsamhällena under en följd av år.

Blåstången har under de senaste 10 åren försvunnit från storartyr i de yttre delarna av kustbandet även om en viss återhämtning har skett sista åren. I skärgårdsområden finns tången kvar i samma omfattning som tidigare



Mängden rödalg ökar generellt på Hanöbukstens botten till 2009.

Medelvärde för biomassan i rödalgprover på alla stationer i Blekinge. Spridningen anges som standard error (SE)

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2009 liksom tidigare var kvävebegränsad på de provtagna lokalerna. Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på några lokaler och även totalt

antal som biomassa av djur i tången på vågexponerade lokaler minskade under perioden 1998-2009.

Under 2009 var mängden rödalg stor på flera av de provtagna stationerna. Den tendens till minskning av mängden rödalg som märkts sedan 2004 har därmed avstannat. I Karlskronabassängen har rödalgerna successivt ökat vilket kan vara ett tecken på mindre partiklar i vattnet.

## Tånglaker i fortsatt god kondition

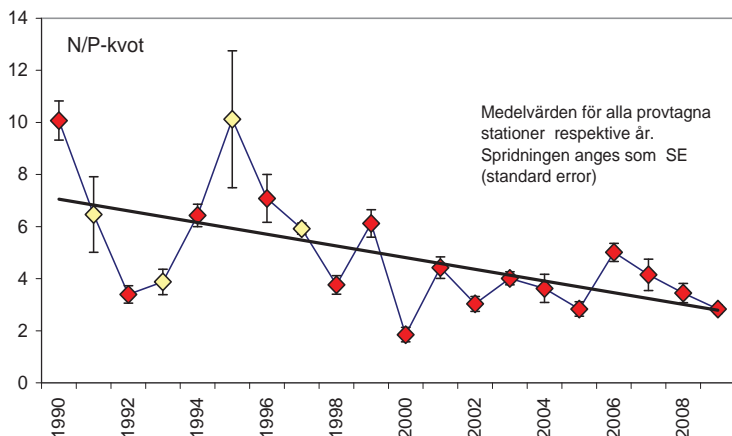
Tånglaker i utsläppsområdena till massbruken i Nymölla och Mörrum bedöms inte vara negativt påverkade av utsläppen 2009. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning Förhöjda PAH-metaboliter uppmättes visserligen i recipienten till Mörrums bruk men åtföljdes inte av någon förhöjd biologisk respons i form av förhöjd EROD-aktivitet eller CYP1A-halt.

Orsaken till de förhöjda PAH-metaboliterna i recipienten är oklar.



Så här ser en tånglake ut (foto Thorsten Jansson)

Kvoten mellan kväve och fosfor i tång har på senare år varierat mindre runt ett lägre medelvärde. Kanske ett tecken på att lokala utsläpp påverkar mindre.



## Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten - 2009 års resultat i korthet

- \* Under 2009 belastades Hanöbukten med relativt låga till normala mängder näringsämnen för provtagningsperioden 1989–2009. Mängden nederbörd var något lägre än den normala och föll framförallt under senhösten.
- \* Även under 2009 präglades Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten av höga fosforhalter. De höga fosforhalterna uppmättes både vid kusten och i utsjön. Nyttillskottet av fosfor från mätbara källor uppvisar dock en minskande trend under perioden 1990–2009.
- \* Näringssituationen i Hanöbukten bedöms vara långt från det mål som eftersträvas till 2021.
- \* Generellt har såväl bottendjurens artantal, individantal och biomassa ökat jämfört med 2008, som var ett dåligt år.
- \* Under 2009 ökade havsborstmasken *Marenzelleria sp.* sin utbredning. Samtidigt fortsatte minskningen för den tidigare så vanliga havsborstmasken *Nereis diversicolor*.
- \* Mängden östersjömusslor som var låg på flertalet stationer 2008 visade en antydning till återhämtning under 2009.
- \* Bedömningsgrunderna för mjukbottendjur visar att den ekologiska statusen var något högre än 2008 till följd av en ökad mängd vitmärlor. I skärgården var den på vissa lokaler sämre än i mer välventilerade områden ute i Hanöbukten.
- \* En viss förbättring av tångens utbredning har skett på några platser under de senaste åren. Sammanhängande bälte av tång fanns 2009 på 12 av de 17 stationerna i Hanöbukten vilket är en ökning med två stationer jämfört med 2008. Det fanns fortfarande betydligt mindre tång än under början av 1990-talet.
- \* Mätningen av näringsämnen i tång antyder att lokala utsläpp har mindre betydelse idag än under 90-talet.
- \* Tånglakar i de båda utsläppsområdena vid Nymölla och Mörrum var i fortsatt god kondition. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning.

Enligt miljöbalken ska den som släpper ut främmande ämnen i miljön kontrollera effekterna av sina utsläpp. I Hanöbukten har kommuner, industrier och andra intressenter bildat Blekingekustens och västra Hanöbuktens vattenvårdsförbund för att samordna denna kontroll. Mer information kan hämtas på förbundens hemsidor [www.bkvf.org](http://www.bkvf.org) respektive [www.hanobukten.org](http://www.hanobukten.org).

I Blekingekustens vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten ingår följande medlemmar:

Bromölla kommun, Hässleholms kommun, Karlshamns kommun, Karlskrona kommun, Kristianstads kommun, Osby kommun, Ronneby kommun, Simrishamns kommun, Sölvesborgs kommun, Tomelilla kommun, Ö Göinge kommun, ASSI Domän, Ericsson Business Communication AB, Karlshamns AB, Karlshamnsverket Kraftgrupp AB, Kiviks musteri AB, Stora Enso Nymölla AB, Sveriges Stärkelseproducenters förening, Södra Cell Mörrum, Tarkett AB, Valeo Engine Cooling AB, Åhus hamn & stuveri AB, Domänverket Mörrum, Fiskeriverket, Kustbevakningen i Blekinge, Landstinget i Blekinge, Länsstyrelsen i Blekinge, Länsstyrelsen i Skåne, Sydkustens marinbas, Blekingefiskarnas centralförening, Svenska Sydfiskarnas Centralförbund, Sveriges sportfiske- och fiskeförbund, Södra Sveriges Vattenbrukares förening, Bräkneåns vattenförbund, Kommittén för samordnad kontroll av Helgeå, Lyckebyåns vattenförbund, Mörrumsåns vattenvårdsförbund, Ronnebyåns vattenvårdsförbund, Skräbeåns vattenvårdskommitté

---

### Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

ges ut av Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten.  
Dessa sidor är särtryck av sammanfattningen i Rapport 2010:4  
från undersökningarna 2009. Undersökningarna är utförda  
av Linnéuniversitetet, SMHI och Toxicon.

TEXT Susanna Andersson och Roland Engkvist  
FOTO, GRAFIK OCH KARTOR Stefan Tobiasson och Susanna Andersson,  
REDIGERING Susanna Andersson

# Inledning

Syftet med de genomförda undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbukstens kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar. Programmet ska ge underlag för fortsatt planering, åtgärder och fortsatt övervakning i Hanöbukten och dess tillrinningsområde. Undersökningarna utgör ett basprogram som vid behov kan kompletteras med specialundersökningar.

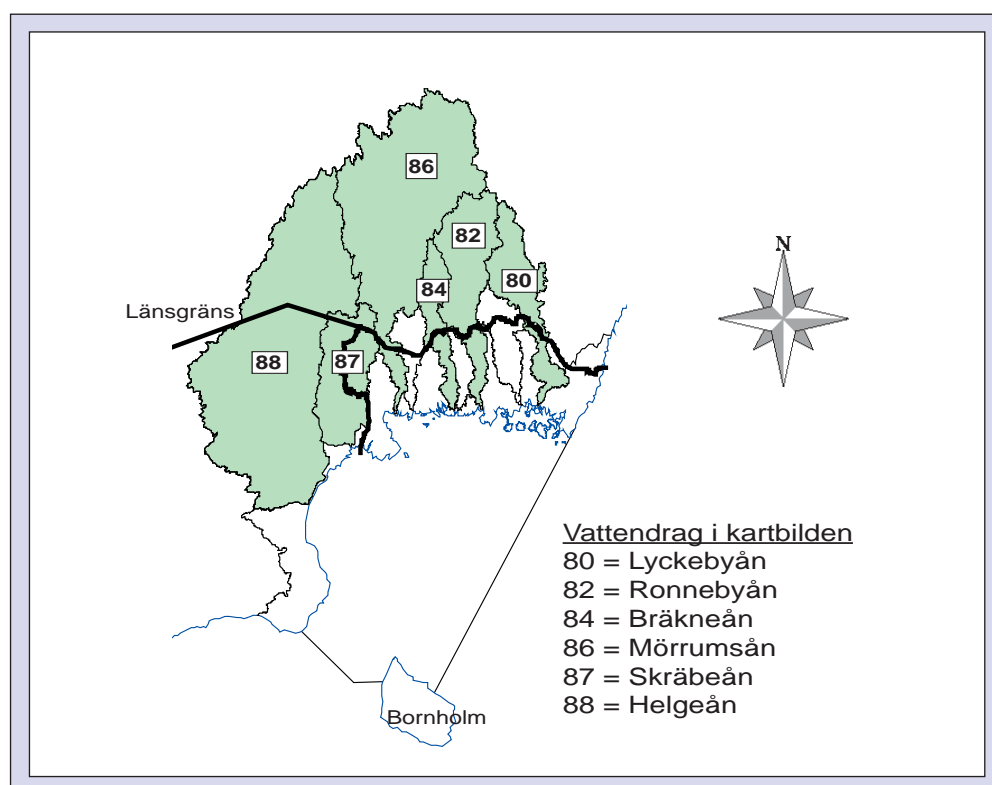
Under 2009 genomfördes samordnad recipientkontroll i Blekinge och västra Hanöbukten enligt de program som fastställdes 2003. Kontrollen har omfattat fysikaliska/kemiska parametrar i vatten, biologiska undersökningar av bottendjur och makroalger samt fiskfysiologi för tånglake. Metoder och stationsnät för de olika provtagningsmomenten redovisas i bilaga 1. Provpunkterna i respektive provtagningsområde samt för varje undersökningstyp framgår också i ett antal kartor i rapporten.

I denna rapport redovisas resultaten dels för de olika

utsläppsområdena dels för hela vattenområdet i Blekinge och västra Hanöbukten gemensamt. Vid utvärderingen av erhållna undersökningsresultat har om möjligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och Hav använts. Äldre recipientdata för såväl kemiska som biologiska parametrar finns för området och har i viss mån använts för bedömning av utvecklingen över tiden.

Resultaten av de fysiologiska studierna på tånglake vid Nymölla och Mörrum har redovisats till skogsindustrierna i två rapporter och finns därför i föreliggande rapport enbart i form av en sammanfattning.

I rapporten redovisas och kommenteras endast de viktigaste resultaten. Rådata redovisas i bilagor. Samtliga data kan dessutom erhållas i excel-format från konsulterna och respektive vattenvårdsförbund. Rapporter, data och mer information finns på de båda vattenvårdsförbundens hemsidor : [www.hanobukten.org](http://www.hanobukten.org) respektive [www.bkvf.org](http://www.bkvf.org).



Karta 1 Avrinningsområden för de sex största vattendragen som mynnar i Hanöbukten.

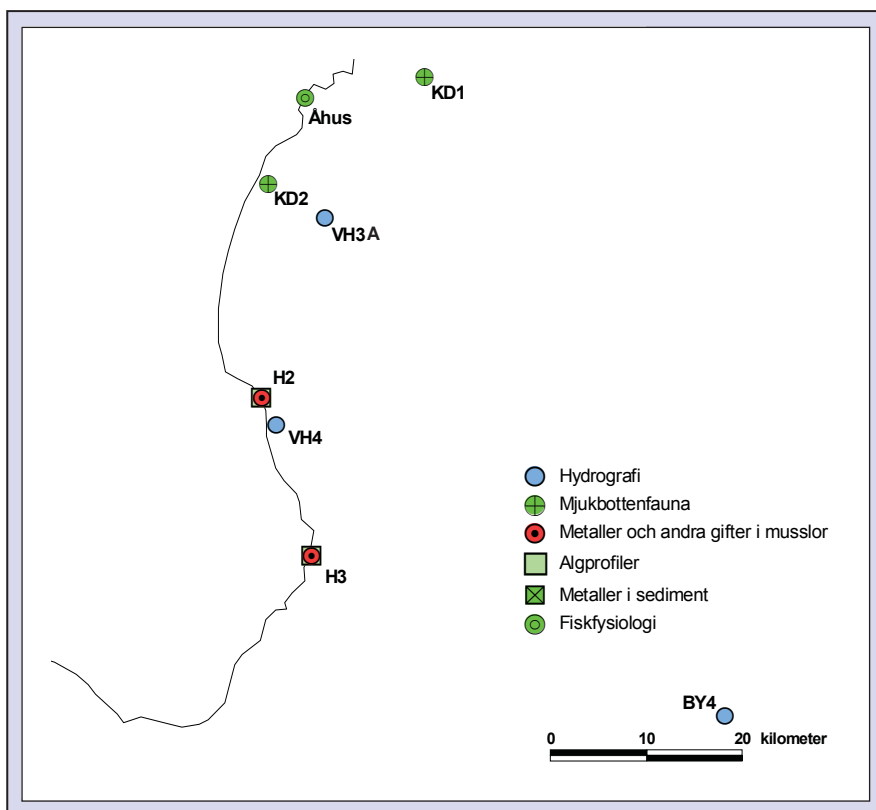
## FAKTA *Undersökarna*

För provtagning och analys av hydrografiska mätningar ansvarar SMHI i Norrköping. Undersökningar av mjukbottnar och makroalger har utförts av Institutionen för Naturvetenskap vid Linnéuniversitet. Kemisk analys av kväve, fosfor och kol i alger har ombesörjts av Eurofins i Lidköping. Undersökningar av fiskfysiologiska undersökningar av tånglake har gjorts av TOXICON AB i Landskrona. Varje undersökare svarar för utvärdering och sammanställning av sin del. Linnéuniversitetet svarar för slutlig rapportframställning. Konsulternas kvalitetssäkringsarbete redovisas i bilaga 18.

# 1. Tillståndet i olika vattenområden 2009

## 1.1 Västra Hanöbukten

Kusten söder om Åhus ner till Simrishamn är öppen med företrädesvis sandstränder i norra delen och klipp-/moränkust från Stenshuvud och söderut. Vattenomsättningen är mycket god ända in till stranden och bottarna består främst av välsorterad sand, åtminstone ner till 25 meters djup där lite mer blandade substrat vidtar. Det finns ett stort vattendrag (Helgeå) och några mindre som mynnar i västra Hanöbukten och därmed tillför näringsämnen och föroreningar. Helgeån är det i särklass största vattendraget som belastar Hanöbukten och påverkar därmed i hög grad resultaten av speciellt de hydrologiska mätningarna utanför kusten. Uppvällning av näringsrikt bottenvatten är vanligt längs hela kuststräckan och bidrar sannolikt med mycket närsalter. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 2.



Karta 2 Provtagningsstationer i vattenområdet Västra Hanöbukten.

Vattenföring och närsalttransporter från Helgeån 2009 framgår av figur 1. Transporten av såväl kväve som fosfor var koncentrerad till vårvintern och slutet av året. Totalt var transporten av näringsämnen halverad jämfört med 2008, och även jämfört med medelvärdet för de senaste 20 åren. Under perioden 1990-2009 har det skett en viss minskning vad avser Helgeåns transport av fosfor medan kvävebelastningen har varit oförändrad (bilaga 3).

Vid stationerna VH3A och VH4 i Västra Hanöbukten uppmättes i huvudsak normala eller lägre halter än normalt av oorganiskt kväve 2009. Bedömningsgrunderna visar på hög respektive god status m.a.p. oorganiskt kväve. För totalkväve var statusen god eller måttlig såväl sommar som vinter.

I Figur 2 ses att vinterpoolen av fosfat i området har minskat sedan rekordvintern 2004/2005. 2009 var vintervärdena

av fosfat nästan nere i nivå med början av 2000-talets värden. För totalfosforhalten ser det dock annorlunda ut, här har man inte någon minskande tendens utan totalfosfor verkar ha stabiliserat sig på en ny och högre nivå sedan vintern 2004/2005.

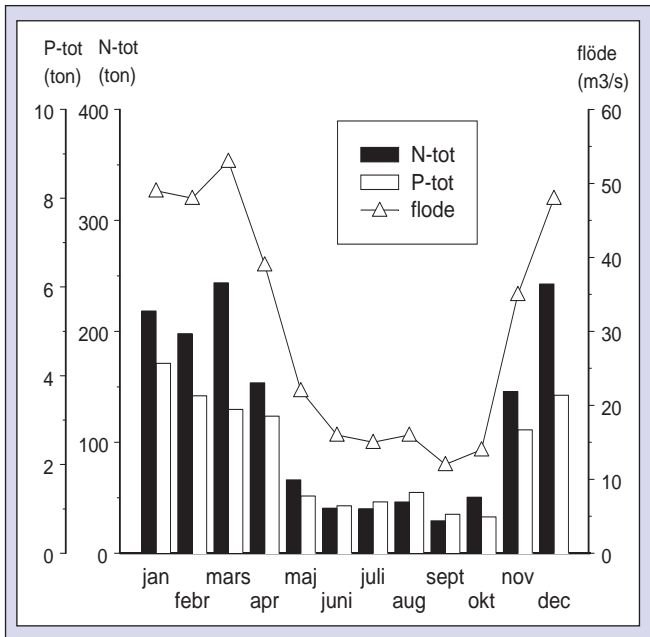
Näringsituationen ser därmed sämre ut för fosfor än när det gäller kväve, vilket också statusklassningen enligt bedömningsgrunderna visar med måttlig eller otillfredsställande ekologisk status.

Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen i området avseende näringsämnen visar på måttlig status.

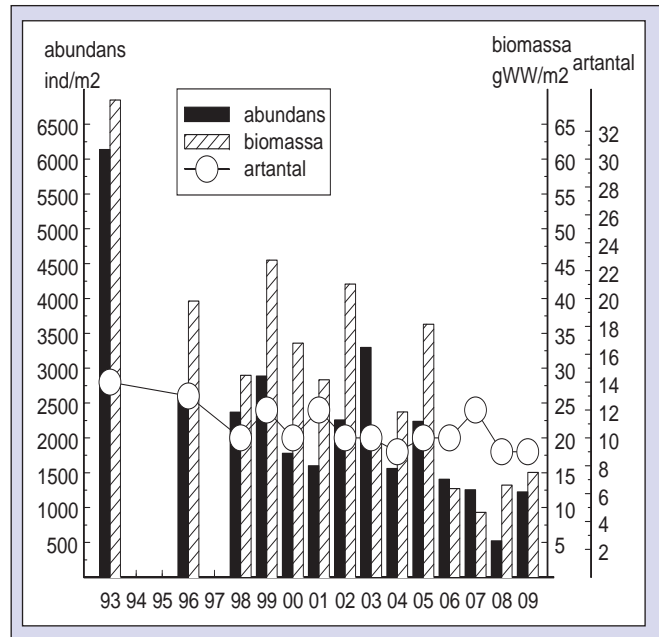
Siktdjupet under sommaren låg 2009 omkring 7 m, vilket innebär måttlig status enligt bedömningsgrunderna. Högst siktdjup under året uppmättes till 12 m i maj och som lägst uppmättes 3 m i november.

Uppmätta syrgashalter i bottenvattnet under året visar höga och bra värden. Lägsta syrgashalt i bottenvattnet under året var 6.16 ml/l i juli, vilket innebär att statusen i området klassas som hög.

En bottenfaunastation (KD2) med relativt grov sandbotten belägen SO om Åhus och en annan (KD1) med finare sand belägen i Valjevikens mynning, provtas sedan 1993. Vid båda lokalerna har biomassan i flera år varit låg och den var vid KD2 2009 inte mer än 15 g WW/m<sup>2</sup> (figur 3) vilket är obetydligt mer än närmast föregående års värde. Båda lokalerna har dock, i likhet med en allmänna trenden, ökat både individantal och biomassa (främst lokal KD1) till 2009. Det är inte ovanligt med låg djurbiomassa i bottnar med relativt grov sand, som vid KD2, men den nu uppmätta biomassan måste betraktas som låg. Flera andra stationer i Hanöbukten med liknande botten har dock också haft låg djurbiomassa vid några mätstillfällen. Station KD2 är i sin artsammansättning lik den tillika grovsandiga lokalen M1 i Pukaviksbukten (se figur 53 där den grupperas nära M1) men också lik den geografiskt närbelägna KD1. Gemensamt har de relativt låga antal östersjömusslor samt som domineranter de små fåborstmaskarna (*Oligochaeta*) och den rörbyggande havsborstmasken *Pygospio*



Figur 1 Flöde och näringsämnestransport i Helgeå 2009.



Figur 3 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation KD2 under åren 1993-2009.

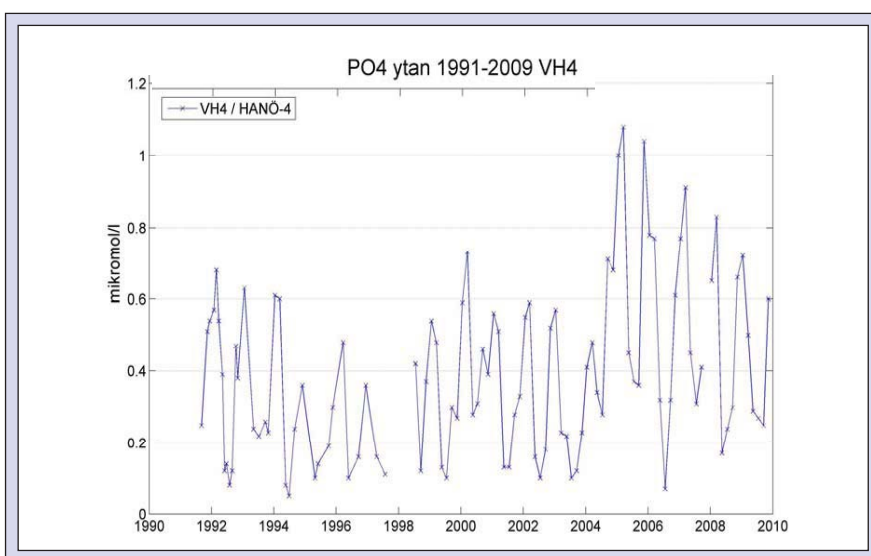
*elegans*. KD1 o KD2 är de enda lokalerna i hela programet som har bestånd av sandmärlan *Bathyporeia pilosa*.

Station KD2, som tappat fyra arter sedan 2007, bl a fjällborstmasken *Byligides sarsi*, har låga individualt och de tre olika huggen som togs 2009 varierade märkbart. Biomassan av östersjömussla har dock ökat något (figur 3, 9 och 50). Under de år som provtagning skett har såväl artantal, abundans som biomassa minskat signifikant (se t ex figur 3 och figur 9). En typ av störning som kan förklara mönstret vid KD2 är att den relativt grova sanden kommer i rörelse av vågor eller strömmar varvid de mest

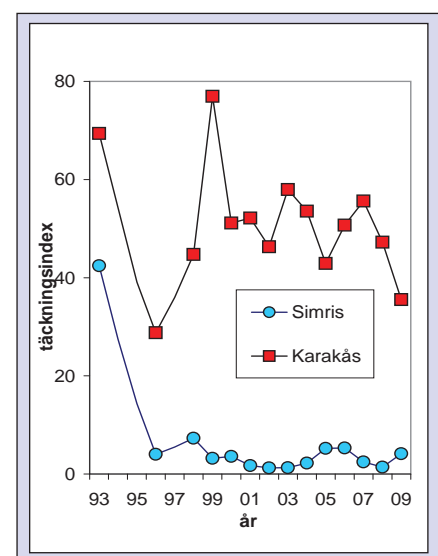
ytnära djuren kan störas. Rovborstmasken *Nereis diversicolor* återkom 2008 och fanns kvar 2009 fast i mycket lågt antal. På grund av de låga abundanserna klassas KD2:s ekologiska status om måttlig enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (se bilaga 10).

Sedan 1993 besöks två algtransekter i vattenområdet. De två lokalerna kompletterades 2003 med vardera 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal för att få en säkrare bedömning av tångförekomsten i ett större område. Vid Simris (H3) var tångens täckning 2009 fortfarande mycket dålig, även om den ytnära tången ökat något jämfört med 2008.

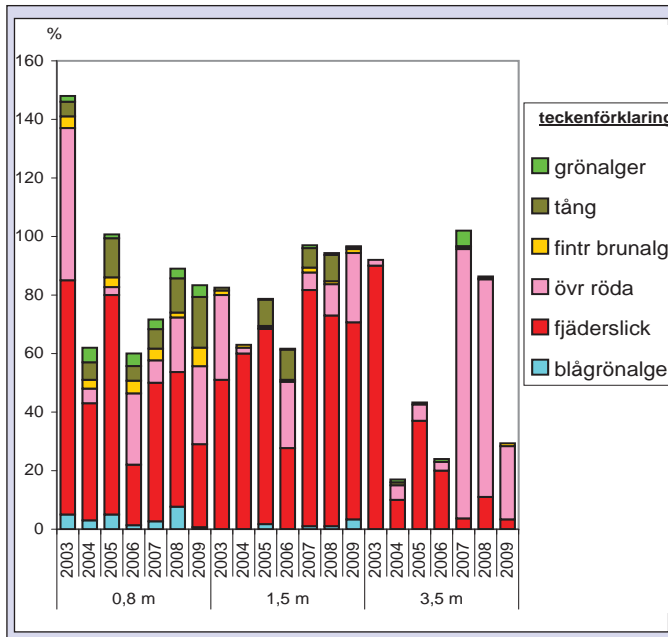
Vid Karakås (H2), där det förekommer mer tång, var täckningsgraden, framförallt i den djupare delen av profilen något lägre än 2008. I figur 4 redovisas utvecklingen av tångens täckningsindex sedan 1993. Provtagningarna vid extralokalerna visar att det fortfarande finns betydande variationer i tångens utbredning och täckning vid närliggande lokaler. Vid Simris hade båda extraprofilerna något mer tång än stamprofilen, och djupen för de högsta täckningsgraderna varierade vid de tre undersökta profilerna. Vid Karakås hade den ena extraprofilen bara ett smalt bälte närmast ytan medan den andra hade ett tätare tångbälte, som till skillnad från



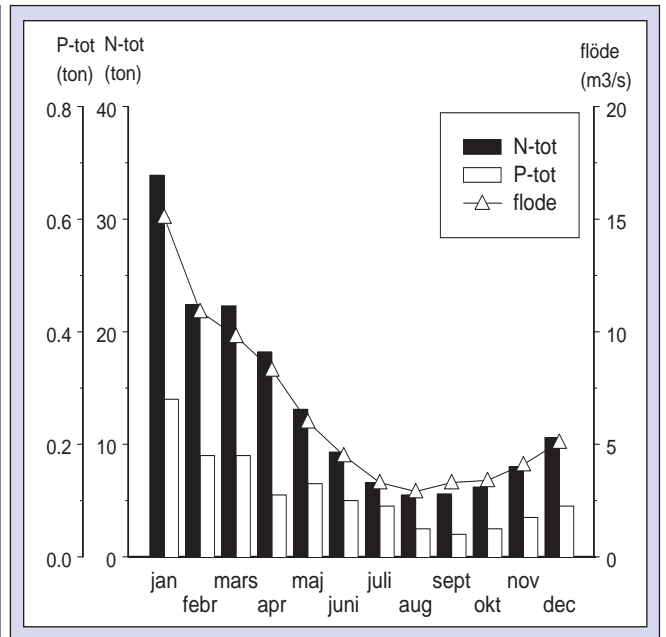
Figur 2: Halten av fosfatfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station VH4 under åren 1991-2009.



Figur 4 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårbottenkapitlet s 44) på två stationer i v Hanöbukten under perioden 1990-2009.



Figur 5 Täckningsgrad för olika alggrupper vid Simris 2003–09. Bedömningen av täckning har gjorts i en ruta med sidan 5 m. Tre replikat på tre olika djup har undersökts.



Figur 6 Flöde och näringsämnestransport i Skräbeån 2009

tången vid stamprofilen ökat jämfört med 2008.

Vid ordinarie lokaler bedöms förutom tångens djuputbredning längs en profil även andra makroalgers täckningsgrad i tre rutor om fem gånger fem meter på vardera av tre olika djup (bilaga 12). Vid Simris dominerade som tidigare rödalgen fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*) på två av tre djup medan rödalgen ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) dominerade i de djupaste rutorna (figur 5). Det är vanligt att dessa två arter alternerar som domineranta på grunda hårbottenar i Östersjön

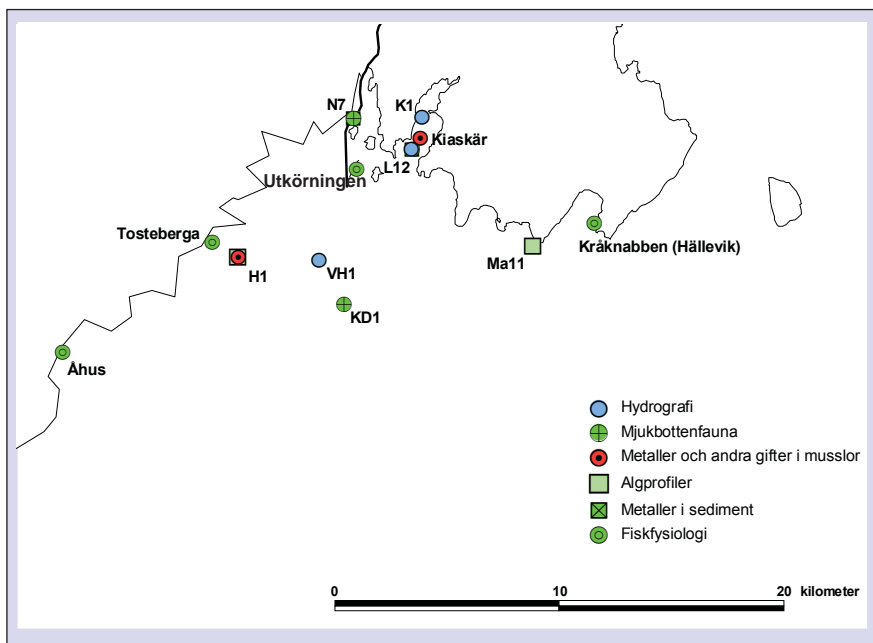
även om fjäderslick vanligtvis är den dominerande arten på 3 m djup. Ullsläke betraktas normalt som mer gynnad av ökad näringsnivå. En minskning av antalet arter och även den totala täckningsgraden antyder att algsamhället vid Simris har blivit alltmer utarmat under de år provtagning har skett.

Vid Karakås dominerade, som tidigare, tång på de två grundaste djupen, medan de djupaste provrutorna (3,3 m), i avsaknad av konkurrens från tång, helt dominerades av fjäderslick. På detta djup har täckningen av fjäderslick ökat något

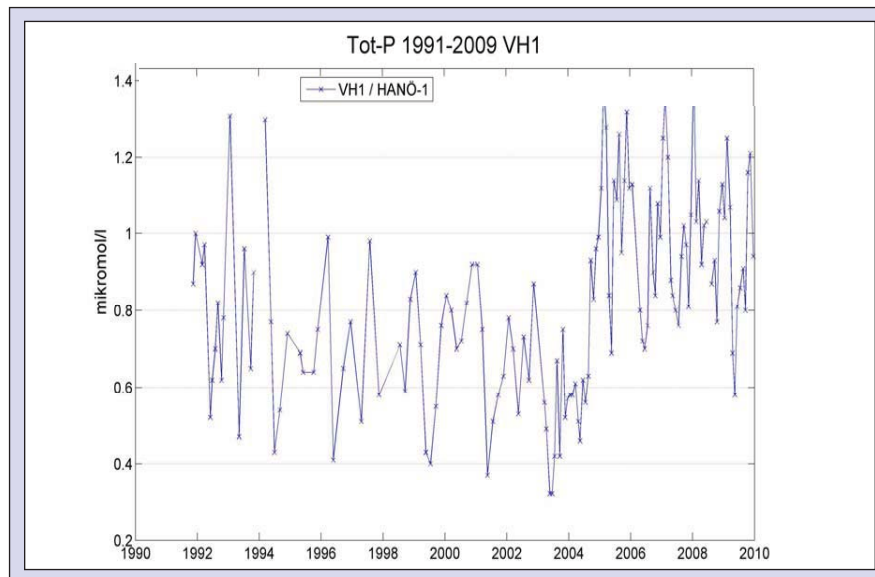
under de senaste sex åren. Algsamhället vid Karakås uppvisar inga tecken på störning. Den ekologiska statusen för algsamhällena klassades enligt de nya bedömningsgrunderna som hög vid Karakås, och god vid Simris, trots att förekomsten av tång här var mycket låg. För fler figurer hänvisas till hårdbot-tengenomgången på sidan 43.

## 1.2 Kuststräckan från Åhus till Hanö

Kuststräckan från Åhus och norrut till Sölvesborg är fläck med ett antal små moränöar som på en del ställen bildar en smal "skärgård". I detta område har Nymölla bruk sitt utsläpp. Det belastas dessutom av vatten från Skräbeån för vilken flöde och närsalttransport under 2009 framgår av figur 6. Utanför "skärgården" består bottenarna mest av sand och grus. Följer man kusten en bit mot öster kommer Sölvesborgs- och Valjeviken som ligger mer skyddade för vågor och vind. Här består bottenarna av gytta med stort inslag av organiskt material. Sölvesborgsviken belastas av ett mindre vattendrag och av det kommunala reningsverket samt dräneringsvatten från dikad åkermark. Dessutom sker utsläpp i viken från tre ytbehandlingsindustrier. Listerlandet har öppen moränkust och enstaka partier med klippkust som vid Listerhuvud och på Hanö. På södra delen av Listerlandet, vid Hällevik och Torsö, återfinns vikar där inslaget av sand är stort. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 3.



Karta 3 Provtagningsstationer i vattenområdet från Åhus upp till Sölvesborgsområdet



Figur 7 Halten av totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station VH1 under åren 1991–2009.

Sedan 2004 uppvisar Skräbeån en avtagande trend vad gäller fosfortransporten till Hanöbukten (räknat från 1990). Det kommunala reningsverket i Sölvesborg har minskat sina kväveutsläpp signifikant och Stora Enso Nymölla har minskat såväl kväve- som fosforutsläppen markant. Sammantaget gör detta att området belastas med allt mindre mängder närsalter.

Vid VH1 uppmättes normala eller lägre halter än normalt av oorganiskt kväve under 2009. I januari och i mars låg halterna under det normala i samband med höga klorofyllhalter vilket tyder på att näringen förbrukats i samband med tillväxt av växtplankton. Enligt bedömningsgrun-

dena var statusen måttlig både när det gäller oorganiskt kväve och totalkväve, såväl vinter som sommar.

Fosfathalten var högre än normalt i oktober och november, i övrigt låg den på normal nivå under året. Totalfosforhalten sommartid låg i stort sett på samma nivå som 2008. Fosforhalten följer i huvudsak samma utveckling som längre söderut i västra Hanöbukten, d.v.s. vinterpoolen av fosfat i området har minskat, medan totalfosforhalten verkar ha stabiliserat sig på en ny och högre nivå sedan rekordvintern 2004/2005, se Figur 7.

Näringsituationen ser därmed sämre ut för fosfor än när det gäller kväve, vilket

också statusklassningen enligt bedömningsgrunderna visar med otillfredsställande ekologisk status.

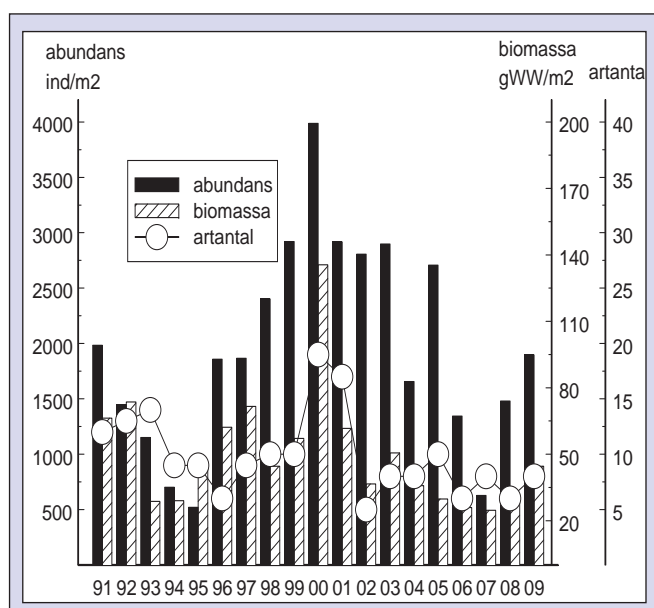
Även mätresultaten från station K1 och L12 uppvisade hög totalfosforhalt. Station L12 och K1 provtogs endast i september och resultaten kan därför inte utvärderas enligt bedömningsgrunderna.

Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen i området avseende näringsämnen blir därmed otillfredsställande status.

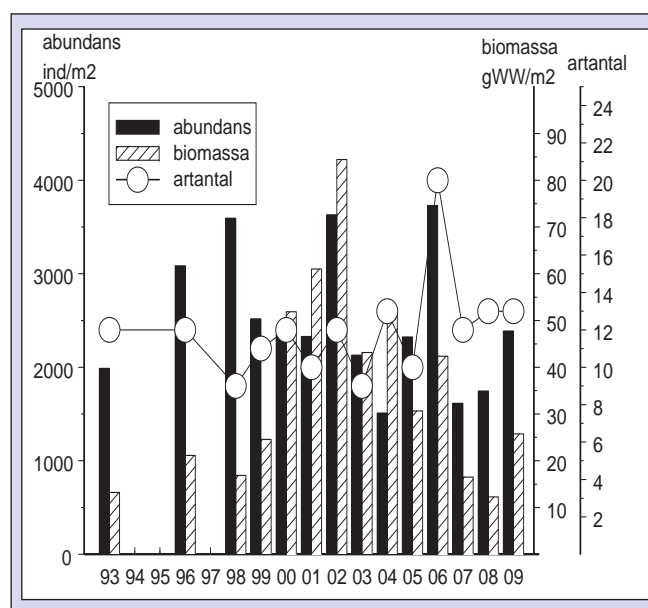
Siktdjupet under sommaren varierade från 6 m till 9 m vid VH1. Detta innebär god status. Lägst siktdjup, 4 m, uppmättes i mars och november i samband med vår- och höstblomning, medan högsta uppmätta siktdjup var 12.5 m i december vid VH1.

Syrgashalten i bottenvattnet var hög hela året och statusen var hög. Lägst uppmätta halter var 5.79 ml/l i juli.

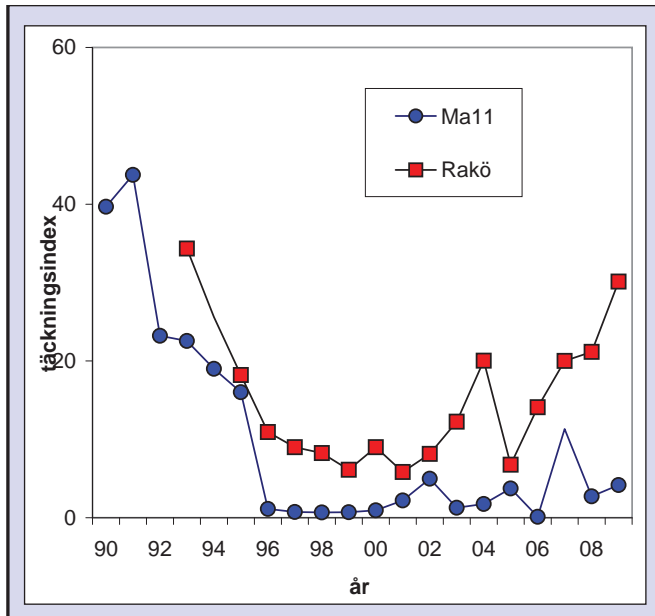
Bottenfaunastationerna L12 och N7 ligger båda i för vågpåverkan skyddade vikar (Sölvesborgs- respektive Valjeviken) med en viss organisk belastning. Följaktligen har de en djursammansättning som antyder förorenade förhållanden. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder hade stationerna kring måttlig ekologisk status (lågt BQI), se bilaga 10. Båda lokalerna har dock ökat sina artantal, individantal och i viss mån även biomassa mellan 2008 och 2009. På provpunkten i Valjeviken (N7) fanns 2009 11 (förra året 6) arter och biomassan ökade något (figur 8) och på L12 fanns 16 (förra året 7) arter. Lokalerna hade återfått sina bestånd av tusensnäckor (*Hydrobiidae* och *Potamopyrgus antipodarum*) vilket verkar



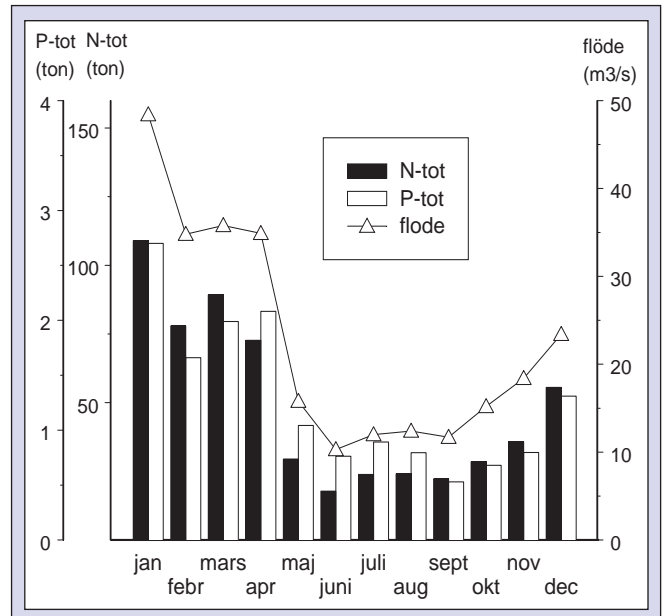
Figur 8 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation N7 under åren 1991–2009.



Figur 9 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation KD1 under åren 1993–2009



Figur 10 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårbottenkapitlet s 43) vid Rakö och Björknabben (Ma11) under perioden 1990-2009.



Figur 11 Flöde och näringsämnestransport i Mörrumsån 2009.

vara en allmän trend i hela området. De föroreningsstålga fjädermygglarverna (*Chironomidae* och *Chironomus plumosus*) har varit mycket vanliga på både N7 och L12 och förekomsten antyder att området är märkbart förorenat av organiskt material. De har dock inte nått så höga tal de senaste åren. Totalbiomassan på L12 har varierat mellan åren och minskade till 2009 bl a på grund av minskad biomassa av just fjädermygglarver. Mängden rovbormaskar (*Nereis diversicolor*) är fortsatt låg, men följer en geografiskt allmän trend.

I vattenområdet finns även en station som ligger betydligt mer vågexponerat. Det är KD1 som ingår i programmet för västra Hanöbukten. Stationen har provtagits sedan 1993 och har varierat avsevärt sedan dess, åtminstone då det gäller djurens totala biomassa (figur 9). Biomassaförändringarna förklaras ofta av sandmusslans (*Mya arenaria*) varierande vikt. Sedimentet på platsen är fast och trots extra tyngder på provtagningsskopen är det svårt att få upp bottensediment djupare än 5-6 cm. De större sandmusslorna lever på detta djup eller djupare och kommer inte alltid med i proverna vilket också kan förklara varför biomassan varierat en del mellan åren. En, från låg nivå, till 2009 fördubblad biomassa förklaras dock mest av ökande antal stora östersjommusslor. Typdjuren *Pygospio elegans*, *Oligochaeta* och *Bathyporeia pilosa* ökade också i antal, liksom havsborstmasken *Nereis diversicolor*. Artsammansättningen vid lokalen liknar den vid närliggande KD2 utanför Åhus och M1

i Pukaviksbukten (se figur 55). Kanske pga ett relativt finkornigt sediment har KD1 lite större individantal. Sammantaget finns det inget i de utförda undersökningarna som antyder att området påverkas negativt av utsläpp annat än av gödande ämnen. Förändringarna i djursamhället medförde att den ekologiska statusen på stationen steg till väl ovanför gränsen till god (se bilaga 10).

Algprofilen vid Rakö (H1) kompletterades 2003 med 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal för att få en säkrare bedömning av tångförekomsten i ett större område. Provtagningarna vid extralokalerna visar att täckningsgraderna på olika djup varierar likartat i området. Alglokalen vid Rakö har i många år haft dålig tångstatus, åtminstone delvis beroende på betning av tånggräsuggor (*Idotea* spp). 2005 hade mängden tång i profilen minskat avsevärt men de senaste åren har ett nytt tångbestånd etablerat sig (figur 10) och 2009 var mängden tång för första gången nära nog i nivå med den som noterades 1993. Ökningen av tångens utbredning i området kan avläsas i samtliga tre profiler vid Rakö.

Vid ordinarie lokaler bedömdes, förutom tångens djuputbredning längs en profil, även andra makroalgers täckningsgrad i rutor om fem gånger fem meter på tre olika djup. Tången vid Rakö har successivt fått mindre påväxt av blågröna bakterier. Även mängden fintrådiga grönalger som till exempel grönslick (*Cladophora glomerata*) var överlag liten och istället dominerade tången i det grundaste området. Överlag

antyder utvecklingen vid Rakö mycket glädjande att situationen har blivit en aning bättre under senare år. För figur på artsammansättning i rutorna hänvisas till hårbottengenomgången på sidan 43.

Även algprofilen vid Björknabben (Ma 11) förlorade större delen av sitt forna tångbestånd i mitten av 90-talet. En viss återhämtning (figur 10) har skett de senaste åren i det strandnära området, och vid besöket 2009 fanns åter ett gles tångbälte på grunt (0,5m) vatten. Djursamhället i tången dominerades liksom tidigare av tånggräsuggor (*Idotea baltica*) och märkräftor (*Gammarus* sp.) som båda är potentiella betare på tången. Vid besöket 2009 var djurens antal och biomassa betydligt högre än 2008, men långt ifrån de värden som uppmättes i slutet av nittio-talet. Det finns fortfarande en avtagande trend för djursamhället i tången vilket innebär att tången skulle kunna få utvecklas utan att bli uppäten.

Biomassan för påväxtalger på tången var som tidigare låg och det finns ingen trend för den tidsperiod vi tagit prover. Rödalgssamhället på 6 m djup dominerades liksom tidigare av gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*). Mängden rödalger var 2009 större än året innan då biomassorna överlag var låga. Någon långsiktig trend finns inte, men biomassorna ligger i nivå med dem på liknande stationer.

Enligt de nya bedömningsgrunderna var statusen på lokalen hög, trots den dåliga situationen för tången.

Under 2009 gjordes, liksom tidigare

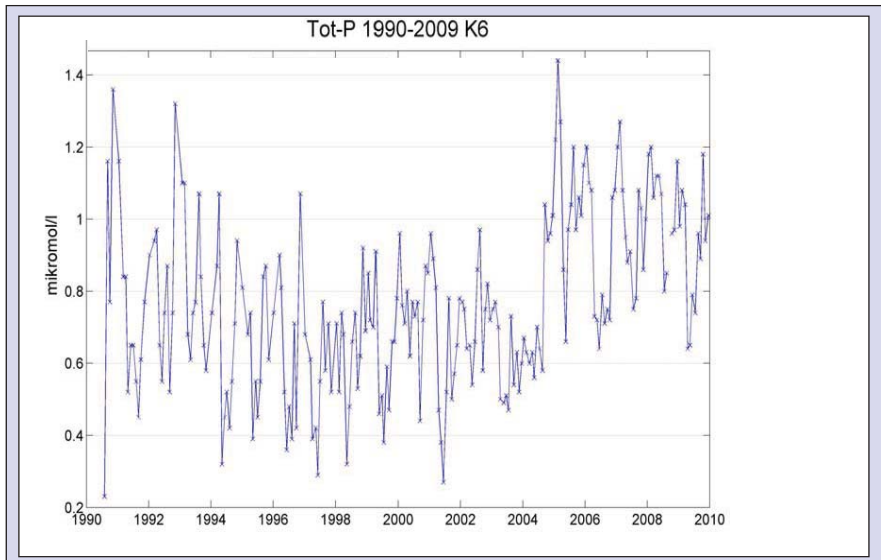


år, fiskfysiologiska undersökningar i utsläppsområdet för Nymölla bruk. Tång-lakar uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning.

### 1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn

Pukaviksbukten är tämligen öppen ut mot havet och vattenomsättningen måste därmed betraktas som god. Det är endast i den inre delen in mot Pukavik som vattenutbytet är något begränsat. Bottenarna i Pukaviksbukten består därför med något undantag av finsand eller sand. I Pukaviksbukten mynnar Mörrumsån, Blekinges största vattendrag. Här finns också länets största fosforutsläpp (Södra Cell Mörrum). I figur 11 visas flöde och transport av näringsämnen via Mörrumsån 2009. Liksom för övriga vattendrag var transporten som högst i början av året. Transporten av både kväve och fosfor var lägre än 2008 men trots det tenderar transporten av såväl kväve som fosfor att öka under perioden 1990-2009. Samtidigt har utsläppen av kväve från Södra Cell Mörrum ökat signifikant medan fosforutsläppen tenderar att minska.

Kusten från Pukaviksbukten förbi Karlshamn bort till skärgården strax öster därom är tämligen exponerad för vågor och vind. På den exponerade södra delen av Stjärnö finns en låg klippkust. I Karlshamns hamn där vattenstationen K7 ligger är dock vattenutbytet inte lika stort och området belastas av utsläpp från såväl industri som kommunalt reningsverk och dagvatten. Dessutom mynnar



Figur 12: Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K6 under åren 1990-2009.

ett vattendrag (Mieån) i hamnen. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 4.

Vid station K6 i Pukaviksbukten uppmättes normala eller lägre halter än normalt av oorganiskt kväve under hela 2009. Särskilt låga var halterna i samband med vårblooming i mars, vilket även gäller fosfathalten.

Vid station K7 däremot uppmättes genomgående högre kvävehalter än vid K6, vilket är normalt eftersom K7 ligger närmare land och därmed är mer påverkad av sötvattentillförsel från Mörrumsån. Denna påverkan av sötvatten syns mycket tydligt vid K7 i januari då den oorganiska kvävehalten och silikathalten var mycket

över det normala. Halten av oorganiskt kväve var också mycket hög i juli vid K7, men någon tydlig koppling till avrinning kan inte göras i detta fall.

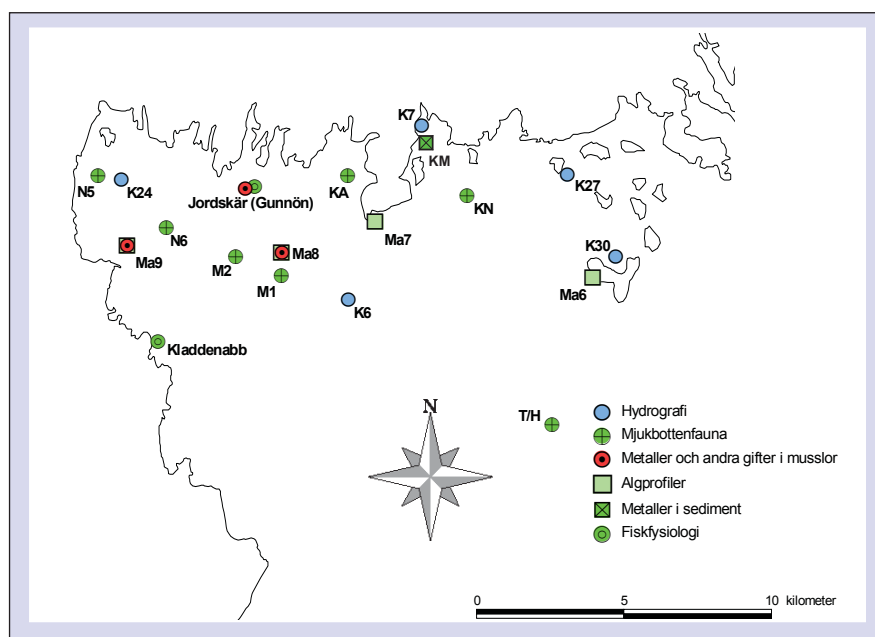
När det gäller fosfor uppvisade K6 låga fosfathalter vid vårbloomingen i mars, medan de var över det normala i augusti och i oktober till följd av uppvällning av kallt, näringsrikt bottenvatten. Totalfosforhalten vid K6 hade minskat något jämfört med 2008 men låg ändå fortsatt på en hög nivå, vilken den gjort sedan slutet av 2004, se Figur 12. Vid K7 var halten av fosfat mycket över det normala under stor del av 2009. Som högst uppmättes i januari en fosfathalt på över 3  $\mu\text{mol/l}$  i ytan i samband med höga flöden och tillförsel av näringsämnen från land, se Figur 13. Även totalfosforhalten var hög under 2009.

Näringsituationen ser därmed i allmänhet sämre ut för fosfor än när det gäller kväve, och det ser också sämre ut inne i Karlshamnsfjärden (K7) än ute i Pukaviksbukten (K6). Statusklassningen enligt bedömningsgrunderna visar måttlig status för kväve vid K6. I övrigt var det otillfredsställande eller dålig ekologisk status i området.

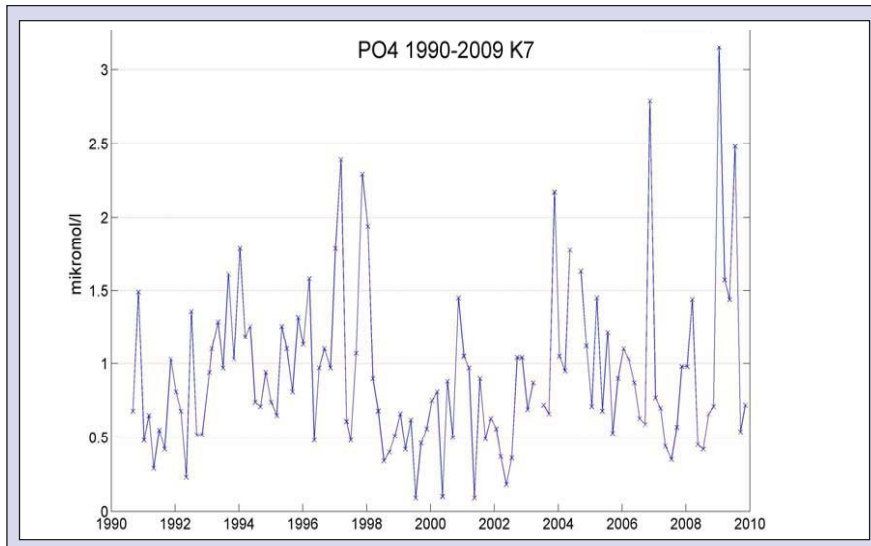
Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen i området avseende näringsämnen visar på måttlig status i Pukaviksbukten och otillfredsställande status i Karlshamnsfjärden.

Även mätresultaten från station K24 uppvisade hög totalfosforhalt. Station K24 provtas endast i september och resultaten kan därför inte utvärderas enligt bedömningsgrunderna.

Siktdjupet i området varierade under sommaren från 4 m vid K7 i juli till 12



Karta 4 Provtagningsstationer i vattenområdet Pukaviksbukten och Karlshamn.



Figur 13: Halten fosfat ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K7 under åren 1990–2009.

m vid K6 i september, vilket innebär otillfredsställande respektive god status. Lägsta siktdjupet under året var 2 m vid K7 i januari i samband med stor sötvattenpåverkan. Syretillgången i bottenvattnet i området var god och statusen hög. Som lägst uppmättes 4.73 ml/l vid K7 i juli, vilket är mycket under det normala.

Bottarna i Pukaviksbukten består, som tidigare konstaterats, nästan uteslutande av sand. Detta avspeglar sig även i bottarnas djursamhällen som domineras av sandrörbyggande havsborstmaskar (*Pygospio elegans*), små fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och musslor. Djursamhällets struktur styrs för övrigt i hög grad av djupet och i Pukaviksbukten antyder djursamhällets artsammansättning, med

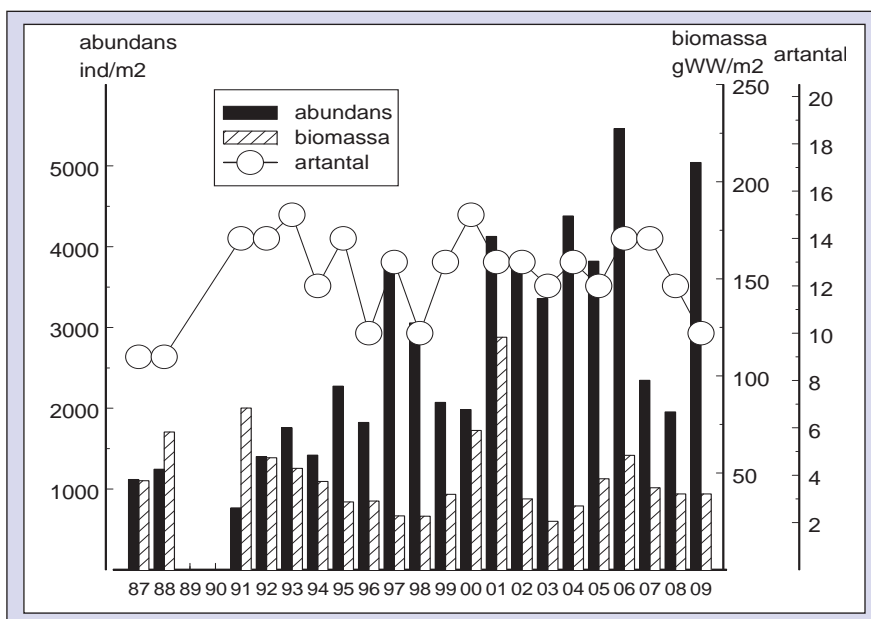
undantag för två stationer en bit in i viken (N5 och N6), låg grad av förorening. Station N6 är den lokal i området som tydligast förändrats de senaste åren. Artantalet halverades från 8 till 4 år 2008. Antalet djur var lågt och djursamhället dominerades helt av stora östersjömusslor. En stor del av förklaringen finner vi då vi studerar sedimentet vars halt av organiskt material kan variera mellan åren. Uppenbarligen sker det tidvis inlagring av organiskt material som därefter transporteras vidare varvid livsrummet förändras. Till 2009 hade sedimentets organiska halt minskat från 10,2 % till 2,5 % dvs den hade förvandlats från ackumulationsbotten till erosionsbotten på en säsong (bilaga 7). Samtidigt,

men i linje med utvecklingen vid övriga stationer, ökade artantalet från 4–8 men totalabundans o biomassa ändrades inte nämnvärt. Stora östersjömusslor minskade medan det blev ett tillskott av små rekryter, vilket är ovanligt vid denna lokal. Sannolikt har omstruktureringen av sedimentet skett någon gång efter vårt besök där i början av juni 2008 och nyrekryteringen i juli samma år eftersom det fanns årgamla östersjömusslor i sedimentet vid besöket 2009.

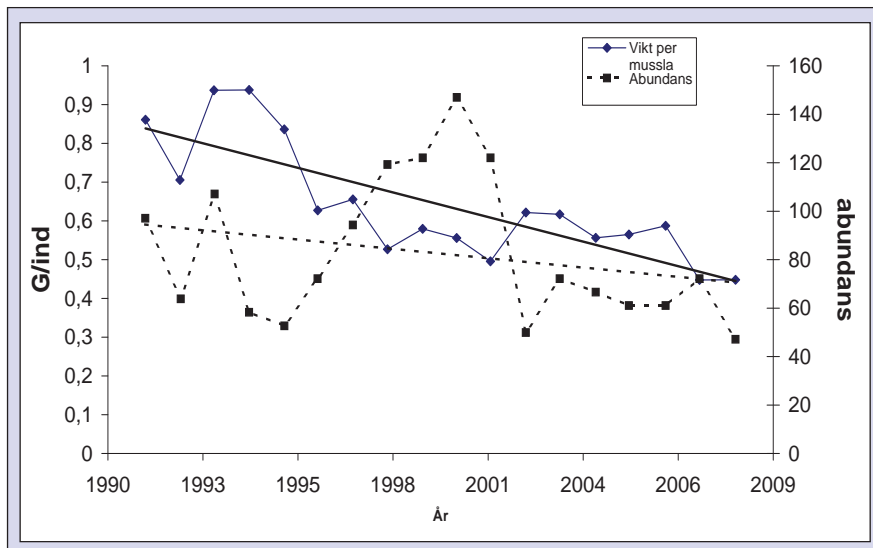
Den grunda stationen N5, innerst i Pukaviksbukten har egentligen ett sandigt sediment, men har ändå hållit, en nu utgången, population fjädermygglarver (*Chironomidae*). Den hade 2009 en relativt stor population av havsborstmasken *Marenzelleria viridis*. Den tidigare minskande rovbormasken *Nereis diversicolor* har ökat kraftigt till 2009. Här finns en signifikant (regression,  $p < 0,05$ ) negativ trend för stora östersjömusslor samtidigt som det förekommer stor rekrytering av samma art. Biomassan av östersjömussla dominerades därför av småmusslor. Artantalet har åter ökat. Det har dock med två undantag (korvmasken *Halicryptus spinulosus* och fåborstmaskar (*Oligochaeta*) rört sig om arter som förekommit med enstaka individ. Den annars i stort tillbakagående rovbormasken (*Nereis diversicolor*) har ökat vid lokalen och tusensnäckorna har åter etablerat sig. I stort kan man se positivt på utvecklingen vid dessa lokaler, även om det nog är klokt att avvakta med några slutsatser i det fall påbörjade trender står sig till nästa år. Ekologisk status enligt BQI (bilaga 10) ligger fortfarande lågt vid båda lokalerna.

Artantalet på stationerna i Pukaviksbukten var förra året mellan 8 och 12, 2009 mellan 18 och 20. En återhämtning som kan ses även i övriga delar av Blekinge och Västra Hanöbukten.

Stationerna i yttre delen av Pukaviksbukten (M1 och M2) har provtagits sedan 1987 (M1 i figur 14). Vid M1, som har lite grövre sandsediment, har individantalet varierat mellan åren, men har efter en tidigare långsiktig uppgång nu backat ett par år. Det är framförallt mängden små havsborstmaskar (*Pygospio*) som har fluktuerat mellan åren. Robormasken (*Nereis diversicolor*) har däremot minskat signifikant. För totala biomassan kunde man under hela 90-talet se en tydlig trend med sjunkande värden fram till 1998 då en kraftig rekrytering av Östersjömusslor inträffade. Mängden musslor och därmed även den totala biomassan ökade under några år men sjönk sedan igen. Emellanåt är det sandmusslan (*Mya arenaria*) som



Figur 14 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfaunastation M1 i Pukaviksbukten under åren 1987–2009.



Figur 15: Medelvikten samt abundansen för stora (>10 mm) östersjömusslor på stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten.

stått för variationen. Det är vanligt att denna mussla varierar mellan år i takt med populationsutvecklingen (se även KD1 o KD2 i Västra Hanöbukten). Lokalen klassas som gränsfall mellan god och måttlig ekologisk status (BQI, bilaga 10). Vid Nypgrund (M2) med ett mer finkornigt och något mer organiskt sediment, har biomassan tidigare under programmets gång sjunkit. Biomassan ökade de två föregående åren men sjönk till 2009 (figur 52), främst pga. ett minskat antal stora östersjömusslor. Lokalen har bra diversitet och närvaron av några känsliga arter gör att den får god status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (BQI, bilaga 10).

Lokalen KA, väster om Sternö, håller, liksom lokal M1, sedan tre år en ökande population av den ”nya” havsborstmasken *Marenzelleria viridis*. KA har över åren förlorat nästan alla musslor, och alla individ av havsborstmasken *Bylgides sarsi*. Lokalen har dock behållit sin population av denna lokaltyps karaktärsart, rörbyggaren *Pygospio elegans*. Att lokalen är avvikande kan utläsas av dess perifera läge i figur 53. Över åren uppvisar lokalen ett jämnt men lågt BQI (bilaga 10) på gränsen till måttlig ekologisk status.

Det finns bara en bottenfaunastation i området närmast söder om Karlshamn (KN). Bottensubstratet på stationen, liksom i hela kustområdet utanför Karlshamn, är sand. Stationen håller ett djursamhälle som är typiskt för denna typ av botten. Artsammansättningen har varit relativt stabil under alla de provtagna åren. Däremot har biomassan sjunkit avsevärt men det finns inget som antyder att stationen skulle vara påverkad av föroreningar. 2009 var, liksom 2008,

den totala biomassan något låg pga. färre stora östersjömusslor. Lokalen får något sänkt ekologisk status (BQI, bilaga 10) då den föroreningskänsliga vitmärlan (*Monoporeia affinis*) minskat i likhet med vid flera andra sandiga lokaler i östra Blekinge.

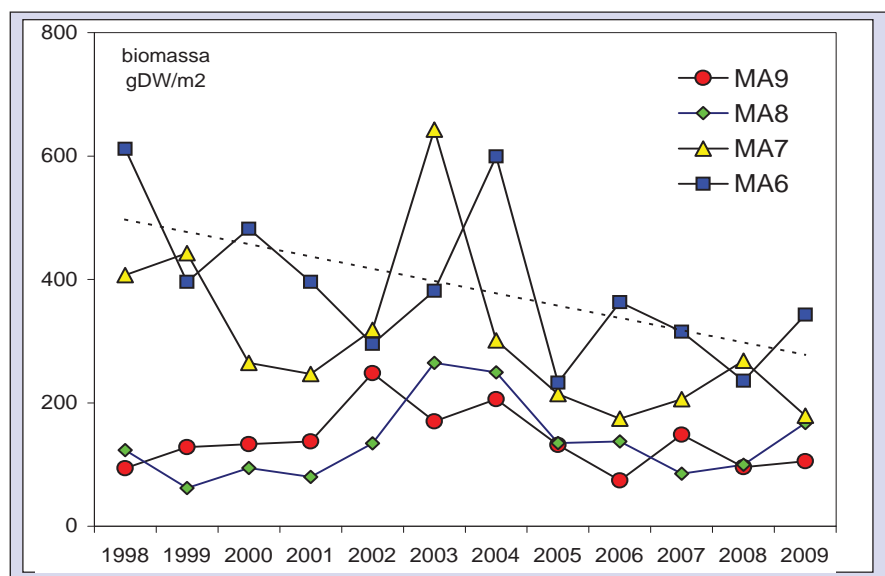
Stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten hade som vanligt ett lågt antal arter (8) men det var nästan uteslutande djur som betraktas som känsliga för förorening. Följdaktligen klassas den ekologiska statusen på denna station som hög. Populationen av vitmärla (*Monoporeia affinis*) minskade kraftigt samtidigt som dess predator havsborstmasken *Bylgides sarsi* också minskade. Förra gången antalet vitmärlor var lika högt som 2007 (1996) var också antalet predatorer högt,

varefter vitmärlan minskade. Nu har båda följts åt och i viss mån ersatts av ett ökat antal av en annan predator; skorven (*Mesidotea entomon*). En ovanlighet är att individ av stora östersjömusslor minskar i biomassa samtidigt som antalet stora musslor minskar (figur 15). Man kan annars tänka sig att när individantalet är lågt kan de få musslor som finns växa sig stora på grund av minskad konkurrens. Diagrammet slutar 2008, men tendensen står sig även 2009.

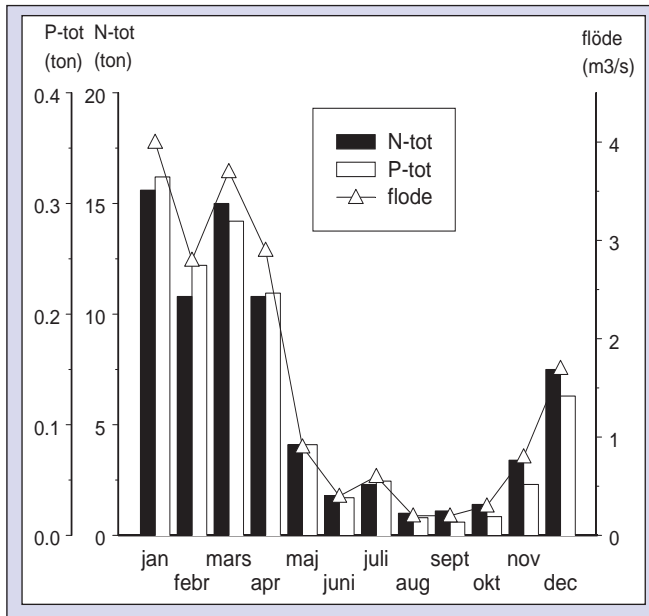
Sammanfattningsvis ökade havsborstmasken *Marenzelleria viridis* i hela Pukaviksområdet, medan vitmärlan minskade.

Tångens täckningsindex vid Norrören (Ma9) var i stort sett oförändrad jämfört med 2008. Den har i princip legat på samma nivå de senaste 10 åren och det finns ingen trend som visar att mängden tång har minskat. Däremot har tångens djuputbredning minskat avsevärt sedan starten 1990. De senaste åren har ingen tång vuxit djupare än ca 2 meter. Djursamhället i tången dominerades 2009 liksom på de mest vågexponerade stationerna av kräftdjur. 2009 var det totala djurinnehållet i tången, och även mängden tånggråsuggor, betydligt lägre än de senaste åren vilket innebär mindre risk för betskador till nästa år.

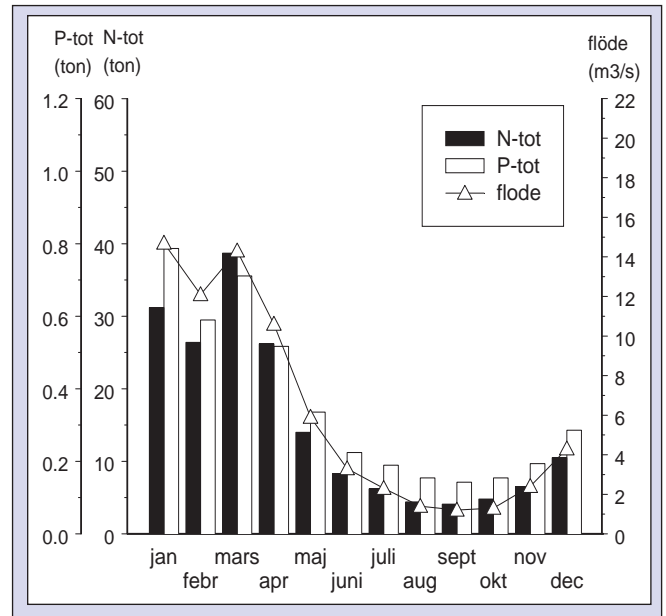
Mängden påväxtalger vid Norrören var 2009 åter låg efter den höga förekomsten av de fintrådiga brunalgerna *Pylaiella/Ectocarpus* som noterades 2008. Beträffande rödalger så finns det ingen trend och biomassan har alla år varit tämligen måttlig. Djuputbredningen för olika rödalger har däremot varit bra och enligt de



Figur 16: Rödalgernas biomassa på 6 m djup under åren 1998-2009. Signifikant trend (linjär regression) för Ma6 anges med prickad linje.



Figur 17 Flöde och näringsämnestransport i Bräkneån 2009.



Figur 18 Flöde och näringsämnestransport i Ronnebyån 2009.

nya bedömningsgrunderna klassas den ekologiska statusen som hög trots den begränsade djuputbredningen för tång.

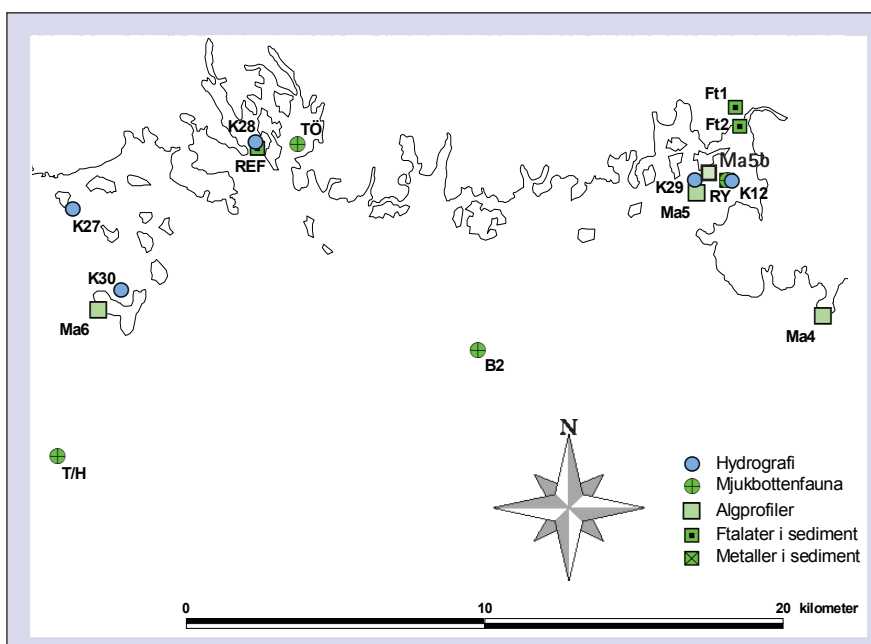
Vid Rockegrund (Ma8) saknas tång sedan många år. Den totala biomassan av rödalger på 6 meters djup hade ökat något jämfört med 2008, men det finns ingen trend för ökande biomassa för hela den provtagna perioden. Rödalgen gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) dominerar flertalet år men även fjäderslick och ullsläke har en framträdande roll vissa år. Ingen av arterna uppvisar någon tidstrend. Ekologisk status på stationen bedöms som god trots att tången har försvunnit.

Tångens situation vid Stjärnö (Ma7) har inte förändrats nämnvärt senaste åren. En viss återhämtning av tångens utbredning antydde 2007 men 2009 fanns inte en enda planta kvar. Tången för analys som därför samlas in i en intressant vik, hade även 2009 mycket algpåväxt jämfört med övriga lokaler. Det lite mer skyddade läget och god näringstillförsel är troliga förklaringar. Trådalger av släktena *Pylaiella* och *Ectocarpus* dominerade. Djursamhället dominerades av kräftdjur som tånggräsuggor och tångmärlor. Rödalger på 6 meters djup visade något minskande totalbiomassa. Gaffeltång dominerar fortfarande, men inslaget av röd-

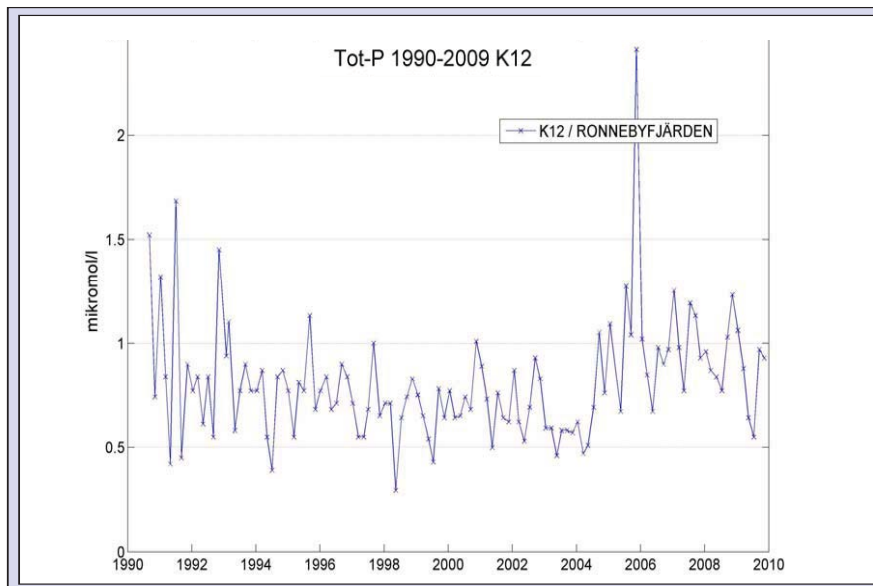
blad (*Coccotylus/Phyllophora*) och rödris (*Rhodomela confervoides*) visar en ökande tendens de senaste åren. Den ekologiska statusen klassas som god till hög.

Vid Tärnö (Ma6) var mängden tång tämligen oförändrad jämfört med 2008. Den återhämtning som märktes mellan 2005 till 2007 verkar därefter ha upphört. Det verkar vara en mycket långsam process att återetablera förlorade tångbestånd i denna miljö och det kommer förmodligen att ta många år innan tången har samma utbredning som i början på 1990-talet. Tången var endast i ringa omfattning täckt av påväxt 2009 och djursamhället dominerades liksom tidigare av tånggräsuggor och tångmärlor. Rödalgssamhället dominerades av gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och har överlag haft hög biomassa de provtagna åren. En trend mot minskande biomassa finns dock fortfarande (figur 16) trots att mängden rödalger var större 2009 än året innan. Enligt bedömningsgrunderna klassas lokalen som god med avseende på ekologisk status

Under 2009 gjordes, liksom tidigare år, fiskfysiologiska undersökningar i utsläppsområdet för Södra Cell Mörrum. Tånglaskar uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Däremot kostades högre exponering för pyrenliknande PAH-metaboliter i galla. Den högre exponeringen åtföljdes inte av någon förhöjd biologisk respons (ex vis förhöjd EROD-aktivitet). Orsaken till de förhöjda PAH-metabolithalterna är oklar men ett samband med exponering för avloppsvatten från Mörrums bruk kan inte uteslutas.



Karta 5 Provtagningsstationer i vattenområdet Ronneby och västerut.



Figur 19 Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K12 under åren 1990–2009 med uppmätta vinter- och sommarvärden markerade.

#### 1.4 Ronnebyområdet och västerut

Från Karlshamn och österut består kusten av en smal skärgård som på några ställen flikas upp av fjärdar som sträcker sig flera kilometer in i landskapet. I några områden tätnar öarna till en bredare skärgård, exempelvis vid Tärnö. Ett större vattendrag (Bräkneån) mynnar i detta område och dessutom fanns där under 2009 ett par fiskodlingar. Flöde och transport av näringsämnen via Bräkneån för 2009 framgår av figur 17. Området utanför Ronneby karaktäriseras av en smal moränkskärgård med låga öar. Ronnebyfjärden är en halvöppen fjärd med relativt god kontakt med utsjövattnet. Fjärden belastas fr a av Ronnebyån, men i dess yttre del finns även en stor fiskodling. Flöde och transport av näringsämnen via Ronnebyån för 2009 framgår av figur 18. Liksom för övriga vattendrag var transporten av såväl kväve som fosfor i de båda åarna koncentrerad till vårvintern och, åtminstone för Bräkneån, de två sista månaderna på året. De båda åarna transporterade avsevärt mindre mängder näringsämnen än 2008. Näringsstransporten via åarna har inte förändrats signifikant under perioden 1990–2009 även om en tendens till ökning kan ses i Bräkneån för både kväve och fosfor. I Ronnebyån tenderar fosfortransporten att minska under samma period. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 5.

Under 2009 var halten oorganiskt kväve mycket låg vid K12 i Ronnebyfjärden. Liksom i flera andra kustvattenområden i Blekinge och västra Hanöbukten låg hal-

ten under det normala både i januari och i mars. I mars uppmättes också höga halter klorofyll a till följd av vårbloomingen. Även fosfathalten var under det normala i samband med vårblooming i mars. Även i juli uppmättes låga fosfathalter. I september däremot var fosfathalten över det normala samtidigt som ytvattentemperaturen var lägre och salthalten högre än normalt, vilket är tecken på påverkan av näringsrikt bottenvatten vid ytan. Totalfosforhalten sommartid var därmed ovanligt låg i år medan halten vintertid låg kvar på samma höga nivå som de senaste 5 åren, se Figur 19.

De låga halterna av oorganiskt kväve vintertid gjorde att den ekologiska statu-

sen enligt bedömningsgrunderna klassas som god. Näringsituationen ser därmed även i detta område sämre ut för fosfor än när det gäller kväve. Fosfor, såväl sommar som vinter, klassas som otillfredsställande.

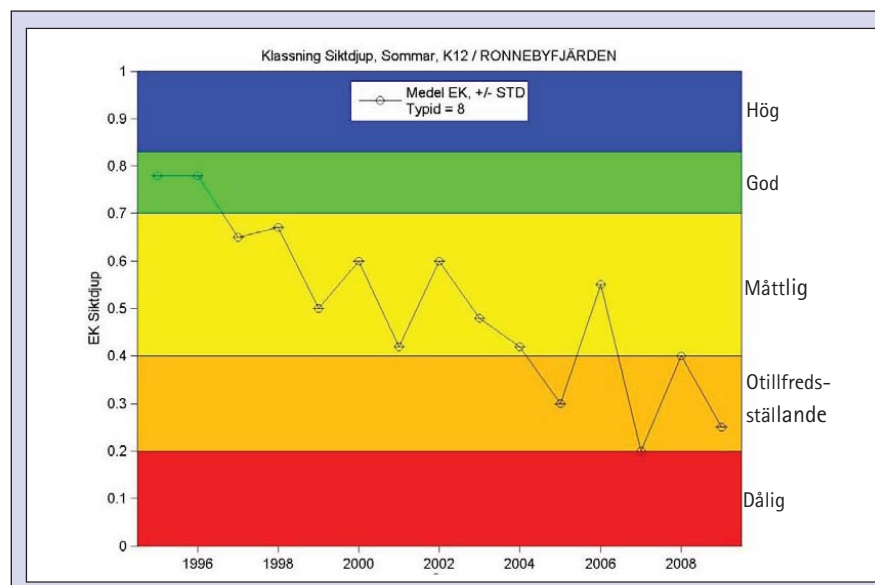
Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen avseende näringsämnen visar på måttlig status i Ronnebyfjärden.

Eftersom stationerna K27–K30 provtas endast i september, så kan de inte bedömas enligt bedömningsgrunderna.

Siktdjupet i området varierade från 2.5 m vid K12 i juli till 12 m vid K28 i september. För K12 innebar detta otillfredsställande status enligt bedömningsgrunderna. Klassningen av siktdjup under sommaren har markant försämrats sedan mitten på 90-talet, från dåvarande god status till otillfredsställande idag (figur 20).

Syrgashalten i bottenvattnet vid K12 uppmättes som lägst till 5.65 ml/l i juli, d.v.s. syretillgången var god under året och den ekologiska statusen hög.

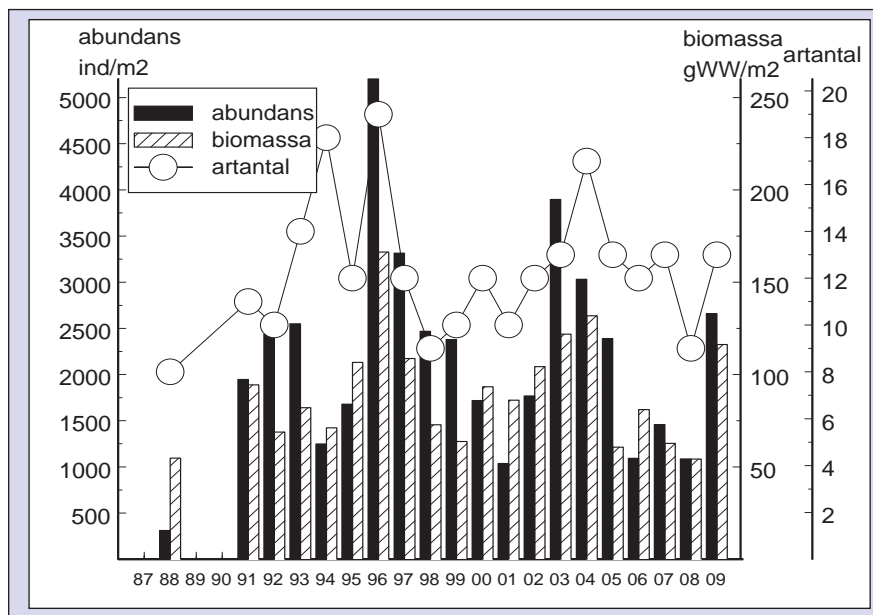
Det finns endast en mjukbottenstation i området väster om Ronneby (TÖ). Djursamhället där har varierat mellan åren, men det har flertalet år hållit djurarter som kräver bottnar med låg föroreningsbelastning (Leppäkoski 1975). Variationerna kan förklaras av att där ibland förekommer lösdrivande alger med åtföljande djursamhällen och av att sedimentstrukturen förändras. Mellan 2006, 2007, 2008 ändrades sedimentets innehåll av organiskt material från 1,1 % till 13,5 % till 8,6 %, vilket sänkte antalet arter och biomassan avsevärt till 2008 (liknande effekter har setts tidigare,



Figur 20 Klassning av siktdjup enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder sommartid vid station K12 1995–2009. De olika färgerna markerar olika statusklasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig. Varje årsvärde bygger på ett medelvärde av flera månaders mätningar, därför visas även  $\pm$  en standardavvikelse som ett mått på spridningen mellan olika mättilfällen

t ex vid lokalen N6 i Pukaviksbukten där individantalet över artgränserna sjönk i genomsnitt med över 80 % när mängden organiskt material ökade) till att ha planat ut och ökat lite till 2008. Till 2009 sjönk organiska halten till 1,4 varvid både artantal, individantal och biomassa gick upp till för lokalen mycket höga värden bl a pga att det drev in alger över botten och det återfanns djur som normalt hör hemma i växtsamhällen. BQI ändrades dock inte nämnvärt uppåt eftersom de föroreningskänsliga arterna vitmärta och släktingen *Pontoporeia femorata* minskade i enlighet med utvecklingen vid andra lokaler med låg organisk halt. BQI-status hamnar dock väl inne på beteckningen god (bilaga 10). Det finns inga tecken till förorening.

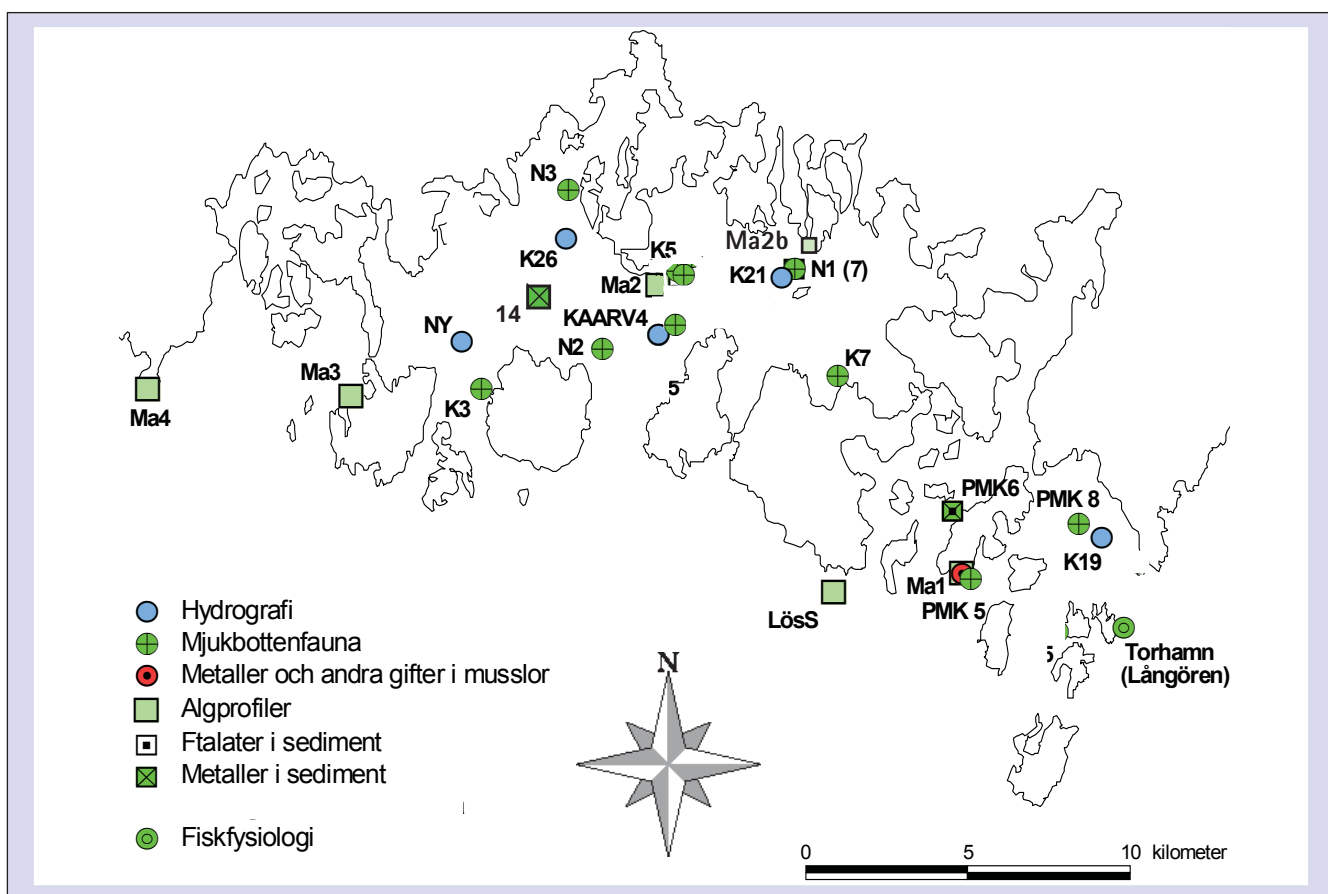
Sedimentet på bottenfaunastationen RY i Ronnebyfjärden uppvisar på sikt en sjunkande trend vad avser organiskt innehåll, dock ej de senaste två åren. Såväl antalet arter, abundans som biomassa har fluktuerat en hel del mellan åren (figur 21) men ökade rejält till 2009. Förändringar av biomassan förklaras huvudsakligen av tillväxt för stora årskullar av östersjömusslor. Abundansen fluktuerar däremot främst med mängden fjädermygglarver och fåborstmaskar. Larver av fjädermyg-



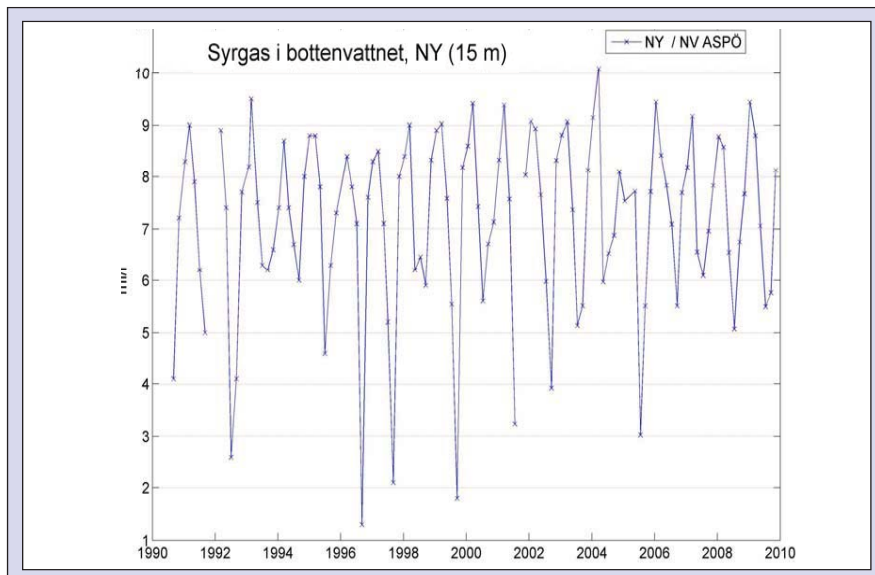
Figur 21 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfaunastation RY i Ronnebyfjärden under åren 1988–2009.

gan *Chironomus plumosus* lämnade 2009 genom starkt ökad abundans också ett avsevärt tillskott till biomassan vid lokalen. Stationen visar därmed tecken på en viss övergödning. Trots ett kvarvarande bestånd av vitmärta och ökad närvaro av östersjömussla klassades stationens

ekologiska status (BQI) något lägre men den behöll ändå god status (bilaga 10). Lokalen saknade nästan helt rovbörstmasken (*Nereis diversicolor*) och har gjort så under hela programmets löptid, vilket är anmärkningsvärt med tanke på sedimentets utseende och vattendjupet.



Karta 6 Provtagningsstationer i vattenområdet Karlskrona / Torhamn.



Figur 23 Syrgashalt (ml/l) i bottenvattnet på station NY under åren 1990–2009.

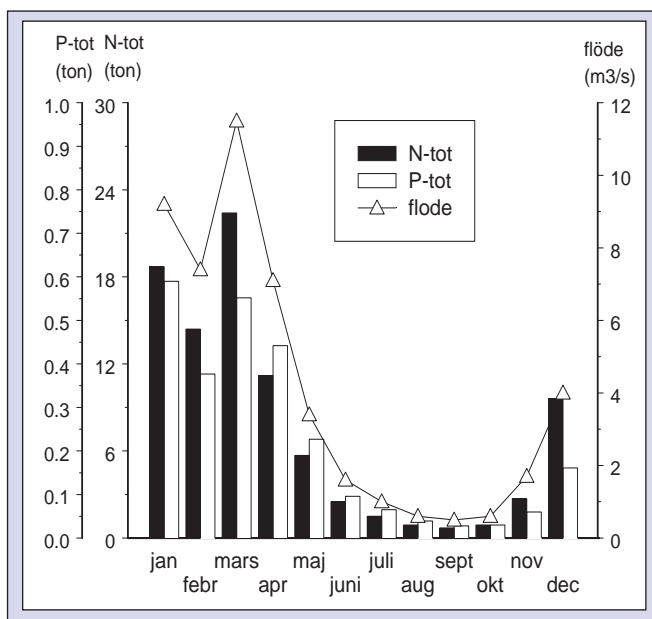
Bottenfaunastationen söder om Ronnebyfjärden (B2) visade inga tecken på förorening och har inte nämnvärt förändrats under provtagningsperioden. Stationen har, liksom flera andra med sandbotten, låg biomassa och antalsmässigt dominerar den sandrörsbyggande havsborstmasken *Pygospio elegans*. Den föroreningskänsliga men variabla *Diastylis rathkei* har hållit sig kvar med över 300 individ per m<sup>2</sup> och vitmärlan finns kvar oförändrat. Den möjligen invaderande havsborstmasken *Marenzelleria viridis* har etablerat ett individrikt bestånd, vilket kan komma att påverka djursamhället. Sammantaget klassas lokalens ekologiska status som god (bilaga 10). Sammanfattningsvis uppvisar

den skyddade delen av Ronnebyområdet tecken på gödnings effekter medan de övriga två välventilerade lokalerna håller samhällen som antyder att det inte förekommer några giftiga ämnen i vattnet eller sedimenten.

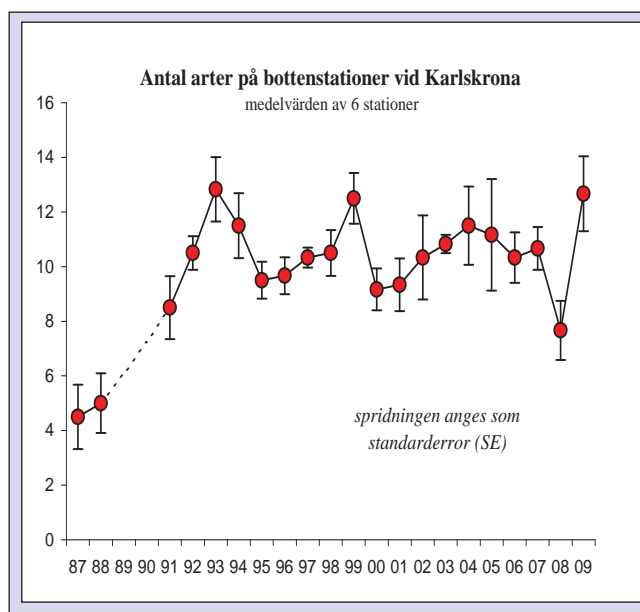
Algprofilen vid Lindeskär (Ma5) var oförändrat utan tång. Rödalgeras biomassa på 3 m djup var liksom tidigare år låg och bottenarna täcktes till stor del av ett slamlager. Jämfört med tidigare år var mängden fjäderslick stor, och arten dominerande nu rödalgsamhället. Trots att tång nästan helt saknas och att bottenarnas utseende i övrigt vittnar om hög näringsnivå klassas den ekologiska

statusen som god 2009. Den har visserligen bedömts som måttlig vissa år men med tanke på områdets belastning verkar bedömningsgrunderna ge ett orimligt högt värde när alger används för klassificering. Sedan 2003 besöks en ny lokal vid Karöns södra udde (Ma5 b). Kvantitativa prover för analys av tångens påväxt och djursamhälle insamlas nära denna station. Tångens utbredning på lokalen var något bättre än 2008 och för de senaste åren finns en tydligt ökande trend för tångindex. Mängden påväxt var fortsatt mycket liten vilket kan förklaras av djursamhällets sammansättning med stora mängder snäckor, märlor och tånggråsuggor som livnär sig på fintrådiga alger. Närvaron av djur som slamsnäckor (*Hydrobidae*), mossdjur (*Bryozoa*) och havstulpan (*Balanus*) antyder en viss närsaltbelastning.

Vid den vågexponerade algprofilen vid Lindö (Ma4) hade tången glesnat vid besöket 2009. Den försiktiga tendens till ökning som noterats under senare år var därmed bruten och trenden är nu åter minskande. Tången hade 2009 den största mängd påväxt som noterats på lokalen sedan undersökningarna började. Arten tångludd, *Elachista lubrica* förekom i stora mängder. Djursamhället dominerades helt av tånggråsuggor (*Idotea* sp.). Rödalgsamhällets biomassa har generellt varit hög med en nästan total dominans av gaffeltång. Inga statistiskt säkerställda trender finns för hela perioden, men biomassan var högre 2009 jämfört med 2008.



Figur 22 Flöde och näringsämnestransport i Lyckebyån 2009.



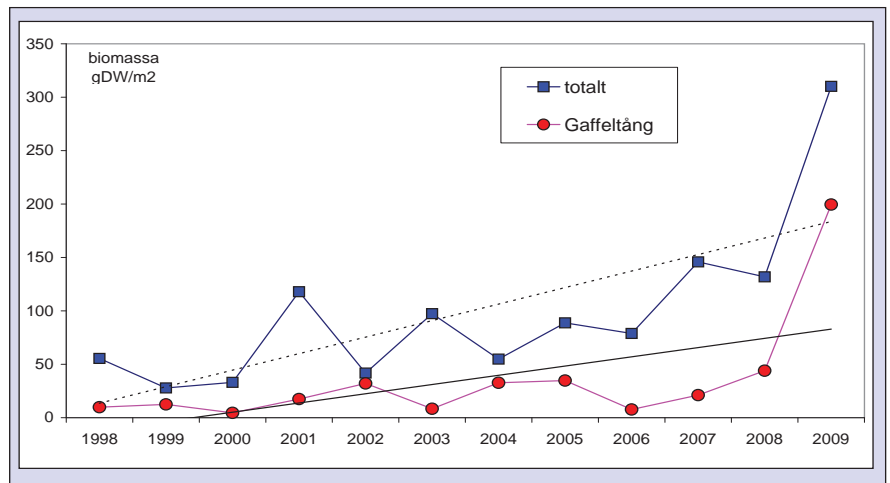
Figur 24 Medelartantal på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1987–2009. Spridningsmättet är standard error (SE).

### 1.5 Karlskrona- / Torhamnsområdet

Karlskrona skärgård ligger innanför ett antal stora öar med smala sund emellan. Öarna i Karlskrona skärgård är genomgående låga. I fjärdarna ligger djupområden på 10-20 meter. Hela bassängen har ett gytjtigt sedimentet med relativt hög organisk halt. Ett större vattendrag (Lyckebyån) belastar området liksom utsläpp från reningsverk motsvarande drygt 50 000 personekvivalenter, fr från Karlskrona stad. Flöde och transport av kväve och fosfor i Lyckebyån 2009 framgår av figur 22. År 2009 var utsläppen av såväl kväve som fosfor de lägsta som noterats under provtagningsserien, framförallt beroende på låga flöden under senare delen av året. Det finns dock ingen trend då det gäller utflödet av näringsämnen från Lyckebyån under perioden 1990-2009 medan däremot reningsverket har minskat utsläppen av framförallt kväve avsevärt.

Kusten i Torhamnsområdet består mestadels av förhållandevis grund skärgård med låga moränöar. Stora delar av grundområdena, både i Torhamns och Sturkö skärgård, täcks av undervattensvegetation ut till ungefär sex meters djup (Nilsson 1995). Området saknar såväl punktutsläpp som större vattendrag och är föreslaget som marint reservat. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 6.

Den oorganiska kvävehalten i Karlskrona-/Torhamnsområdet var låg under hela 2009. Halter under det normala uppmättes i samband med vår- och höstblomning i mars och november. Totalkvävehalten varierade under året kring i stort sett samma nivåer som under de senaste 10 åren. Den ekologiska statusen med avseende på



Figur 26 Mängden rödalger (Totalt och Gaffeltång) på station Ma2 i Yttre redden under åren 1998-2009. Signifikanta trender (linjär regression) anges med linjer.

oorganiskt kväve vintertid var därmed måttlig i hela området. Totalkvävehalten klassas som otillfredsställande vintertid men måttlig sommartid.

Även i Karlskrona/Torhamnsområdet var det vårblooming i mars och fosfathalten var därmed under det normala. Högre fosfathalt och silikathalt än normalt uppmättes i juli. Det är osäkert vad detta beror på då ingen koppling till vare sig salthalt, temperatur eller klorofyll a kan göras. Näringssituationen ser därmed sämre ut för fosfor än när det gäller kväve, vilket också statusklassningen enligt bedömningsgrunderna visar med otillfredsställande respektive dålig ekologisk status för vinter- respektive sommarvärden.

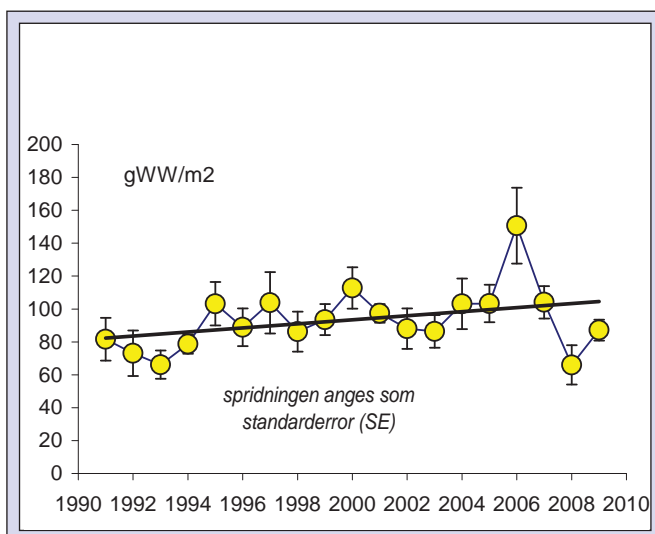
Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen avseende näringsämnen visar på otillfredsställande status i hela Karlskrona/Torhamnsområdet.

Siktdjupet varierade under samma-

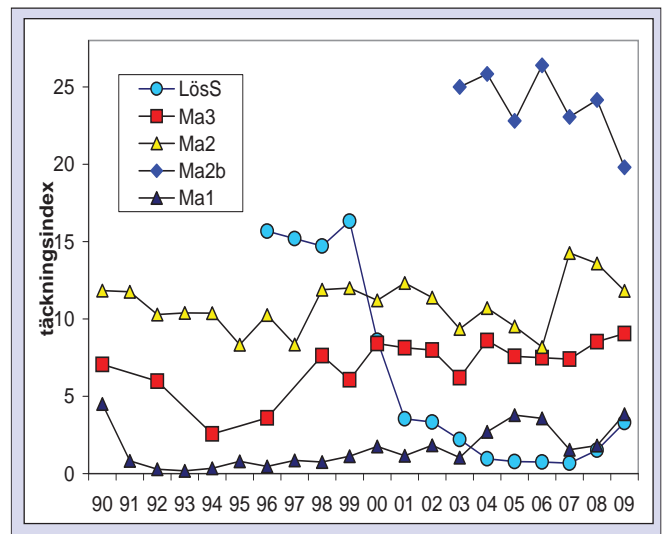
ren från 3,5 m vid K21 i juli till 7 m vid KAARV4 och NY i september. Den ekologiska statusen avseende siktdjup klassas därmed som måttlig till otillfredsställande.

Syreförhållandena i bottenvattnet var goda under 2009 och statusen var genomgående hög, precis som längs övriga Blekingekusten och västra Hanöbukten. De lägsta halterna under året uppmättes redan i juli. Lägst syrehalt i bottenvattnet var det på station NY med 5,49 ml/l. Här kan syrehalten någon gång per år krypa ner under 4 ml/l, men så har inte varit fallet de senaste åren. Åtminstone har inte de utförda mätningarna fångat något sådant tillfälle, se Figur 23.

Vid bottenfaunastationer i fjärdarna runt Karlskrona kan man se en minskning av sedimentets glödförlust (organiska halt) på flera stationer (bilaga 7). Undantag utgörs av KAARV4 i Yttre redden som istället är den enda stationen i länet där



Figur 25 Medelvärde för östersjömusslornas biomassa på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1991-2009. Spridningsmättet är standard error (SE). Trendlinjen enligt vanlig kvadratmetod



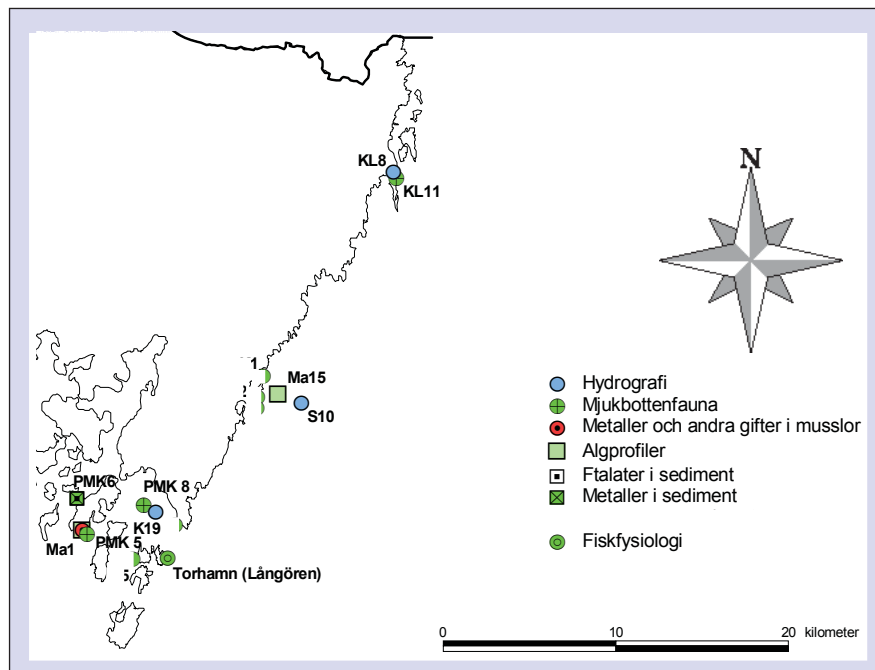
Figur 27 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårdbottenkapitlet s 43) på 5 stationer i Karlskrona/Torhamnsområdet under perioden 1990-2009.



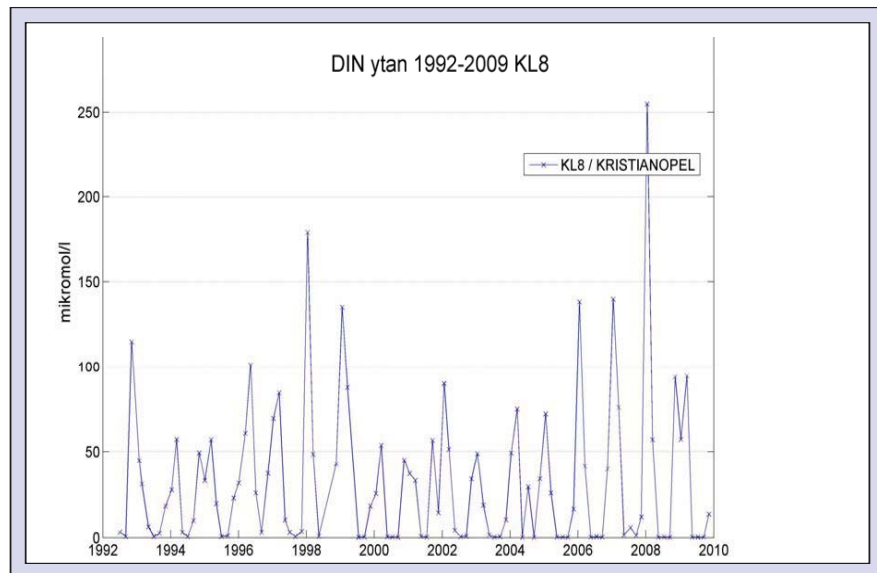
den organiska halten har ökat signifikant. Flera av stationerna hade också en förbättrad syresituation i sedimentet fram till 2000 men därefter har situationen åter blivit något sämre (figur 38). Den generella minskning av glödförlust som inträffat fr a i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering.

Under 1990-talet ökade artantalet på flera av stationerna (figur 24) vilket antyder att situationen blev bättre. Fram till och med 2007 var sedan artantalet stabilt för att 2008, samtidigt med både abundanser och biomassor, falla drastiskt. 2009 visar en återhämtning i alla dessa variabler och då med sådana arter som normalt skall finnas vid den typ av gyttjiga lokaler som förekommer i Karlskronaområdet. Typiska sådana arter är t ex gruppen tusensnäckor som alltså återkommit.

Oftast domineras biomassan av östersjömussla (*Macoma baltica*). Den ökade fram till och med 2006 (figur 25) för att sedan gå neråt. Möjligen kan man se en återhämtning 2009. Rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) har minskat och stannat vid låga antal, en trend som var tydlig även i andra delar av länet och i Kalmar län. Yttre redden (KAARV4, N2 och K5, men även N1) har flera år haft en artsammansättning som skiljer sig något från de övriga delarna av området, med ett betydligt större inslag av arter som kräver förhållandevis rena och bättre ventilerade bottenar. Denna tendens har varit bruten några år. Lokalerna har varit artfattiga med låga abundanser huvudsakligen bestående av stora östersjömusslor, fåborstmaskar och ett fåtal vitmärlor.



Karta 7 Provtagningsstationer vid Blekinges ostkust.



Figur 28 Halten av oorganiskt kväve ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station KL8 under åren 1992-2009.

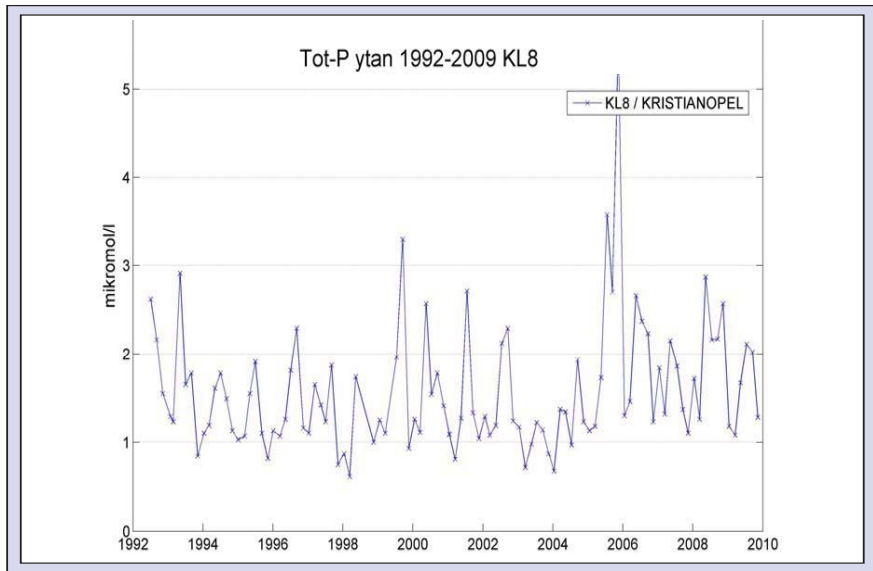
Istället har föroreningsstålga arter som fjädermyggglarver etablerat sig. Till 2009 har dock lokalerna fått en liten ökning av vitmärlan (*Monoporeia affinis*) vilket lyft lokalernas ekologiska status (BQI) till god (Bilaga 10)

I nuvarande provtagningsprogram finns två stationer med ackumulationsbottnar i Torhamnsområdet. Den ena (PMK 8) ligger grunt (4 m) och hade tidigare mycket djur och hög biomassa, medan den andra (PMK 5) ligger på betydligt djupare vatten (13 m). Den senare drabbades av syrebrist, med utslagning av djursamhället som följt 1998 från vilket den tidigare återhämtat sig. Efter en nedgång i artantal, abundans och biomassa de senaste två åren finns nu

antydningar till återhämtning. Ett något ökande bestånd av östersjömusslor visar att det inte varit någon allvarlig syrebrist under det gångna året. En minskning, sannolikt helt naturlig på denna grunda lokal, för den föroreningskänsliga vitmärlan har dock sänkt lokalens ekologiska status (BQI) något (Bilaga 10). Den klassas dock fortfarande som god.

Algprofilen vid Getskär (Ma2) har ett relativt välutvecklat tångsamhälle med både blås- och sågtång men däremot har rödalgssamhället länge varit glest. Rödalgerns täckning och biomassa har ökat tydligt under senare år (figur 26) Det är fr a gaffeltång (*Furcellaria lumbriicalis*) som har ökat och ökningen kan vara ett tecken på något bättre sikt i vattnet. Vid besöket 2009 var tångens täckningsgrad i nivå med tidigare år (figur 27). Djursamhället var relativt individrikt och dominerades av små blåmusslor (*Mytilus edulis*). Liksom tidigare år förekom även många tånggråsuggor och betskador noterades på tången. I Östra Fjärden påbörjades 2003 studier längs en ny algprofil (Ma2b). Lokalen har ett mer utbrett tångbälte än vid Getskär. På båda stationerna har den ekologiska statusen enligt bedömningsgrunderna varit god under de senaste åren. 2009 klassas den som god på MA2b och hög på MA2.

Profilen vid Hasslö (Ma3) hade som vanligt flera arter av påväxtalger, mycket slam och ett djursamhälle som indikerar god tillgång till föda i vattnet, bl a ett stort antal musslor och snäckor. Mängden tång på stationen var i stort sett oförändrad (figur 27). Biomassan av rödalger var 2009 den lägsta som uppmätts på stationen, men någon trend föreligger



Figur 29 Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station KL8 under åren 1992–2009.

inte. Den ekologiska statusen bedöms vara måttlig.

Vid Hästholmen i Kållafjärden (Ma1) var djuputbredningen av tången oförändrat dålig, täckningen tenderar däremot att öka något. Mängden betande tånggråsuggor var måttlig 2008 och även 2009 vilket innebär att det finns möjlighet för tången att öka sin utbredning igen. Påväxten på tången var liten 2009.

Rödalgssamhället på 3 m djup har förändrats en del under den gångna 10-årsperioden. Framför allt har gaffeltången (*Furcellaria lumbricalis*) minskat avsevärt medan däremot fjäderslick har ökat. Dessa trender är statistiskt säkerställda, däremot har den totala biomassan av rödalger inte förändrats under perioden. Vid algprofilen söder om Sturkö (Löss) var mängden tång fortfarande liten, även om index visar en svagt ökande tendens de senaste två åren (figur 27). Mängden påväxtalger och djurmängden var vid provtagningen 2009 låg resp måttlig. Rödalgssamhället hade ungefär samma artsammansättning som tidigare. Gaffeltång dominerade och rödalger totala biomassa var hög jämfört med föregående år. Tack vare rödalger djuputbredning bedöms den ekologiska statusen som hög

### 1.6 Östra Blekingekusten /södra Kalmarsund

Östra Blekingekusten, från Torhamnsudde till Kristianopel, består mest av låga moränstränder med enstaka skär och mindre öar som möter fritt vatten. I skyddade lägen, som till exempel innanför Kristianopel, finner man ofta stränder med marskvegetation och med finsedimentbotten. I exponerade lägen

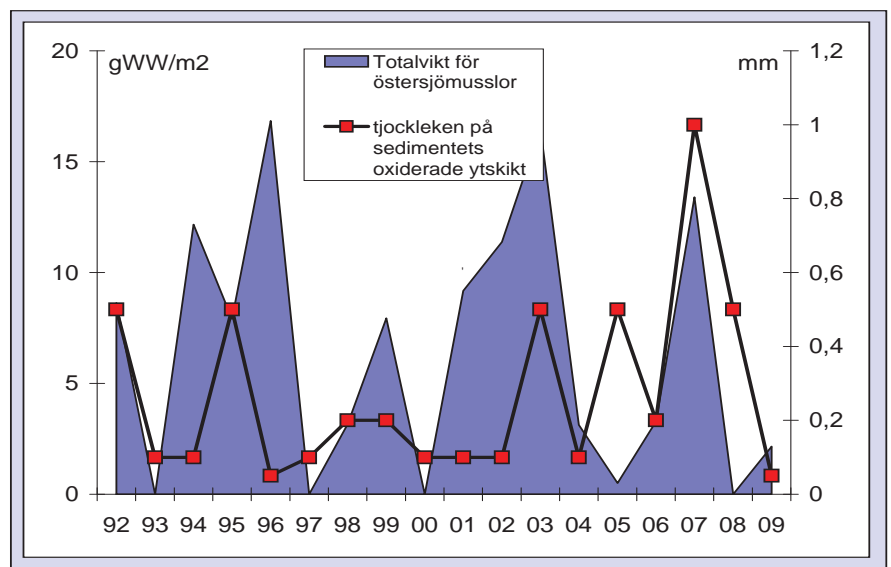
består bottenarna ofta av en blandning av grovt minerogent material som sand, grus och sten med ett lågt innehåll av organiskt material. Kuststräckan har, bortsett från lokalt vid Kristianopel, liten föroreningsbelastning. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 7.

Station KL8 i södra Kalmarsund skiljer sig stort från övriga mätstationer längs Blekingekusten framförallt i och med sina extrema kvävehalter. KL8 ligger skyddat i en grund vik där ett vattendrag mynnar och djupet på stationen uppgår endast till ca 2 meter. Till skillnad från andra kustvattenområden längs Blekinge- och Hanöbukten var halten oorganiskt kväve som högst i mars vid KL8 och några tecken på vårblooming ses inte denna månad. I stället var salthalten under det normala och silikathalten över det normala i mars, vilket betyder att det var stor sötvat-

tentillrinning från land som för med sig näringsämnen till kustvattnet. I övrigt under året låg den oorganiska kvävehalten på normal nivå (figur 28).

Höstblomning inträffade i november med lägre närsalthalter än normalt, precis som för övriga Blekingekusten och västra Hanöbukten. Totalfosforhalten varierade under 2009 mellan ca 1 och 2 mikromol/l, vilket är högre än i de flesta andra områden längs Blekingekusten, men dock på en vanligt förekommande nivå för KL8, se Figur 29. Den ekologiska statusen enligt bedömningsgrunderna var dålig för kväve och otillfredsställande eller dålig för fosfor. Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen avseende näringsämnen visar på dålig status. Eftersom provtagning sker enbart i september kan inte S10 utvärderas enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Sikt djupsförhållandena vid station KL8 är svåra att utvärdera eftersom djupet här endast uppgår till ca 2 meter. Det ringa djupet innebär bl.a. att både vågor och tillrinning kan grumla vattnet och försämra sikt djupet. Under 2009 var sikt djupet vid KL8 som lägst endast 0.5 m i mars och i maj. Vid S10 uppgick sikt djupet i september till 7.5 m. Syreförhållandena vid KL8 var goda 2009. Som lägst uppmättes 6.02 ml/l i ytan i juli.

En bottenfaunastation i området undersöks. Det är den grunt belägna KL11 som ligger i anslutning till vattenstationen KL8. Liksom för vattenstationen tyder provtagningen av botten djuren på uttalat eutrofa förhållanden. Artsammansättningen varierar starkt mellan åren beroende på hur syresituationen i sedimentet har varit. Därmed finns det inte heller någon uttalad trend för perioden som helhet. Mellan 2007 och 2008



Figur 30 Totalvikten för östersjömusslor samt tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på station KL11 vid Kristianopel under åren 1992–2009.

försvann 11 arter varav östersjömusslan var en. De flesta arterna som försvann var dock tillfälliga invandrare från hårda bottenar vilka återkom 2009, så även den typiska mjukbottenarten östersjömussla. Den annars numera ofta fåtaliga rovorborstmasken *Nereis diversicolor* fanns 2009 med rekordbiomassan 67 g per m<sup>2</sup>. Vid en analys av perioden 1992-2009 kan man se hur mängden östersjömusslor (mätt som biomassa) sjunkit i anslutning

till att syresituationen i sedimentet varit dålig (figur 30). Stationen är för grund för att kunna klassas enligt de nya bedömningsgrunderna men måste bedömas ha otillfredsställande eller t o m dålig ekologisk status.

Algprofilen utanför Konungshamn (Ma15) var i stort sett oförändrad sedan tidigare, dvs. det var mycket glest mellan tångplantorna och nästintill utebliven rekrytering. Djuputbredningen var sämre

2009 då inga plantor återfanns på 6m djup. Rödalgsamhället på 6 meters djup hade ungefär samma artsammansättning som tidigare men biomassan var den högsta som noterats under den provtagna perioden. Gaffeltång (*Furcellaria lumbri-calis*) dominerade starkt. Den ekologiska statusen bedöms enligt de nya bedömningsgrunderna vara hög trots nästan total avsaknad av tång.

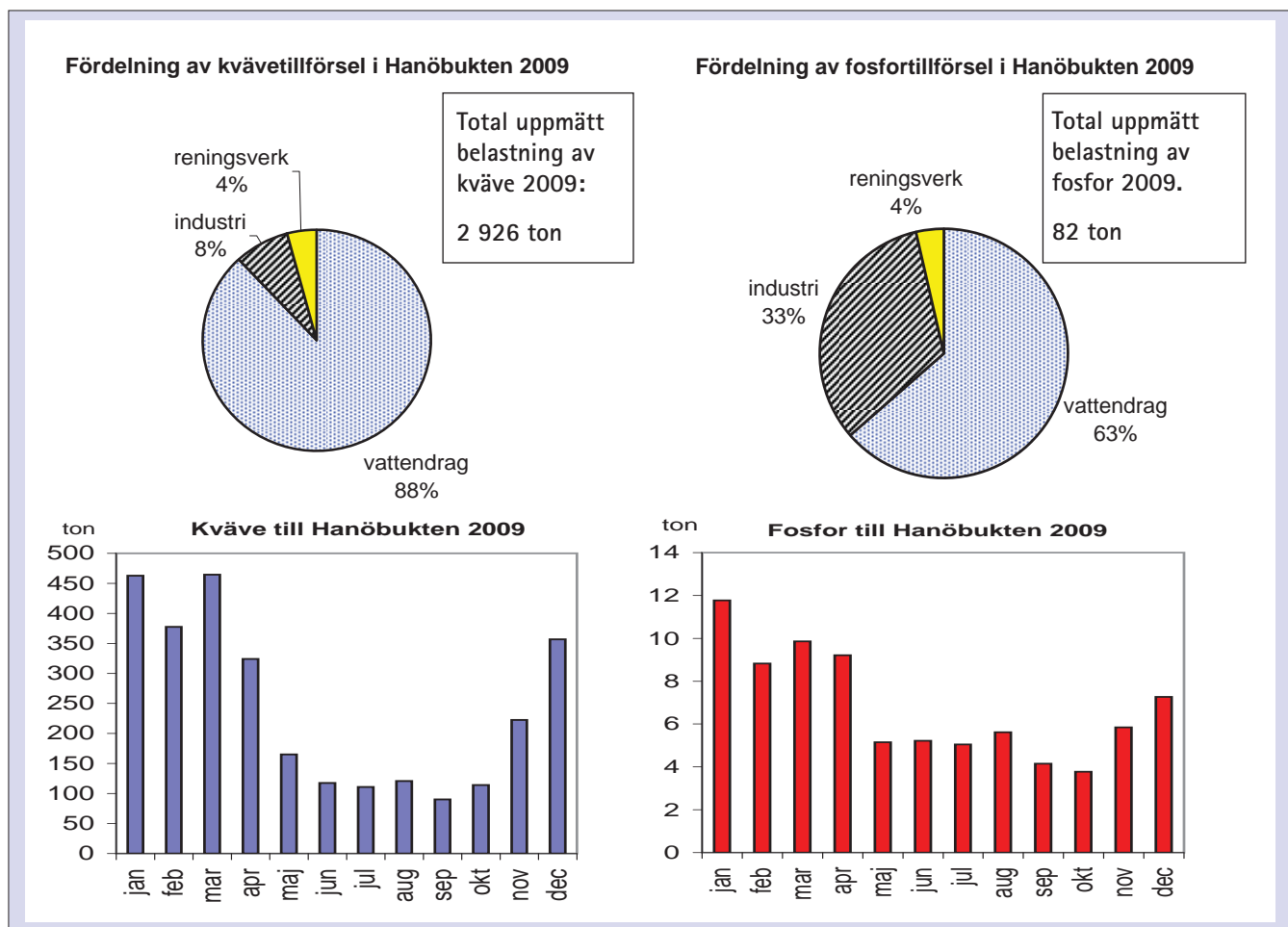
## 2. Tillförsel av föroreningar

För att kunna tolka förändringar i kustzonen är det viktigt att känna till belastningen av närsalter, organiskt material och gifter. En stor del av kväve- och fosfortransporten till kustvattnet sker med vattendragen och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Störst transport av näringsämnen till Hanöbukten kommer via Helgeå men även Mörrumsån bidrar med mycket näring. Stora punktutsläpp från reningsverk

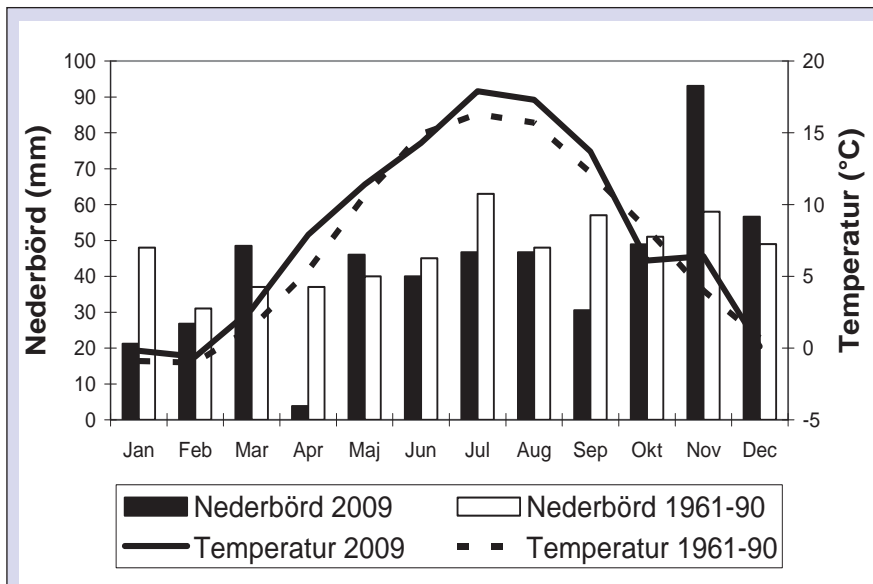
och industrier längs kusten förekommer också, liksom från några fiskodlingar. Viktiga "mänskliga" källor som vi saknar data från är dagvatten och luftnedfall av kväve. Luftnedfallet av kväve i egentliga Östersjön beräknas vara mellan 27 och 40% av totalbelastningen enligt olika beräkningar (Naturvårdsverket 1987, Larsson m fl 1985). För fosfor är motsvarande siffra 7-11%.

Näringstransporten från större punkt-

utsläpp samt vattendrag under 2009 redovisas i bilaga 2 och i figur 31. Där framgår att av den uppmätta kvävetillförseln 2009 kom 88% via vattendragen. För fosfor var motsvarande siffra 63% och här bidrog industrin med 33%. I figuren framgår också att merparten av tillförseln kom under vårvinter och sen höst vilket är naturligt eftersom flödet i vattendragen var högst efter snösmältning och en nederbördsrik november.



Figur 31 Fördelning av kväve- och fosforbelastningen till Hanöbukten 2009, dels med avseende på källa, dels med avseende på tidpunkt på året.



Figur 32 Temperatur och nederbörd under 2009 samt långtidsmedelvärde för 1961-1990 vid väderstationen i Karlshamn.

Förutom tillförsel till kusten som direkt kommer från mänsklig aktivitet tillkommer också en "naturlig" del. I Hanöbukten är speciellt tillförseln från uppvällning av fosforrikt bottenvatten stort. När det gäller kväve tillkommer också kvävefixeringen av de blågröna algerna. Beräkningar visar att för hela Östersjön kan denna del stå för över 25 % av totalbelastningen (Larsson & Andersson 2004). Ungefär 40% av det kväve som tillförs Östersjön uppskattas dock återgå till atmosfären genom denitrifikation (Larsson m fl 1985).

Analys av kväve- och fosfortransporter till Hanöbukten under perioden 1990-2009 visar att det inte finns någon signifikant trend då det gäller vattendragens bidrag. Visserligen har fosfortransporten via Skräbeån minskat signifikant under perioden men samtidigt har den tenderat att öka från Mörrumsån. Även då det gäller kvävetransporten uppvisar tillförseln via Mörrumsån en ökande tendens.

Industriernas utsläpp har däremot minskat under samma period, både vad avser kväve och fosfor. Speciellt Ny Mölla bruk har minskat sina utsläpp. De kommunala reningsverken införde kväverening under slutet av 90-talet vilket tydligt avspeglade sig i en halvering av kväveutsläppen. Även fosforutsläppen från kommunala reningsverk har minskat något under perioden, särskilt tydligt för reningsverket i Kivik.

En viktig faktor att ta hänsyn till när det gäller tillförseln av framför allt näringsämnen är temperatur och nederbördsförhållanden under året. Hög vattentemperatur, speciellt under sensommaren, kan öka kvävefixeringen märkbart medan riklig

nederbörd, speciellt utanför växtperioden, ökar tillförseln via vattendrag.

Året inleddes kallt med minusgrader och lite snö första veckan i januari, i övrigt var det en ganska varm och snöfattig vinter med kortare perioder av snötäcke. Våren kom snabbt till Blekinge och Skåne i början av mars liksom till övriga Götaland. I slutet av mars noterades höga temperaturer, varmest var det i Karlshamn med 14,8 °C. April blev annars årets rekordmånad med torrt och soligt väder med upp emot 3 grader varmare än normalt i månadsmedeltemperatur.

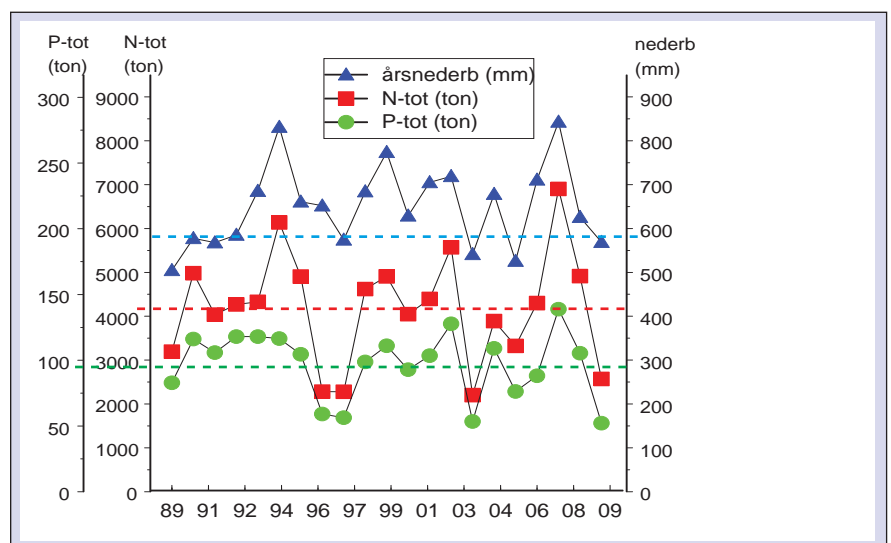
Maj och juni bjöd omväxlande på varma och på ostadiga perioder. Omkring pingsthelgen rådde värmebölja, för att därefter övergå till ostadigt väder som

höll i sig över midsommar. Sista veckan i juni och första i juli var det åter varmt sommarväder. Semestermånaderna juli och augusti var för många i övrigt en besvikelse i och med rikligt regn över större delen av Sverige. Detta gäller dock inte Hanöbuktens kusttrakter där det till skillnad från övriga Sverige var torrt och varmt sommarväder.

Hösten inleddes med fint väder då sommarvärme höll sig kvar långt in i september. Någon brittsommar var det dock inte att tala om sedan det plötsligt slog om till kallt och höstligt väder i slutet av september. Oktober månad blev drygt 2 grader kallare än normalt och blev därmed den första månaden sedan mars 2006 att uppvisa en temperatur under den normala i hela Sverige. November blev i genomsnitt något varmare än oktober och fram till en bra bit in i december bjöds på typiskt senhöstväder: gråmulet, fuktigt, blåsligt och solfattigt. Året avslutades med kyla och på sina håll även snö lagom till jul.

År 2009 blev som helhet en grad varmare än normalt längs Hanöbuktens kusttrakter. Sedan 1987 är det bara ett år, 1996 som har haft en årsmedeltemperatur som legat under medel för perioden 1961-90. Nederbörden var 2009 något mindre än normalt längs Blekingekusten och västra Hanöbukten. Den mesta nederbörden föll under vårvintern och hösten (figur 32).

Transporten av näringsämnen via åarna följer i stort sett kurvan för årsnederbörden. Under 2009 var transportererna dock betydligt lägre än normalt för perioden 1989-2009, både med avseende på kväve och fosfor (figur 33).



Figur 33 Nederbörd i Hanöbuktens avrinningsområde samt beräknad vattendragstransport av kväve och fosfor till kusten från de sex största vattendragen (Helgeå, Skräbeån, Mörrumsån, Bräkneån, Ronnebyån och Lyckebyån) 1989-2009. Normalnederbörden för åren 1961-1990 samt medeltillförseln av kväve och fosfor för de sex åarna under åren 1989-2009 är inlagt som linjer i diagrammet.

# 3. Hydrografi i utsjön

Vattenmassan i Östersjön är enkelt uttryckt skiktad i ett sötvattenpåverkat ytlager och ett lager med saltare och därmed tyngre vatten närmare botten. I övergången mellan de båda vattenmassorna återfinns haloklinen (saltsprångskiktet). Under året sker en uppvärmning av vattnet från ytan och ner. Gränsen mellan vatten med olika temperatur kallas termoklin (temperatursprångskikt).

Vid BY4 (Christiansö) ligger haloklinen normalt kring 50-70 meters djup. Salthalten i ytan uppgår till 7 – 8 ‰ medan bottenvattnet (ca 90 m) ligger på ca 16 – 17 ‰. Förändringarna i salthalt under året är relativt små. Däremot ändrar sig temperaturen desto mer under året till följd av solinstrålningens variation.

Under januari till mars 2009 var vattnet i stort sett välblandat ner till haloklinen med en temperatur på 3-4°C. Det varma och soliga vädret i april startade en uppvärmning av ytvattnet. Därefter växte sedan det uppvärmda ytlagret till och i mitten av augusti nåddes årets högsta yttemperatur på dryga 18 °C (figur 34), och ytlagret nådde en tjocklek på ca 20 meter. Temperaturen minskade sedan

efterhand under hösten och i oktober var temperaturen mycket under det normala med knappt 8 °C och termoklinen hade i det närmaste försvunnit helt.

Halten oorganiskt kväve var under hela 2009 låg. Under sommaren är halterna av de lättillgängliga oorganiska näringsämnen normalt mycket låga till följd av upptag i biomassa men i år var halten oorganiskt kväve låg även under större delen av resterande året. Så har det varit sedan 2004.

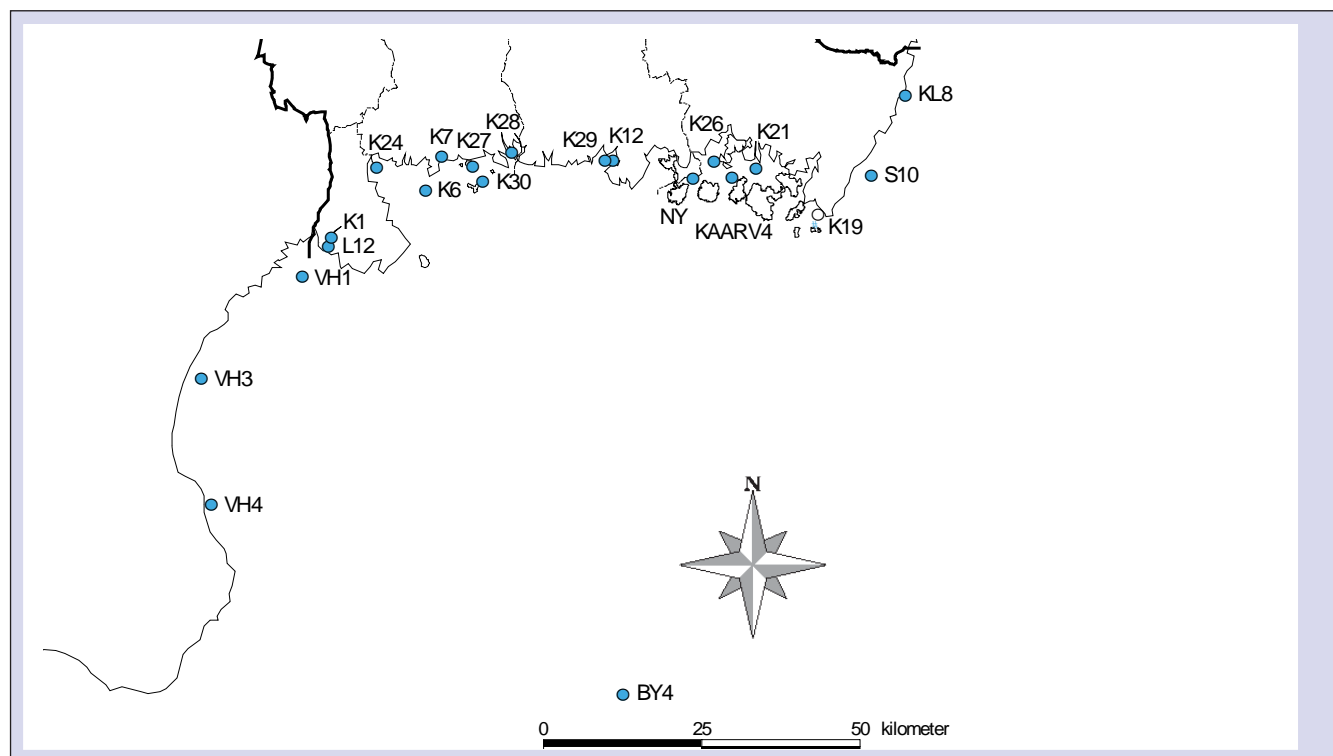
Fosfathalten däremot var fortsatt över eller mycket över det normala under hösten och vintern (figur 34). De flesta av utsjöstationerna i södra delarna av egentliga Östersjön har visat fortsatt höga fosfathalter under 2009, vilket man sett sedan 2004.

Som nämnts ovan var de oorganiska kvävehalterna låga under 2009. Låg tillgång på löst kväve i vattnet innebär för de flesta växtplanktonarter att, oavsett om fosfathalterna är höga, så begränsas tillväxten av att det råder brist på kväve. Ett viktigt undantag är cyanobakterierna (även kallade blågröna alger) som kan utnyttja luftens kvävgas som kvävekälla.

När det lättillgängliga kvävet i vattnet tar slut, kan kvävefixerande cyanobakterier fortsätta att växa till med hjälp av luftkväve och den mängd fosfat som finns tillgänglig i vattnet. Utöver höga närsalthalter påverkar också väderförhållandena risken för algblooming. Om det är lugnt, varmt och soligt ökar risken ytterligare. Detta gjorde att det främst under slutet av juni och i juli var utbredd algblooming i Hanöbukten och södra Östersjön. Algbloomingen sommaren 2009 betecknas dock som svag jämfört med rekordåren 2005-2006.

Silikalthalten låg på normal nivå utom mot slutet av året då halten var något över det normala.

Syreförhållandena vid botten (90 meters djup) höll sig under 2009 på normal nivå. Den uppmätta halten varierade mellan 0 och 3.4 ml/l. Svavelväte uppmättes vid några tillfällen under sensommaren-hösten. I december var syrgashalten över det normala till följd av ett inflöde av salt och syrerikt vatten till Östersjön.

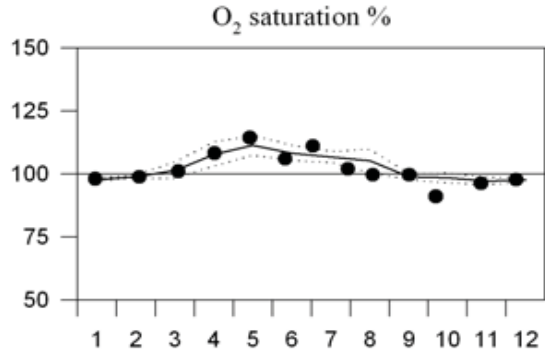
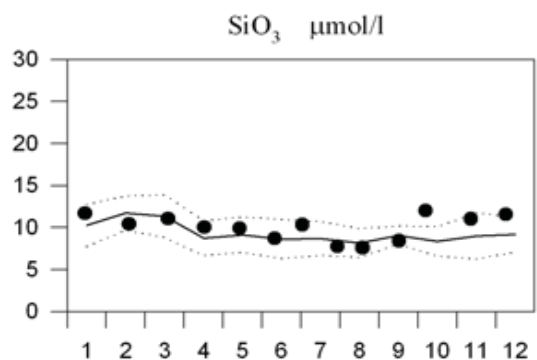
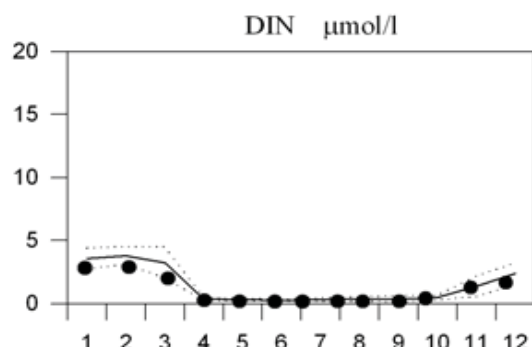
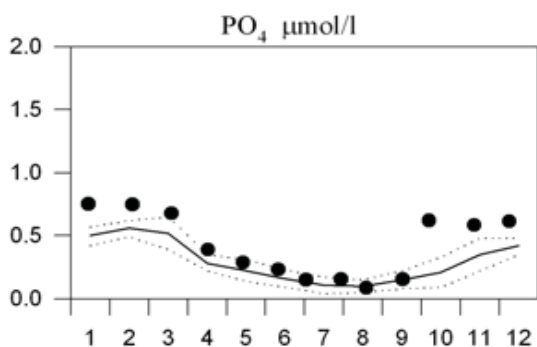
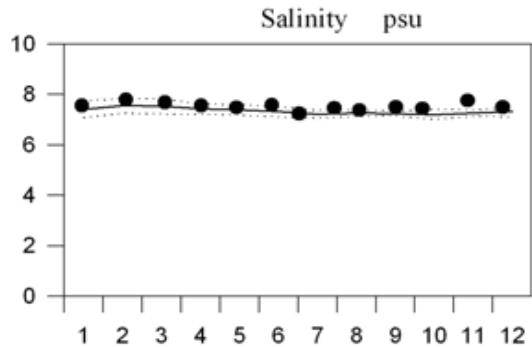
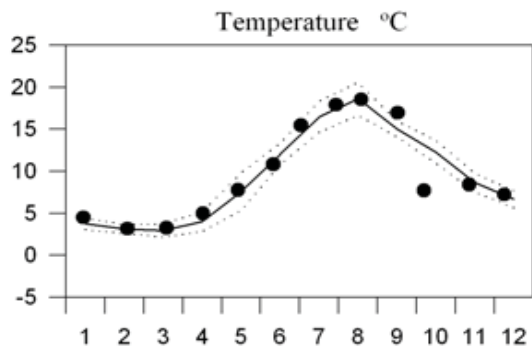


Karta 8 Hydrografiska provtagningsstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten, samt referensstationen BY4 ute i Hanöbukten.

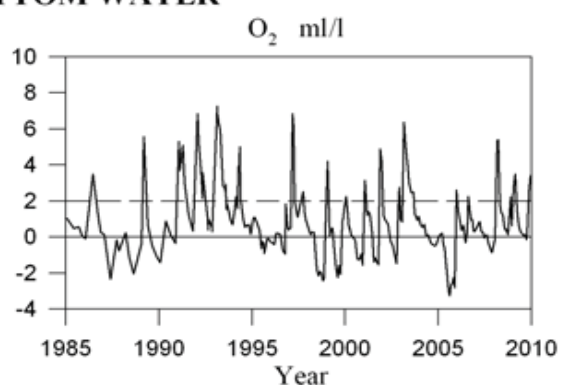
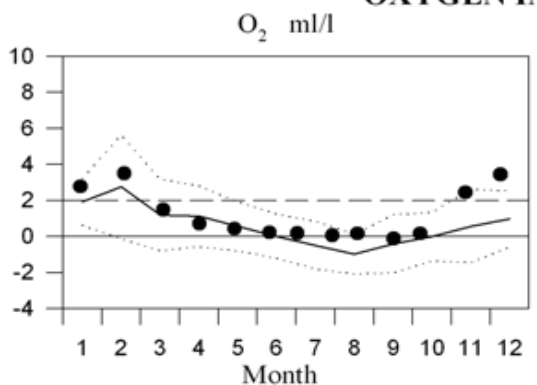
## STATION BY4 SURFACE WATER

### Annual Cycles

— Mean 1995-2004      ····· St.Dev.      ● 2009



### OXYGEN IN BOTTOM WATER



Figur 34: Resultat från mätningstationen BY4 vid Christiansö under 2009 samt medelvärden och standardavvikelse för perioden 1995-2004.

# 4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten

Utvecklingen i Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten har under 2009 bl.a. präglats av totalfosforhalter som verkar ligga fortsatt kvar på en högre nivå sedan 2004/2005. Däremot kan man se en tendens till minskande vinterpool av fosfathalter sedan 2004/2005 i delar av västra Hanöbukten.

Halten av oorganiskt kväve var däremot relativt låg under året, vilket gör att den klassning som gjorts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar på genomgående sämre status m.a.p. fosfor än kväve längs Blekingekusten och i västra Hanöbukten.

Den ekologiska statusen m.a.p. fosfor var överlag otillfredsställande eller dålig, utom i västra Hanöbukten där den var måttlig. Den ekologiska statusen m.a.p. kväve var i huvudsak måttlig med undantag av Kristianopel där den var dålig, och

Vid årsskiftet 2007/2008 utkom nya bedömningsgrunder för vattenarbetet i Sverige (Naturvårdsverket, handbok 2007:4, 12/2007). Bedömningsgrunderna används för att klassificera ett vattenområdes status m.a.p. exempelvis näringsämnen. Införandet av EU:s vattendirektiv ledde bl.a. till etablering av nya vattenmyndigheter och målsättningen är att sjöar, vattendrag och kustvatten ska ha uppnått "god ekologisk status" enligt de nya bedömnings-

grunderna senast 2021. Jämfört med de gamla bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, rapport 4914, 1999) har betoningen hamnat mera på de biologiska tillståndsparemetrarna.

I ett interkalibreringsarbete har gränsvärden för de olika parametrarna jämförts mellan EU:s medlemsländer och gemensamma värden tagits fram. Statusklassificering anges framöver i ekologiska kvalitetskvoter (EK) för att kunna jämföra vattnets tillstånd mellan medlemslän-

delar av västra Hanöbukten där den var god eller hög. Totalt var statusen för näringsämnen därmed som bäst måttlig. Näringsituationen i nuläget är med andra ord relativt långt från målet god ekologisk status år 2021.

Sikt djupet uppnådde 12 meter i västra Hanöbukten och Pukaviksbukten i samband med uppvällning av klart och kallt bottenvattnet i september.

Syrgasförhållandena i bottenvattnet var över lag mycket bra i Blekinge och västra Hanöbuktens kustvatten under 2009 och den ekologiska statusen var genomgående hög.

Vårblomning av växtplankton inträffade i mars och höstblomning i november, vilket ses av höga klorofyll a-halter i kombination med mycket låga närsalthalter dessa månader.

Tabell 1 Beteckningar och förkortningar av kemiska parametrar som används i rapporten.

Oorganiskt kväve	DIN = Dissolved Inorganic Nitrogen	Summan av: Nitrat = $\text{NO}_3 = \text{NO}_3^-$ Nitrit = $\text{NO}_2 = \text{NO}_2^-$ Ammonium = $\text{NH}_4^+$
Totalkväve	Summan av oorganiskt och organiskt kväve	Tot-N
Oorganiskt fosfor	DIP = Dissolved Inorganic Phosphorus	Fosfat = $\text{PO}_4 = \text{PO}_4^{3-}$
Totalfosfor	Summan av oorganiskt och organiskt fosfor	Tot-P
Syre, syrgas		$\text{O}_2 = \text{O}_2$
Partikulärt organiskt kol		POC
Partikulärt organiskt kväve		PON

derna. EK visar avvikelser från ett referensvärde. Statusklasserna benämns hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig. Hur stor avvikelse från referensvärdet som är acceptabelt beror på parametern man betraktar. Därför skiljer sig till exempel EK-värdet för gränsen mellan god och måttlig status för olika parametrar åt. Man kan alltså inte rakt av jämföra EK-värden mellan olika parametrar.

I bedömningsgrunderna utgår man från en salthaltsgradient i kustvattnet när man bedömer närsalter och sikt djup. Denna tar sin början i sötvattentillrinningen från land och slutar i havsvattnet utanför kusten. Inte bara salthalten varierar med avståndet från kusten utan även närsalthalterna. En kvävehalt som nära land kan innebära god status, kan längre ut till havs klassas som måttlig.

Statusklassningen baseras på ett medelvärde av de senaste 3 årens mätningar, för att inte ett enskilt extremt år ska få för stort genomslag. Det värde som anges för 2009 avser alltså data från 2007-2009.

Referensvärden och klassgränser för näringsämnen tar hänsyn till att kustvattnet består av en blandning av sötvatten och utsjövatten. Blandningsfaktorn bestäms ur salthalten vid mätstationen. Vid kusten där salthalten är nära noll gäller sötvattnets referensvärden för ämnens förekomst i sötvatten, i ytterområden med högre salthalter gäller referensvärden för utsjön. Fördelningen av referensvärden däremellan kan beskrivas som funktion av salthalten.

Tabell 2 Indelning i typområden för stationerna inom Blekinges och västra Hanöbukts kustvattenkontrollprogram.

TYPOMRÅDE	STATIONER
7. Skånes kustvatten	VH4, VH3A, VH1, K1, L12
8. Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten	K24, K7, K27, K28, K29, K12, NY, K26, KAARV4, K21, K19
9. Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	K6, KL8, S10

För varje enskilt prov beräknas det aktuella referensvärdet och klassgränserna utifrån den salthalt som observerats samtidigt med provtagningen. Sedan beräknas den ekologiska kvalitetskvoten EK = referensvärde/provets värde. Medelvärde av EK för varje parameter och vattenförekomst beräknas för minst en treårsperiod. Sedan jämförs medelvärdet med de EK-klassgränserna som gäller för respektive parameter.

För en klassificering av kvalitetsfaktorn näringsämnen vägs de enskilda parametrarna samman. Ifall den sammanvägda statusen är sämre än måttlig bör de enskilda parametrarna var för sig analyseras mer ingående för att undersöka om åtgärder krävs i vattenförekomsten eller i dess närhet och i så fall vilka som är nödvändiga.

Sveriges kustvatten har delats in i 25 karakteristiska typer. Mätstationerna som ingår i Blekinges och västra Hanöbukts kustvattenkontrollprogram ligger i typområdena 7, 8 och 9 (tabell 2). Bedömningsgrunderna är anpassade efter de olika typområdena. Statusklassningen av näringsämnen (tot-N, DIN, tot-P, DIP

vintertid, tot-N och tot-P sommartid), siktdjup och syre i bottenvatten (både sommartid) enligt nya bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007) visas i tabell 3. För en mer ingående resultat hänvisas till bilaga 4.

Årets vattenprovtagning har i allt väsentligt genomförts enligt gällande provtagningsprogram (bilaga 1).

Provtagningsområdet, som inkluderar både programmet för västra Hanöbukten och Blekinge (karta 8 sidan 27), är indelat i sex delområden; västra Hanöbukten (stationerna VH3A och VH4), Sölvesborg (VH1 och L12), Pukaviksbukten (K6, K7 och K24), Ronneby (K12 och K27-K30), Karlskrona (NY, K21, K19, K26 och KAARV4) och södra Kalmarsund (S10 och KL8). De olika delområdena jämförs med förhållandena i utsjön. Utsjön representeras av stationen BY4 vid Christiansö som ingår i SMHIs oceanografiska stationsnät inom det nationella provtagningsprogrammet.

#### 4.1 Temperatur

Under året sker en uppvärmning av vattnet från ytan och ner och ett varmare ytlager bildas under vår, sommar och höst. Under 2009 låg lufttemperaturen övervägande över det normala. Trots detta var inte ytvattentemperaturen särskilt hög. Tvärtom uppmättes lägre temperatur än normalt på flera håll under främst augusti-november. I augusti var yttemperaturen mycket under det normala, endast 10.5 °C vid K6, samtidigt som salthalten i ytvattnet var över det normala vid VH1 och K6. Förklaringen till detta är sannolikt att det vid mättillfället varit uppvällning av kallt och salt bottenvatten längs kusten. I övrigt var det ovanligt kallt väder i oktober månad, vilket alltså gav utslag i ytvattnet. Varmast under året var det i juli med 19.7 °C vid station K12 i Ronnebyfjärden.

#### 4.2 Salthalt

Salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i hela kustområdet. Den tydligaste skiktningen förekommer i de inre delarna av skärgården där tillrinningen från land är mest märkbar. Vid skiktning kan ventileringen av vattnet under sprängskiktet hämmas. Vid några enstaka stationer har salthaltsskiktning observerats några gånger under året. Vattenmassan har i övrigt varit i stort sett homogen och välblandad vid mättillfällena. Salthaltsskiktning i samband med tillrinning via vattendrag observerades främst i början på året då vattenföringen var över medel till Hanöbukts kustvatten. Vid K7 i Karlshamnsviken observerades ett utsötat skikt i den översta metern av vattenmassan i januari och mars. I

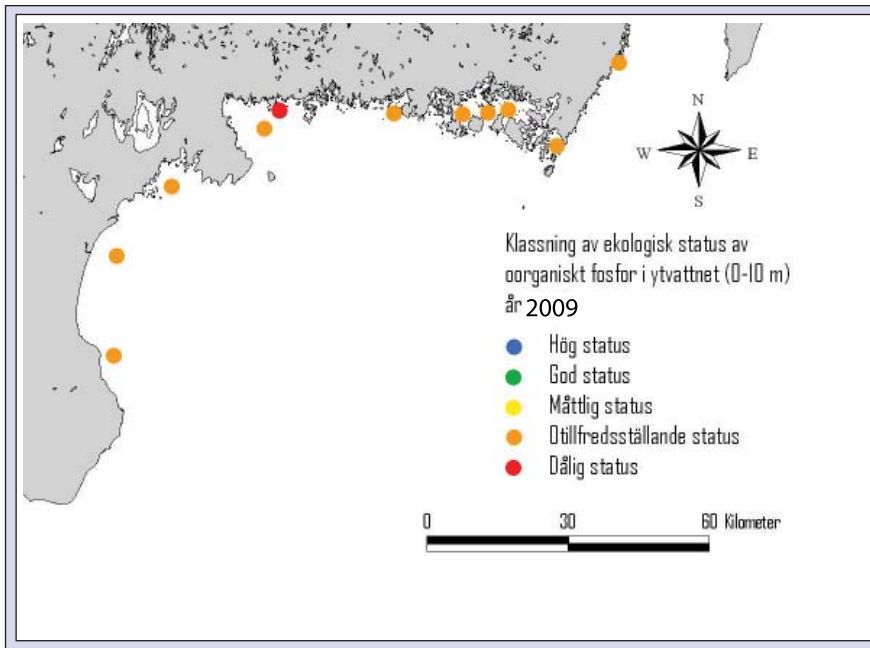
Tabell 3 Statusklassning av hydrografiska mätdata 2009 enligt Naturvårdsverkets Handbok 2007:4 (Naturvårdsverket 2007). Stationerna KL8 och K19 är grunda vilket gör att siktdjupet inte kan klassas här. För mer information se även bilaga 6.

	DIP	Tot-P vinter	DIN	TOT-N	Tot-P juli-aug	Tot-N juli-aug	Siktdj	Syre
VH4 (S Hanöbukten)	4	3	1	3	4	2	3	1
VH3A (Åhus)	4	3	2	2	4	3	3	1
VH1 (Tosteberga)	4	4	3	3	4	3	2	1
K6 (Pukaviksbukten)	4	4	3	3	4	3	2	1
K7 (Karlshamn)	5	4	4	4	5	3	4	1
K12 (Ronneby)	4	4	2	4	4	3	4	1
NY (NV Aspö)	4	4	3	4	5	3	3	1
KAARV4 (Y redde)	4	4	3	4	5	3	3	1
K21 (SE Verkö)	4	4	3	4	5	3	4	1
K19 (Torhamn)	4	4	3	4	5	4		1
KL8 (Kristianopel)	4	4	5	5	5	5		1

Klassningen har gjorts med Naturvårdsverkets rapport 2007:4 enligt följande:

1	hög status
2	god status
3	måttlig status
4	otillfredställande status
5	dålig status





Figur 35 Statusklassning av oorganiskt fosfor (DIP-dissolved inorganic phosphorus) i ytvattnet 2009. Klassningen är gjord på vintermätvärden från december-februari.

ytvattnet på den starkt sötvattenpåverkade stationen KL8 var också salthalten under det normala i mars. Station VH1 vid Nymölla uppvisade lägre salthalt i ytan än normalt i februari.

Högre salthalt än normalt i ytvattnet observerades på många stationer under sensommaren-hösten. Vid VH1 och K6 var det mycket kallare och saltare än normalt i augusti, vilket är tecken på uppvällning av bottenvatten. Detsamma gällde i september för i princip alla stationer, och i oktober, även om inte temperaturen var lika låg som i augusti.

#### 4.3 Siktdjup

Siktdjupet uppvisar betydande rumsliga och tidsmässiga variationer och påverkas bl.a. av förekomsten av plankton som når sitt maximum under sommaren. Andra faktorer som inverkar på siktdjupet är tillrinningen och det lösta material som åar och vattendrag för med sig. I grundare områden påverkas siktdjupet även av den resuspension av sediment som sker på grund av vågpåverkan.

Genomgående höga siktdjup uppmättes i samband med uppvällningssituationen i september då siktdjupet nådde 12 meter vid VH1 och K6. I december uppmättes årshögsta siktdjup, 12,5 m, vid VH1 i västra Hanöbukten.

Lägst siktdjup under året uppmättes till endast 0,5 m vid KL8 i mars och i maj. I övrigt var siktdjupen som lägst vid K19 och K7 i januari, troligtvis till följd av höga flöden och landavrinning.

Statusklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2007), se Tabell 2, är gjord för värden från augusti eller jämförbara värden. Eftersom gränsen mellan god och måttlig status ligger på 7 m görs ingen klassning av stationerna KL8 och K19 som är grundare än 7 m. Tabell 2 visar att variationen i klassning av siktdjup var stor från station till station, från god till otillfredsställande.

#### 4.4 Syreförhållanden

I Blekinges och västra Hanöbukten kustvattenområde är syresättningen av bottenvattnet mestadels god under hela året. Syrgashalterna uppvisar en tydlig årscykel med de lägsta värdena i juli - september då även vattentemperaturen är hög. I kustvattenområdet finns normalt inga bottenar med utpräglat stagnanta förhållanden, under vilka syrebrist kan inträffa. Vissa år uppstår dock under senare delen av sommaren sämre syreförhållanden i Karlskronafjärdarna. Den station som normalt brukar uppvisa lägst syrgashalt i bottenvattnet är NY i Karlskrona skärgård. Så var dock inte fallet under 2009, utan i stället uppmättes den lägsta syrgashalten i bottenvattnet på 10 meters djup vid K7 i juli. Halten uppgick där till 4,73 ml/l, vilket är mycket under det normala för stationen. Vid så gott som samtliga stationer observerades lägre syrgashalt än normalt i juli. Trots detta var det inte några alarmerande låga syrgashalter

som uppmättes i år. Först när halten sjunker under 4 ml/l börjar effekter på djurlivet uppträda; många fiskar och bottenlevande djur påverkas märkbart och försöker fly.

Den ekologiska statusen var hög på samtliga stationer enligt bedömningsgrunderna och det var alltså bra syreförhållanden 2009 i Blekinges och västra Hanöbukten kustvatten.

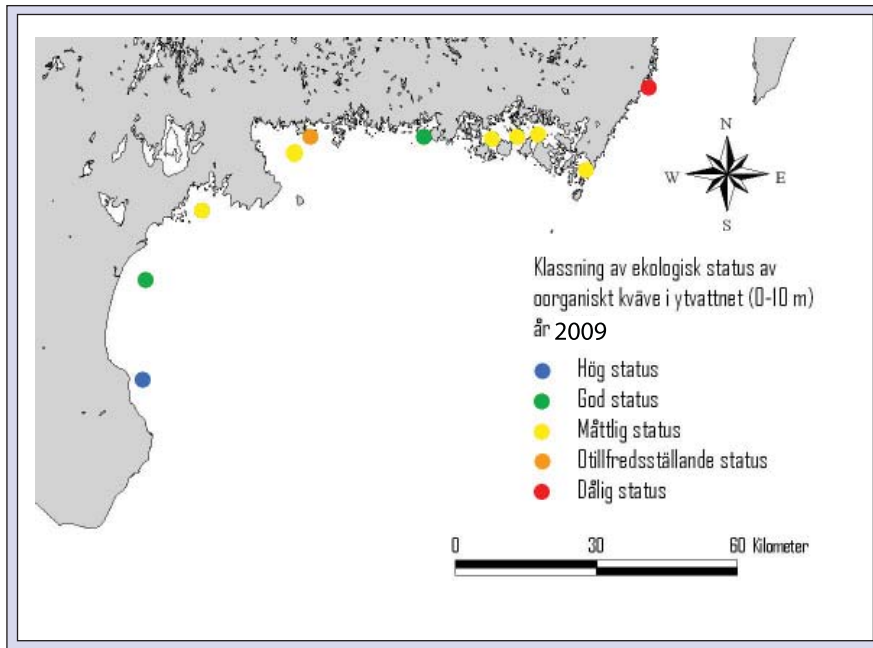
#### 4.5 Närsalter

##### Fosfor

Fosfor analyseras som fosfat (oorganiskt fosfor) och som totalfosfor (oorganiskt och organiskt fosfor). Fosfor i oorganisk form förekommer framförallt vintertid. Under vår- och sommarperioden sker upptag genom tillväxt av biomassa och halterna sjunker. Statusklassning för fosfat görs då halten är som högst under året, d.v.s. under vintern innan vårblomningen kommit igång. Fosfathalten ger då ett mått på hur stort förråd av tillgängligt fosfor som finns i vattnet och därmed hur stor potentialen är för omfattande algblomningar den kommande växtsäsongen.

Fosfathalten varierade stort under 2009; halter såväl under som över det normala uppmättes. Året inleddes med högre fosfathalt än normalt på stationerna K7, K12, K21 och KAARV4 i januari. I mars hade halten sjunkit till under det normala på många håll till följd av vårblomningen av växtplankton som tagit upp mycket av den tillgängliga näringen. Under sommaren ses inget entydigt samband utan i stället var fosfathalten under det normala i delar av västra Hanöbukten medan den var över det normala längre österut längs Blekingekusten. I augusti, september och oktober var det uppvällning av bottenvatten som ofta är rikt på näringsämnen, vilket kunde ses i högre fosfathalt än normalt på många håll dessa månader.

Totalhalten av fosfor låg på de flesta håll fortsatt på en relativt hög nivå, vilket den gjort sedan vintern 2004/2005. Sedan 2004 har det varit höga halter av fosfor i Östersjöns ytvatten. För att omfattande blomning av cyanobakterier ska uppstå krävs inte bara ett stort förråd av fosfat i ytvattnet utan även att det är lugna, stilla väderförhållanden. Detta gjorde att det främst under slutet av juni och i juli 2009 var utbredd algblomning i Hanöbukten och södra Östersjön. Algblomningen sommaren 2009



Figur 36 Statusklassning av oorganiskt kväve (DIN-dissolved inorganic nitrogen) i ytvattnet 2009. Klassningen är gjord på vintermätvärden från december-februari.

betecknas dock som svag jämfört med rekordåren 2005–2006.

Kartan i Figur 35 visar statusklassning av fosfat i ytvattnet vintertid 2009. I Karlshamnsvärdet (K7) var det dålig status. I övriga områden var statusen otillfredsställande med avseende på fosfat vintertid.

#### Kväve

Kväve analyseras för totalkväve (oorganiskt och organiskt kväve) samt för de oorganiska fraktionerna ammonium och nitrit+nitrat. Både ammonium och nitrit+nitrat är direkt tillgängliga för den biologiska produktionen och uppvisar tydliga årscykler med ökande halter under vintern och halter nära noll under sommaren.

Andelen oorganiskt kväve är störst under vintern och utgör då ca 30 % av det totala kväveinnehållet. Efter vårbloomingen förblir halterna av oorganiskt kväve låga ända fram till produktions-säsongens slut i september-oktober.

Under stora delar av 2009 låg halten av oorganiskt kväve på nivåer under det normala. Trots höga flöden i vattendragen i januari var halten av oorganiskt kväve under det normala på flera håll. I princip allt oorganiskt kväve förbrukades i och med vårbloomingen i mars. Därefter låg halten nära noll fram till och med september-oktober och i november var det höstblooming som höll nere halterna på nivåer under det nor-

mala ytterligare ett tag.

Kartan i Figur 36 visar statusklassning av oorganiskt kväve i ytvattnet vintertid 2009. KL8 utmärker sig som alltid med extrema kvävehalter, vilket gav dålig status. K7 i Karlshamnsvärdet är också påverkad av tillförsel av näringsämnen från land, vilket ger otillfredsställande status. Bäst förhållanden var det i västra Hanöbukten och i Ronnebyfjärden med hög eller god status. I Karlskronaområdet, Pukaviksbukten och Sölvesborgsområdet var statusen måttlig

#### Kisel

Kisel är viktigt för produktionen i havet eftersom vårbloomingen i stor utsträckning utgörs av kiselalger. Huvudsakligen tillförs kisel till kustvattnet genom sötvattentillrinning, men även genom uppblandning av näringsrikt djupvatten. Kisel är tillgängligt för produktion i oorganisk form som silikat och varierar på samma sätt som de övriga näringsämnen med en topp under vintern och nedgång i halterna i samband med vårbloomingen.

Under 2009 var silikathalten omväxlande både över och under det normala. Lägre halter än normalt uppmättes i samband med vår- och höstblooming. Högre silikathalt än normalt observerades bl. a. i samband med uppvällning i augusti. Högst silikathalter brukar påträffas vid KL8, vilket också var fallet under 2009 då en högsta halt på 155

mikromol/l uppmättes i mars, i samband med sötvattenpåverkan. Silikathalten bedöms inte enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

#### 4.6 Partikulärt organiskt kol (POC) och kväve (PON)

POC och PON mäts vid intensivstationerna VH1, K6 och K19, vid vilka provtagning sker varje månad. Mätvärdena anger mängden kol och kväve som finns bunden i partikulärt organiskt material, både dött och levande, t.ex. biomassa. Halterna visar hur mycket syretärande material som kan falla ut och belasta bottenarna. Höga POC- och PON-halter uppmättes vid K19 i januari samt vid alla tre intensivstationerna i mars och november i samband med blomning, då också klorofyll *a*-halten var hög.

#### 4.6 Klorofyll-a

Klorofyll *a*-koncentrationen ger ett grovt mått på växtplanktonbiomassans fördelning i vattnet. Klorofyll *a*-halten i växtplankton varierar bl.a. med ljusförhållanden, temperatur och närsaltstillgång. Vid blomning, normalt en kraftig på våren och en något mindre kraftig på sommaren och ibland även på hösten, ser man markanta toppar i klorofyll *a*. Under 2009 inföll vårbloomingen i mars och höstblooming i november, vilket kan ses i låga närsalthalter och förhöjda klorofyll *a*-halter.

Högst klorofyll *a*-halt under 2009 uppmättes i mars vid station NY i mars, då halten vid ytan uppgick till 12.6 g/l. Statusklassning av klorofyll *a*-halterna enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har inte gjorts på grund av att klorofyll *a* endast mäts precis i ytan och därmed inte ger ett representativt mått på fördelningen i vattenmassan.

# 5. Sediment och mjukbottendjur

Vid bottenundersökningarna i Hanöbukten 2009 påträffades djur på samtliga 24 stationer. 2008 var ett extremt år med låga artantal och låga biomassor vilket med några undantag till stor del återhämtats till 2009. Antalet arter ökade från 26 2008 till årets 41. Medeltalet arter per station ökade från 8,3 till 12,7. De arter som återetablerades var främst sådana som kan kopplas till kringdrivande alger, t ex märlor av släktet *Gammarus* men också typiska mjukbottenarter som t ex småsnäckor i gruppen *Hydrobidae* och arten *Potamopyrgus antipodarum*.

Det föroreningskänsliga kräftdjuret *Diastylis rathkei* har de senaste åren återkommit vid de exponerade lokalerna B2 SV om Ronneby och KN utanför Karlshamn. Den likaså föroreningskänsliga, rovlevande havsborstmasken *Bylgides sarsi* har däremot minskat kraftigt alternativt försvunnit från många lokaler. Försvinnandet har skett över ett så stort område att enskilda föroreningskällor knappast kan ha förorsakat försvinnandet.

Rovborstmasken *Nereis diversicolor* har blivit sällsynt. Vid de lokaler som tidigare haft ett bestånd av arten var det 2009 bara ett fåtal grunda stationer som hade ett rikligt bestånd. På vissa lokaler finns det dock tecken på en liten återhämtning till 2009. Den möjligen konkurrerande havsborstmasken *Marenzelleria viridis* fanns 2009 på 20 lokaler och med ökande antal fr a på lokalerna i Pukaviksbukten.

Mjukbottenundersökningarna 2009 genomfördes mellan den 27 maj och 2 juni. Resultaten avseende sedimentanalyser, artantal, individantal samt biomassa återfinns i bilagorna 6 till 10. Stationernas geografiska läge framgår av karta 9.

## 5.1 Sediment

Mängder med partiklar i form av mineralkorn och växtrester från omgivande landområden tillförs Östersjön varje år. Utöver detta produceras växtplankton och annat organiskt material på plats

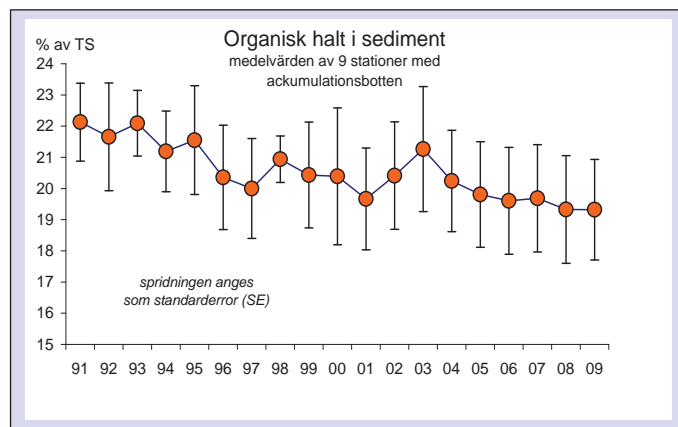
Till 2009 har den föroreningskänsliga vitmärlan *Monoporeia affinis* minskat i Hanöbukten men åter etablerat sig i Karlskronabassängen om än i låga antal även på grunda lokaler där den normalt inte förekommer.

De föroreningsgynnade fjädermygglarverna förekommer på många lokaler t ex vid Ronneby och i Karlskronabassängen, men de hade 2009 låga numerär även i Sölvesborgsområdet där de tidigare varit varit så vanliga att de upplevts som en stor olägenhet av de kringboende.

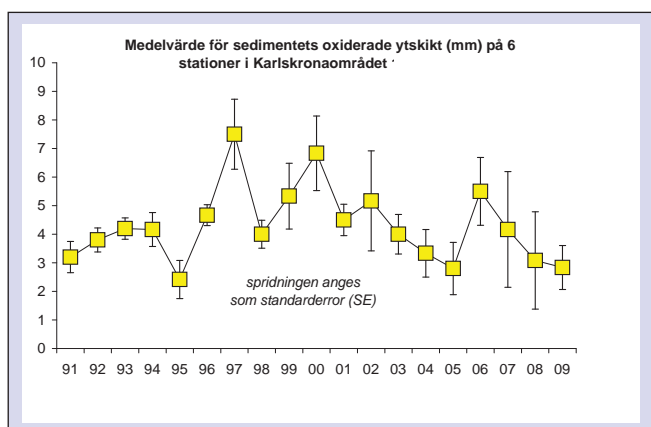
Östersjömusslan minskade drastiskt mellan 2007 och 2008 men återhämtade sig sig något till 2009. Längs öppna kuststräckor, som i Pukaviksbukten, har mängden östersjömusslor och därmed biomassan varit låg sedan slutet på 1980-talet. De gyttjiga lokalerna vid Ronneby och i Karlskronaområdet har snarare visat en ökande trend, vilken bröts 2008. Till 2009 fanns en antydning till återhämtning här liksom vid motsvarande gyttjiga lokaler i Sölvesborgsområdet.

Klassning av mjukbottenresultaten med BQI (Biological Quality Index) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder ger de flesta lokalerna i Blekinge god status. Ett antal lokaler låg dock kring gränsen mot måttlig status och lokalerna N6 i Pukaviksbukten, N7 i Valjeviken samt KD2 utanför Åhus under densamma.

ute i havet. Döda växtplankton och de andra partiklarna håller sig svävande under en tid men sjunker så småningom mot botten. Det "regn" av partiklar som sakta sedimenterar ur vattenmassan fördelar sig inte jämnt över havsbottenarna. I grunda områden längs öppna kuster



Figur 37 Organisk halt (glödförlust) på 9 stationer med ackumulationsbotten i Blekinge under åren 1991-2009. Medelvärden med spridningsmått (SE).



Figur 38 Medelvärde för tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på 6 stationer i Karlskronafjärden under åren 1991-2009. Tjockleken anges i mm och är uppskattad direkt i bottenhuggen.

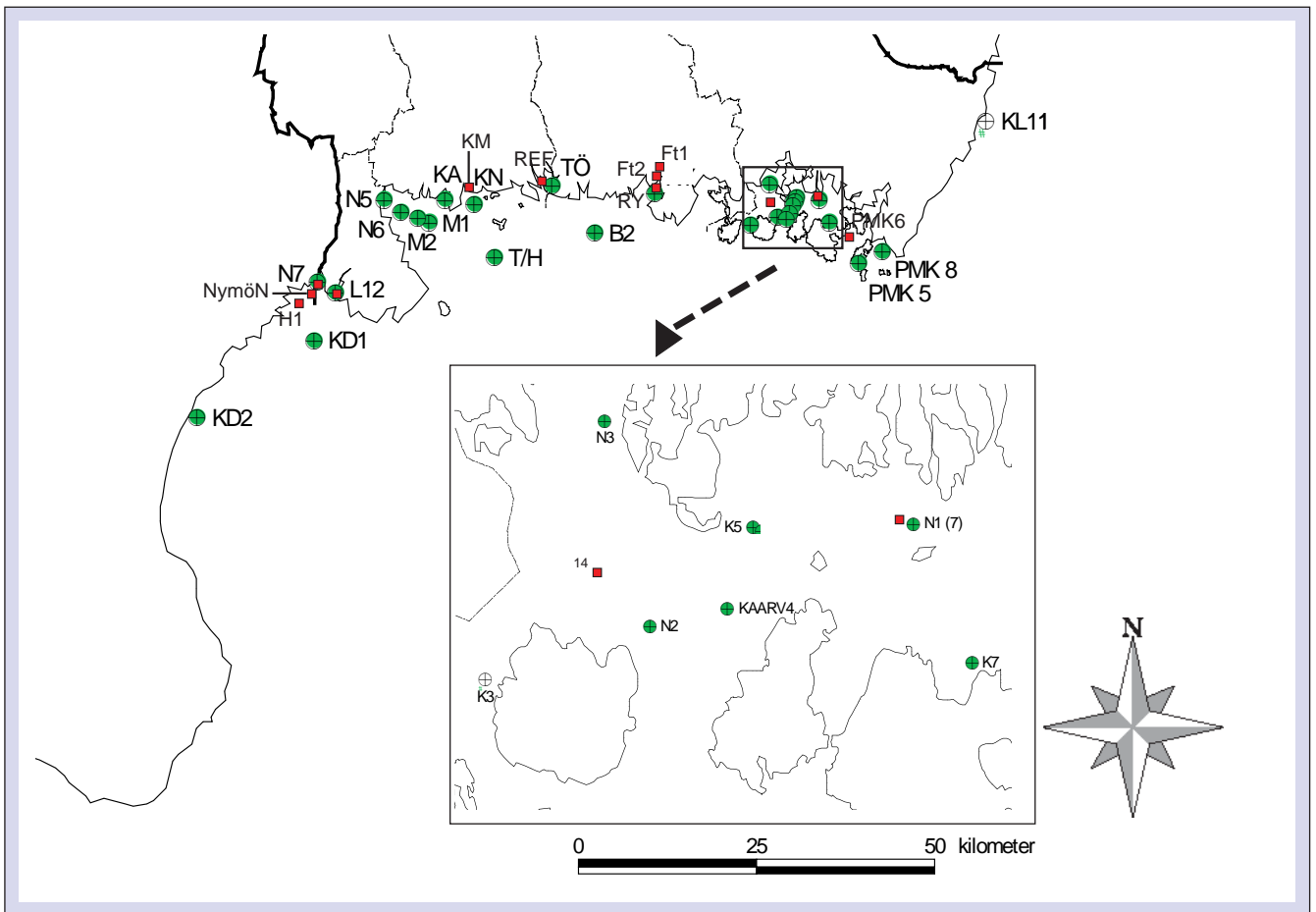
medför strömmar och vågor att de små, lätta partiklarna inte får någon chans att slå sig till ro på botten som därför kommer att bestå av grövre material som sand, grus eller sten, såvida det inte är helt rensolat så att det blir bar klippbotten. Denna typ av botten kallas erosionsbottnar (Håkansson 1985). På något större djup kan de finkorniga partiklarna bli kvar åtminstone en tid, men kraftiga stormar kan virvla upp dem så djupt som ner till 70 m djup. På dessa bottnar flyttas alltså partiklarna flera gånger från plats till plats och de kallas därför transportbottnar. Först när partiklarna förts ned till stora djup eller till områden som på annat sätt är skyddade mot vattenrörelser kan de komma till slutlig vila. Dessa bottnar kallas ackumulationsbottnar och har en hög organisk halt i sitt sediment. I instängda, skyddade vattenområden ansamlas organiskt material i sedimentet redan på grunt vatten. I exponerade områden, till exempel öster om Blekinge eller ute i Hanöbukten, ansamlas det sedimenterade organiska materialet däremot först på 50-60 meters djup (Persson 1989). Djursamhället som lever nere i botten påverkar i sin tur utseendet på sedimen-

tet genom sin grävaktivitet och genom att bidra till nedbrytning av organiskt material.

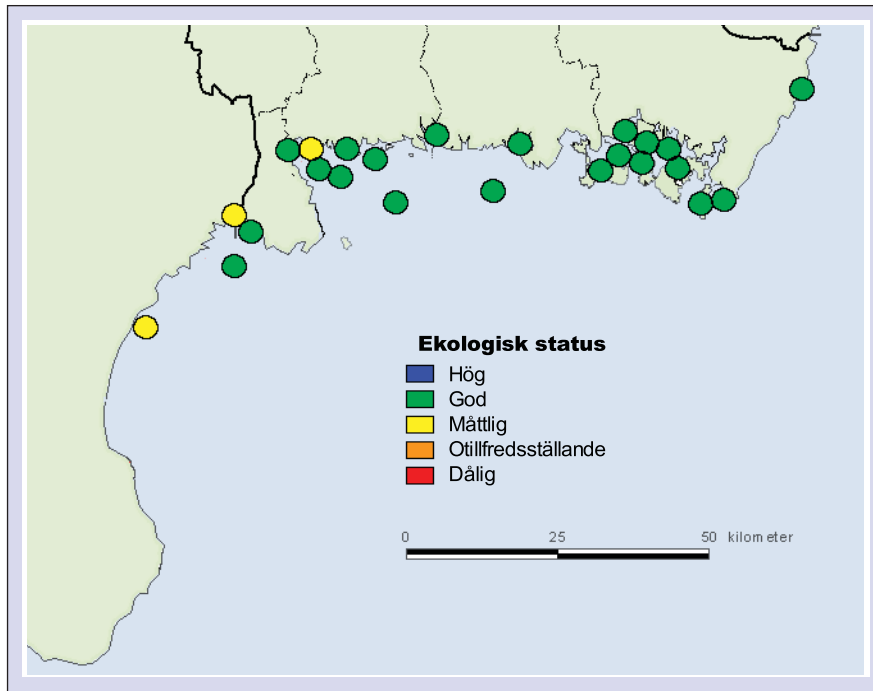
Ute i centrala Östersjöns ackumulationsbotten växer sedimentlagret med ca 1 mm per år men närmare land är tillväxten betydligt större. I skyddade lägen och på stora djup ansamlas alltså organiskt material och det är på dessa platser som man snabbast ser effekter av förändrad föroreningsbelastning. På varje provtagningsstation för bottenfauna tas därför prov på bottensedimentet för att fastställa dess kornstorlek, vattenhalt och organiska halt, vilket kan vara till hjälp då det gäller tolkningen av djursamhällets sammansättning och förändring. Förändringar i sedimentsammansättningen kan ibland mycket påtagligt påverka mängden och artsammansättningen hos bottendjuren. Skillnaden i organisk halt och vattenomsättning gör att syre-sättningen av sedimentet går olika djupt i de tre bottenotyperna.

Vid 2009 års provtagning hade 12 av de totalt 24 lokalerna ackumulationsbotten (organisk halt >10%), 2 transportbotten (organisk halt 4-10%) och 10 erosionsbotten (organisk halt <4%). Jämfört med

2008 var glödförlusterna (organiska halterna) endast marginellt förändrade, såväl på stationer med gyttjiga (figur 37) som sandiga sediment. Undantag var TÖ vid Tjärö som förvandlades från transportbotten (8,6% organisk halt) till erosionsbotten (1,35% organisk halt) och N6 i Pukaviksbukten som ändrades från ackumulationsbotten (10,21%) till erosionsbotten (2,51%). Båda lokalerna har normalt ganska skiftande sediment och vattenrörelser även om dessa ändringar är större än vad som noterats sedan provtagningarnas början 1991 (Se bilaga 8). Trendanalys av glödförlusten på de provtagna stationerna under perioden 1991-2009 visar att den på flertalet stationer har minskat något. På sju av de 24 stationerna är minskningen statistiskt signifikant medan ytterligare några stationer visar tendens till sjunkande glödförlust. En av de 24 lokalerna (KAARV4 i Karlskronabassängen) visar en signifikant ökande trend. I snitt har den där ökat med ½ % om året, fast med ett språng kring 1999-2000. Vid lokalen M2 i Pukaviksbukten ökar glödförlusten också signifikant, men betydligt långsammare.



Karta 9 Mjukbottenstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten. Infälld karta visar stationerna i Karlskronaområdet. I kartan visas även provtagningsplatser för sediment.



Figur 39 Ekologisk status på bottenfaunastationer i Hanöbukten 2009 enligt de nya bedömningsgrunderna.

Den generella minskning av glödför-lusten som inträffat fr a i skärgårds-områden (fig 37) kan tyda på minskad eutrofiering. Då det gäller syresituationen i sedimentet kunde man under hela 90-talet se en förbättring på flera stationer. Exempelvis i fjärdarna utanför Karlskrona fördubblades det oxiderade (syresatta) ytskiktet mellan 1991 och 2000 (figur 38). Härefter har det varierat och var 2009 åter litet. En jämförelse med avseende på kornstorleksfördelningen för perioden 1991 till 2009 visar att de flesta stationerna har haft ett relativt oförändrat sediment de senaste åren (Bilaga 6).

## 5.2 Bottenfauna

På och i sedimentet finns normalt ett stort antal djur. Eftersom östersjövatt-net är utsötat finns här dock betydligt färre arter än i rent marin miljö. Totalt förekommer ett drygt femtiotal arter av större bottendjur i det undersökta om-rådet. De flesta bottendjur i Östersjön gynnas av en viss ökning av mängden organiskt material i vatten och sedi-ment. Detta leder till bättre tillväxt och fler individer. Med ökad förorenings-grad försvinner emellertid några känsl-iga arter, i allmänhet kräftdjur, medan musslor och maskar fortsätter att öka. De djur i våra vatten som är mest tåliga mot förorening är östersjömusslor, vis-sa fåborstmaskar, rovborstmaskar och

framförallt fjädermygglarver (Leppäko-ski 1975).

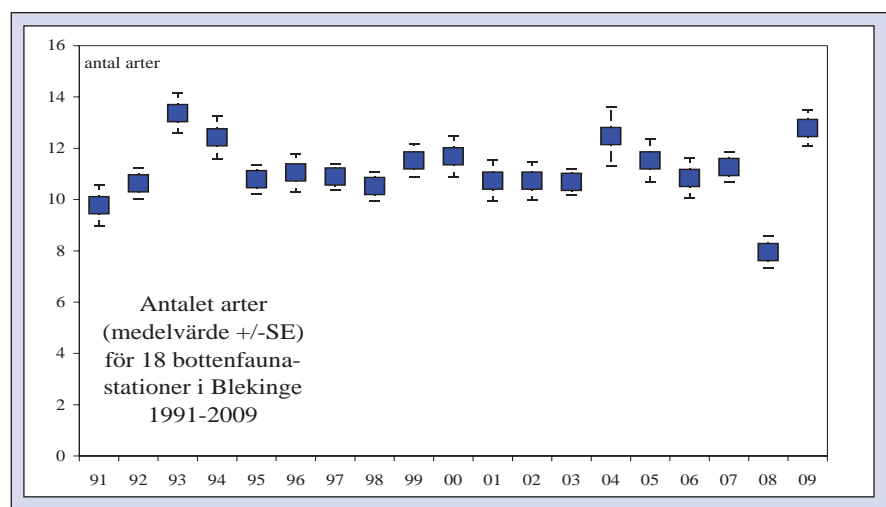
Under 2007 kom nya bedömnings-grunder för bentiska evertebrater (Na-turvårdsverket 2007) enligt krav i ram-direktivet för vatten. Ekologisk status för ett vattenområde beräknas med ut-gångspunkt i olika djurarters förekomst. Olika arter har tilldelats olika känslig-hetsvärden och för varje prov räknas ett kvalitetsindex (BQI) ut. Därefter delas stationerna in i klasserna Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande och Dålig ekologisk status. Bedömningsgrunderna är egentligen anpassade för att använ-

das på flera stationer i ett vattenområde varefter ett medelvärde används och inte som här på enstaka stationer. I det följande kommer att hänvisas till BQI, vilket finns beräknat för samtliga lite djupare lokaler i bilaga 11.

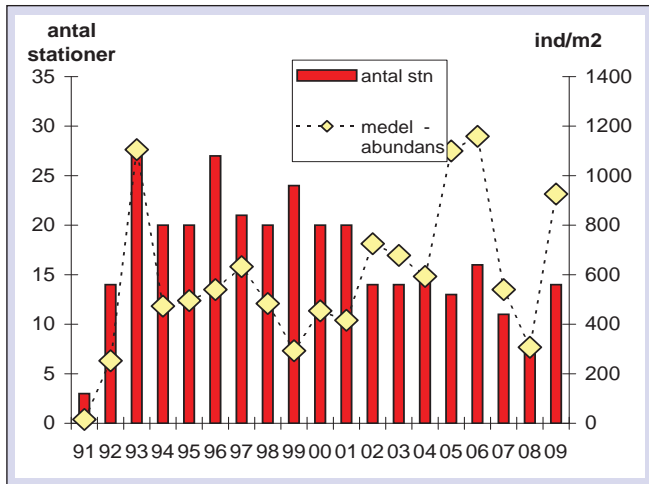
Klassningen av 2009 års resultat i Ha-nöbukten visar att flertalet stationer hade god ekologisk status (figur 39) även om några låg nära gränsen mot måttlig status (ex RY I Ronnebyfjärden ,M1 och N6 i Pukaviksbukten och L12 vid Sölvesborg) och två under (KD2 ut-anför Åhus och N7 I Valjeviken). En sta-tion en bit ut från kusten (T/H) hade hög status 2008, men sjönk till god 2009 då den förlorat större delen av sitt bestånd av vitmärta (*Monoporeia affinis*). Loka-len är dock fortfarande den enda som har en statistiskt säkerställd positiv ut-veckling av BQI tack vare ett individfat-tigt men föroreningskänsligt djursam-hälle. Flertalet lokaler uppvisar ingen statistiskt säkerställd trend för perioden 1991-2009 även om flera lokaler har en negativ tendens. Statistiskt signifikant negativ utveckling av BQI har L12 vid Sölvesborg, KA och N6 i Pukaviksbuk-ten samt N2 i Karlskronafjärden. Man kan dock inte hävda att BQI visar på nå-gon allmän utveckling av hela området varken upp eller ner.

## Arter

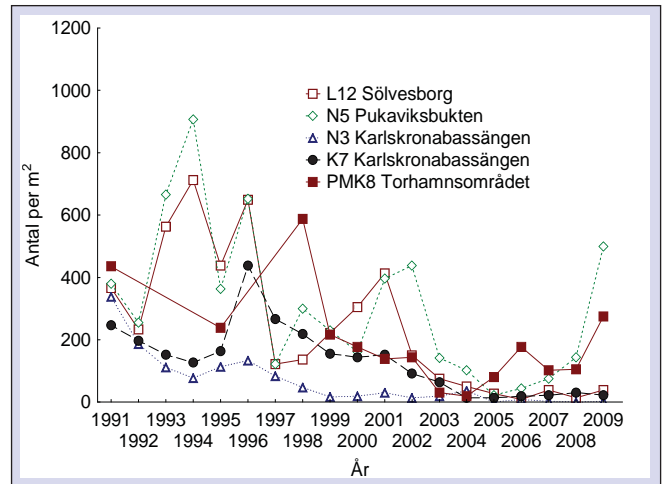
Djur påträffades på samtliga 24 bot-tenfaunastationer. Antalet arter eller högre taxa var totalt 41, vilket är en rejäl ökning jämfört med förra årets bottennotering på 26 (bilaga 10). De ar-ter som återetablerats är oftast sådana som är mer eller mindre tillfälliga pg



Figur 40 Förändring av medelartantal på 18 stationer i Hanöbukten 1991-2009.



Figur 41 Antalet stationer med *Pygospio elegans* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2009. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 42 Mängden rovbormaskar (*Nereis diversicolor*) på fem stationer längs Blekingekusten 1991–2009.

a att de följt med drivande alger eller förekommit bara med enstaka individer. Ökningen antyder därmed att mängden drivande alger ökat igen. Det har dock även tillkommit arter som normalt är talrika såsom tusensnäckorna (*Hydrobidae* och *Potamopyrgus antipodarum*). Artantalet varierade mellan 8 och 21 (13 var max förra året) per station (se bilaga 8) och medelantalet arter per station ökade från 8 till 13 på de 18 stationer i Blekinge som provtagits sedan 1991 (figur 40). Alla tillkomna arter har även tidigare år återfunnits i bottenprover på enstaka stationer och i lågt individantal. De allra flesta är normalt knutna till växtklädda eller hårda bottenar. Det verkar som om det mestadels varit slumpmässiga faktorer (väder/strömmar) bakom de förändringar vi kunnat se. De arter som saknas har alla varit borta från provtagningarna minst tre gånger tidigare sedan provtagningarnas början 1991. Alla arterna är normalt förekommande längs denna del av kusten. 11 (förra året 4) arter förekom endast på en station. Vissa små, kortlivade arter som minskade förra året har ökat igen, t ex den rörbyggande havsborstmasken *Pygospio elegans*, fåborstmaskarna (gruppen *Oligochaeta*) och i mindre grad fjädermygglarver (*Chironomidae*). Dessa är djurgrepp som ofta varierar stort mellan olika år. Den 2008 kraftigt minskande gruppen tusensnäckor (*Hydrobidae* och *Potamopyrgus antipodarum*) har återetablerat sig på bred front (figur 48).

Flera av de lite djupare stationerna i Karlskronaområdet hade låga artantal vid provtagningen 2008. De har nu alla ökat art och individantal. Därmed

var det inget område som utmärkte sig som speciellt artfattigt. Station KL11 vid Kristianopel som förra året bara hade 2 arter hade 2009 11 arter, inklusive den tillfälligt (?) återetablerade östersjömusslan. Situationen på denna station är instabil och det behövs bara lite extra lång isläggning under vintern för att bottenjursamhället ska slås ut till följd av syrebrist. Station N6 i Pukaviksbukten hade bara fyra arter 2008 men ökade 2009 till 8 i anslutning till att sedimentet omlagrats från ackumulationsbotten till erosionsbotten.

Trendanalys visar att artantalet på stationen utanför Helgeå (KD2) sjunkit under perioden 1993–2009. Samma sak gäller för stationen N1 vid Karlskrona.

Den rörbyggande havsborstmasken *Pygospio elegans* fanns på 14 (förra året 7) av de 24 stationerna vilket är en liten återhämtning, men ändå långt från antalet från 2001 o bakåt (figur 41). Stora mellanårsvariationer har noterats tidigare, t.ex. mellan åren 1998 o 1999. Förra årets kraftiga nedgång bör ha varit en storskalig händelse, kanske av lokal klimatkaraktär, vilken nu till dels återhämtats.

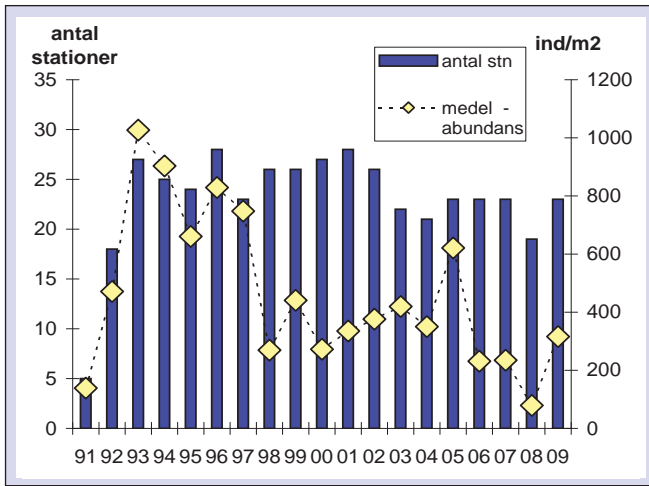
Havsborstmasken *Nereis diversicolor* betraktas som föroreningstålig och trivs även i sediment som är organiskt belastade (Leppäkoski 1975). Arten har tidigare haft en stark ställning och förekommit på lite drygt hälften av de provtagna stationerna, främst på gytjtjuga men även med mer småvuxna exemplar men då på sandiga bottenar. De senaste tio åren har arten minskat, speciellt på stationerna i Karlskronafjärden, även om 2009 antyder en liten men dock återhämtning (figur 42). Nedgången har varit av bred karaktär och noterats

även i Kalmar län (Tobiasson 2005). Det finns ännu inga förslag till förklaringar till dessa storskaliga förändringar. Den relativt nyetablerade havsborstmasken *Marenzelleria viridis* kan konkurrera ut *N. diversicolor* (Kotta et.al 2001) men sådana effekter har inte varit tydliga här. Det är dock sannolikt inte lokala förhållandena i Blekinge som orsakat förändringarna.

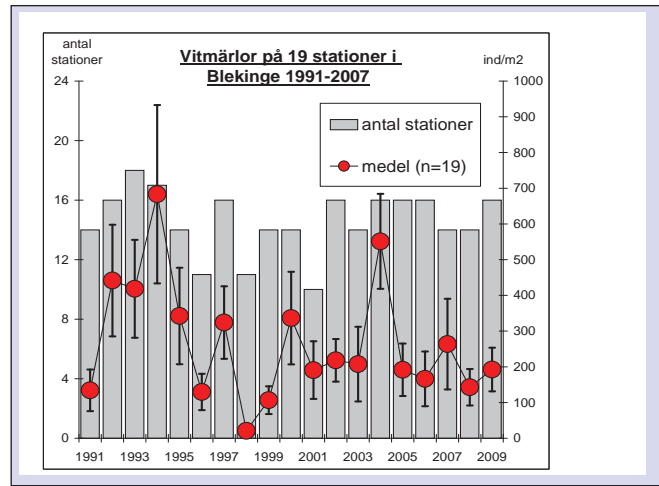
*Marenzelleria viridis* (Arttillhörigheten är under utredning. Den kan komma att revideras till art *Marenzelleria neglecta* (Blank et al. 2008)) förekom 2009 på 20 av stationerna (förra året 17) med ökande individantal. Arten har 2009 påträffats i mycket höga antal på både djupare och grundare lokaler i Kalmar län (Andersson 2010). Den visar därmed en storskaligt ökande trend. De högsta tätheterna i Blekinge påträffades vid några lokaler i Pukaviksbukten (se bilaga 8 och figur 45). I Sverige hittades arten för första gången 1990 i Blekinge (Persson 1991). Den föroreningssänkliga havsborstmasken *Bylgides sarsi* (Tidigare *Harmothoe sarsi*, Fjällborstmask) har minskat starkt sedan två år och finns nu i stort bara i ett litet bestånd vid den djupa lokalen T/H söder om Tärnö.

Fåborstmaskar ("daggmaskar", *Oligochaeta*) ökade totalt sett kraftigt i antal fram till 1993 men har sedan dess minskat igen, speciellt på sandiga bottenar (figur 43). 2009 förekom de på 23 stationer (19 stationer år 2008). Arten har återhämtat en stor del av sin numerär till 2009

Mängden av den upp till tio mm stora vitmärlan (*Monoporeia affinis*) kan variera mycket mellan åren. Vitmärlan är en ishavsrelikt och föredrar därmed kallt vatten. Den anses dessutom vara



Figur 43 Antalet stationer med *Oligochaeterina* provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2009. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 44 Antalet vitmärklar i medeltal för 19 mjukbottenstationer i Blekinge 1991–2009. Dessutom anges totala antalet stationer som hade vitmärklar.

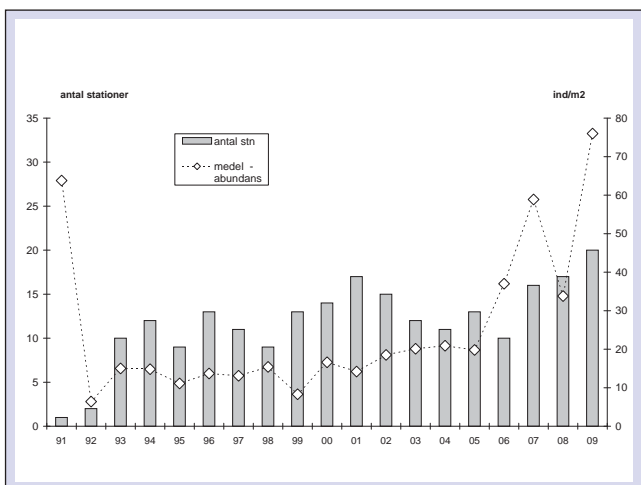
känslig för föroreningar (Leppäkoski 1975) och utnyttjas, fr allt längre norrut i Östersjön där den har en mer kontinuerlig förekomst, som miljöindikator. Arten är mot denna bakgrund vanligast på djupa och inte så organiskt belastade bottenar. 2009 fanns den på 21 stationer (16 stationer 2008) men med ungefär samma medelantal per station som tidigare (figur 44). Arten har dock minskat starkt på de öppna sandiga lokalerna i västra Blekinge men återetablerat sig i lägre antal på de gyttjiga skärgårdsstationerna i Ronneby och i Karlskronabassängen. Den djupa T/H har brutit en ökande trend, kanske pga att den effektiva predatorm ishavsgråsuggan (*Mesidotea entomon*) etablerat ett stort (men småvuxet) bestånd på stationen. Även havsborstmasken *Marenzelleria viridis* var etablerad på lokalen och det finns tvetydiga men ändå antydningar om att den kan konkurrera med vitmärklan

(Neidemann et al. 2003, Wiklund et al. 2009). Den är mer kallvattens- och salthaltsberoende släktingen *Pontoporeia femorata* förekom, liksom de senaste tio åren, huvudsakligen på den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H) men också den i lägre numerär.

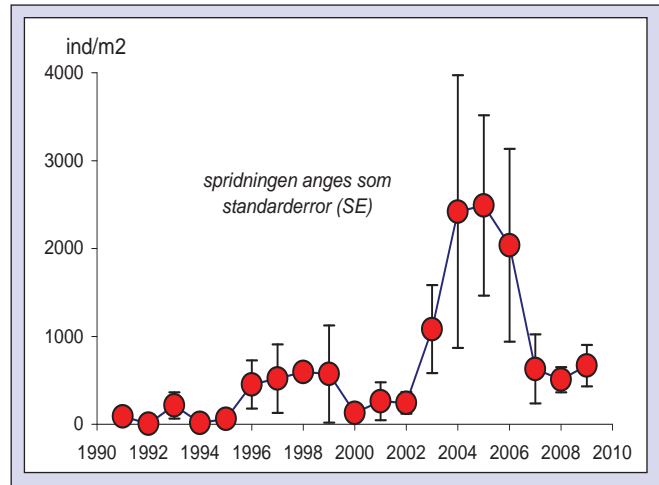
Den lilla sandmärklan (*Bathyporeia pilosa*) trivs bäst i finsand och är känd för att vandra ut och in längs kusten och kan därför variera mycket mellan åren. Djuret gräver i sanden och är därmed känsligt för om sedimentet blir grövre vilket vi inte har kunnat konstatera i de gjorda undersökningarna. En av stationerna i Västra Hanöbukten (KD1 vid Nymölla) har vissa år haft ett relativt stort antal av arten, så även 2009 (Bilaga 8).

Gruppen fjädermygglarver (*Chironomidae*) har ofta en stark ställning på or-

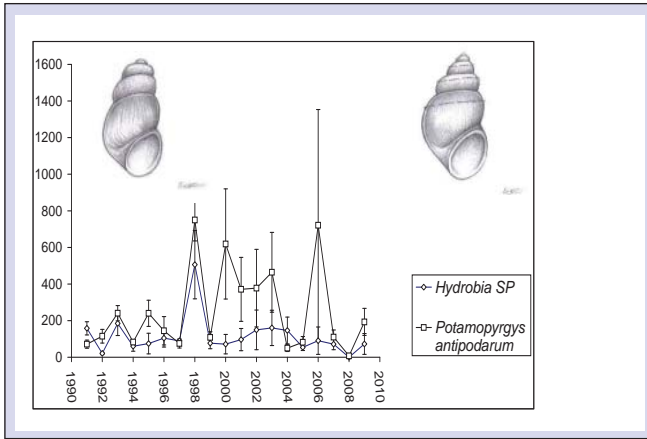
ganiskt förorenade bottenar. Några av arterna inom gruppen betraktas som de mest tåliga av alla vad avser hög organisk belastning och dåliga syreförhållanden (Leppäkoski 1975). Fjädermyggorna förekom i stort sett på samma stationer men i relativt låga tätheter. Vid Sölvesborg har gruppen under ett antal år varit dominant men 2009 var antalet mer än halverat jämfört med 2007 vid L12 och kvar vid låga antal från 2008 vid N7 i närliggande Valjeviken. En tidigare ökande trend har inte varit tydlig (figur 46). Fjädermyggorna var under några år så vanliga i området att de upplevts som en stor olägenhet för de kringboende. Möjligen kan ökningen vara bruten i och med de senaste två årens antydning till nedgång. En tydligare uppåtgående trend kan ses vid de östliga lokalerna PMK8 och KL11 men också vid lokalen RY vid Ronneby. En grupp djur som kan bli mycket tal-



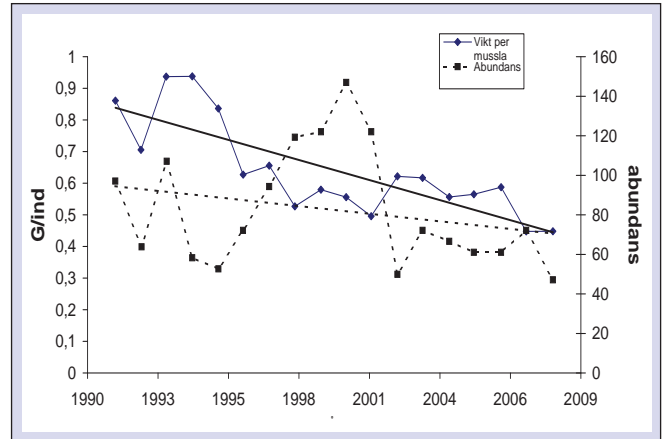
Figur 45 Förekomsten av arten amerikansk rovbormask (*Marenzelleria sp.*) 1991–2009. I figuren redovisas antalet stationer arten hittats på samt medelabundans.



Figur 46 Medelvärde för mängden fjädermygglarver (*Chironomidae*) på två stationer (N7 och L12) vid Sölvesborg 1991–2009. Spridningen anges som standarderror (SE).



Figur 47 Abundansen (ind/m<sup>2</sup>) för tusensnäckor på lokaler i Hanöbukten 1991-2009.



Figur 48 Medelvikten samt abundansen för stora (>10 mm) östersjömusslor på stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten.

rika fr a på måttligt djupa bottenar med visst organiskt innehåll är tusensnäckorna. De representeras i våra vattenhuvudsakligen av gruppen *Hydrobiidae* och den snarlika *Potamopyrgus antipodarum*. De är ca 1-3 mm stora, kryper på bottenytan och äter av det organiska materialet. Bestånden varierar mycket mellan åren men fram till och med 2007 har förekomsten förändrats ytterst lite (Figur 47). Till 2008 försvann båda taxa från fyra lokaler (K3,N3,N7 i Karlskronaområdet och L12 i Sölvesborg) men har nu återkommit i liknande mönster som tidigare.

Den relativt föroreningståliga Östersjömusslan (*Macoma baltica*) är det i särklass mest spridda djuret på mjuka bottenar i Blekinge och utgör oftast merparten av biomassan på stationerna. På de exponerade sandbottenarna i västra Hanöbukten har arten inte samma särställning men svarar ändå för en betydande del av den totala biomassan.

Efter 2008 års markanta nedgång var dock Östersjömusslan åter på väg upp vid flera lokaler 2009. De båda stationerna i Sölvesborgsområdet (N7 och L12) noterades 2005 för en kraftig nyrekrytering av musslor vilka verkar ha överlevt och resulterat i att dessa två lokaler var bland de lokaler som ökat sin biomassa. Fram till 2007 har annars funnits en tendens till ökning på flera gytjtjuga bottenar (figur 49), men en minskning på t ex de sandiga lokalerna i Västra Hanöbukten (figur 50). En tidigare tydlig tendens till ökande biomassa på lokaler med gytjtjebottenar, t ex i Karlskronabassängen, har möjligen befasts med uppgångar till 2009.

Analys av storleksfördelningen hos arten på tre av stationerna i Blekinge från senaste åren visar att tillväxten på grunda gytjtjuga bottenar med god

tillgång på näring (station L12 i Sölvesborg) är 2-3mm. Stationen verkar ha en snabb omsättning på musslor då de bara i enstaka fall blir större än 12 mm. Tillväxten är normalt betydligt större på transport- och ackumulationsbottenar än på erosionsbottenar (Olafsson 1986) och resultatet stämmer väl med tidigare år.

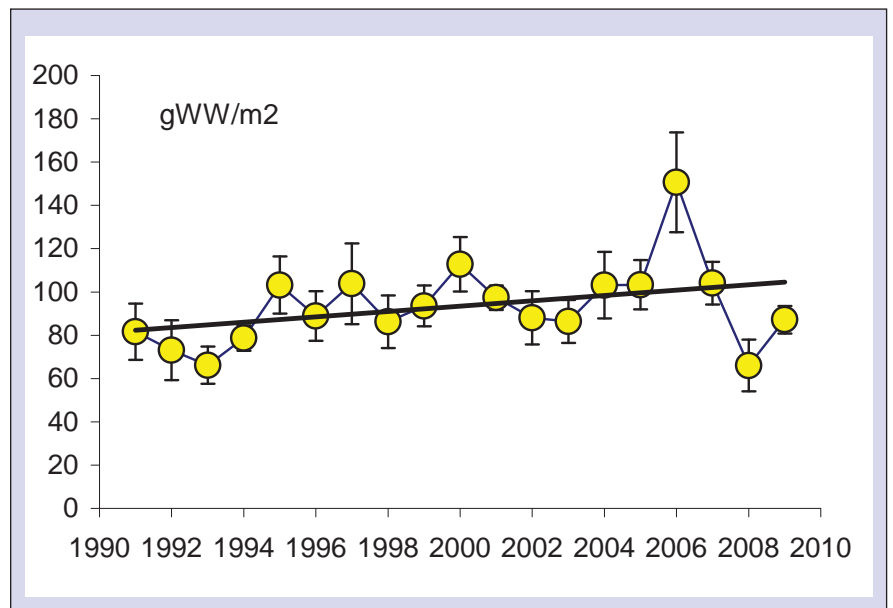
I Pukaviksbukten (station M2), som har en utpräglad erosionsbotten, var tillväxten mer blygsam och vuxna musslor verkar växa ungefär 1 mm/år. En tillväxt i denna storleksordning är normal på sandiga bottenar och stationen har en jämn åldersfördelning. Även söder om Karlshamn (station KN) är sedimentet sandigt med en glödförlust på ungefär 1% och en motsvarande tillväxt för

musslorna. Ett specialfall i år kan ses vid den djupa T/H där man kan notera att de stora musslorna minskar i vikt över tid (figur 48) trots att beståndet glesnat. Kanske är konkurrensen om födan för stor från andra arter vid denna lokal?

#### Individtäthet och biomassa

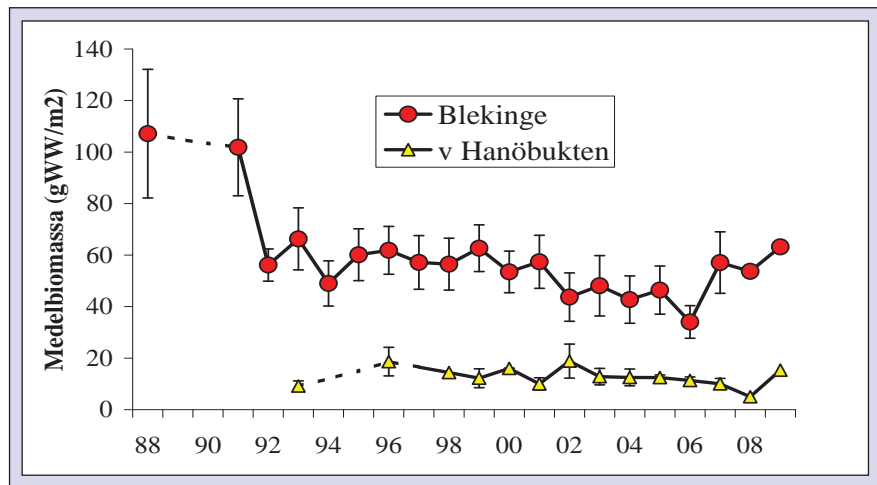
Individtäthet och biomassa ökade till 2009 vid 14 lokaler, var oförändrat vid 4 och minskade vid 3. Det är en remarkabel förändring från förra året då så gott som alla lokaler tappade i individantal och biomassa. Några exempel på utvecklingen visas i figur 51.

Individtätheten på stationerna i Blekinge och västra Hanöbukten har gene-



Figur 49 Östersjömusslornas biomassa förändring mellan 1991 och 2009 på bottenfaunalokaler i Karlskronaområdet. Spridningen anges som Standarderror (SE).





Figur 50 Biomassaförändringar för Östersjömusslorna på 7 erosionsbottnar i Blekinge och två i västra Hanöbukten 1988-2009.

rellt varit högst på sandiga bottnar med mycket småmaskar som *Oligochaeter* och *Pygospio elegans*, samt på stationer med mycket vitmärlor. Större fluktuationer i individtäthet beror nästan alltid på förändringar i populationer av dessa små men talrika djur. 2004 ökade vitmärlan exempelvis på flera stationer, för att åter minska kraftigt till 2005 och 2006. Även snäckor och fjädermygglarver kan i vissa fall ha avgörande betydelse för individantalet. Eftersom de är kortlivade är denna typ av förändringar svåra att utvärdera såvida det inte rör sig om mycket tydliga trender. I Blekinge fanns en tendens till minskad individtäthet på några stationer från 1993 och fram till 1998, mycket beroende på nedgången i populationen av vitmärlan (*Monoporeia affinis*, jfr figur 45). 2008 hade den återetablerat sig i Karlskrona-bassängen men å andra sidan minskat i västra Blekinge, varför medelantalet per station sett för hela Blekinge låg rela-

tivt lågt 2009. Havsborstmasken *Pygospio elegans*, i viss mån fåborstmaskar (*Oligochaeter*), fjädermygglarver (*Chironomidae*) men även tusensnäckor (*Hydrobia* och *P. antipodarum*) uppvisade ökande individantal.

Förändringarna i total biomassa vid en station beror till stor del på fluktuationer i mängden östersjömusslor (*Macoma baltica*). Efter förra årets stora nedgång visar de flesta lokalerna på uppgång till 2009 (figur 49 o 50 och 52). Nästa års provtagningar får visa om uppgången står sig och därmed kan ligga till grund för trendberäkningar

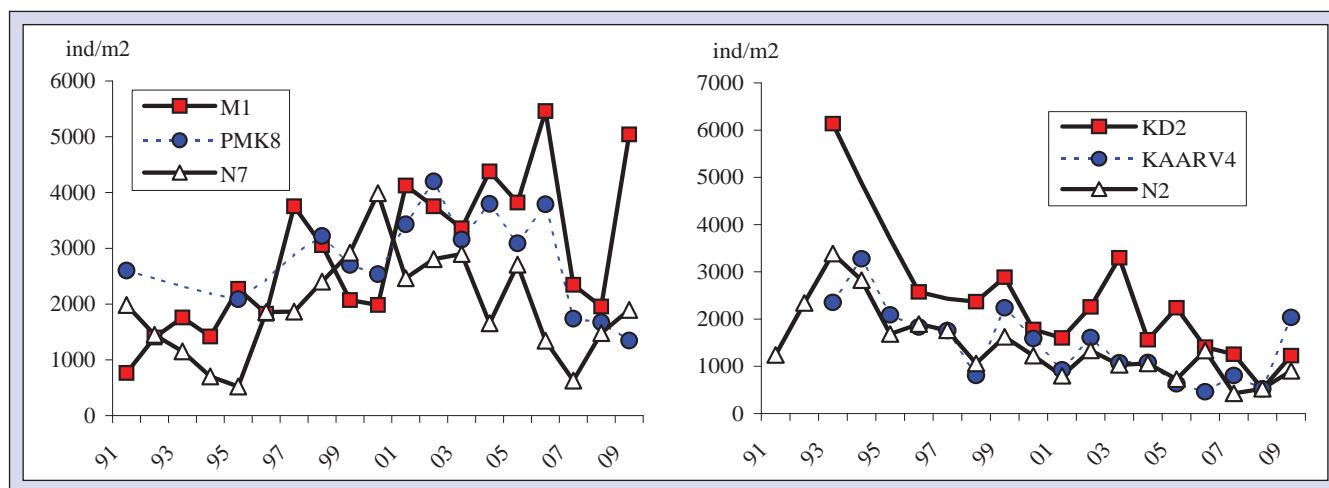
Trots ökat antal arter hade biomassan på PMK8 vid Torhamn minskat ytterligare. Förutom för östersjömussla märktes också nedgång i hjärtmusslan *Cerastoderma glaucum*. Den senare är en art som inte kan överleva så länge i ett så mjukt sediment som det är vid denna lokal. Det är dock anmärkningsvärt att östersjömusslan minskar vid denna

grunda lokal som knappast kan drabbas av svår syrebrist. Kanske kan det röra sig om biologiska interaktioner mellan det nu stora beståndet av havsborstmasken *Nereis diversicolor* och musslan.

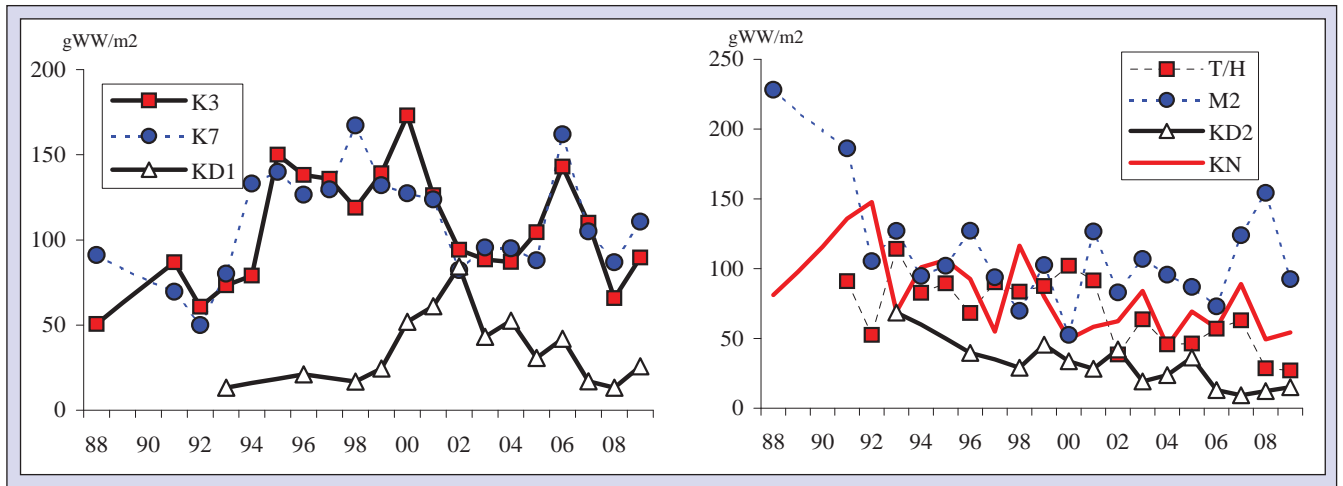
#### Analys av djursamhällen

Så kallad multivariat analys av artsammansättningen på de undersökta stationerna visas i figur 54 där år 2008 jämförs med år 2009. Denna typ av diagram ger en överblick över hur lika djursamhällena är mellan lokaler, men kan också fungera som varningsklocka om någon lokal plötsligt lämnar sin "normala" plats i diagrammen och därmed talar om att samhället ändrats.

Lokaler som är gruppvis inringade är lika varandra i sin artsammansättning till minst 60 %. Enskilda inringade lokaler är inte lika någon annan lokal till så mycket som 60%, dvs de avviker från alla andra lokaler i sin artsammansättning. Grupperna ett och två har erosionsbottnar och innehåller i stort samma lokaler mellan åren. Inom dessa grupper har inte skett några stora förändringar utom vid M2 i Pukaviksbukten som tappat hälften av sina stora östersjömusslor och därmed blivit mer lik lokalerna B2 och KN som också har låga antal av dessa musslor. Grupp ett är lite "fattiga" lokaler som grupperas tillsammans tack vare ett relativt individrikt bestånd av rörbyggaren *Pygospio elegans*. KA och M1 har stora antal av havsborstmasken *Marenzelleria viridis* och KD-lokalernas specialitet är sandmärlan *Bathyporeia pilosa*. Grupp två har sediment med något högre organisk halt och därmed ett något rikare samhälle där vitmärlan finns kvar om



Figur 51 Individtätheten på några stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991-2009.

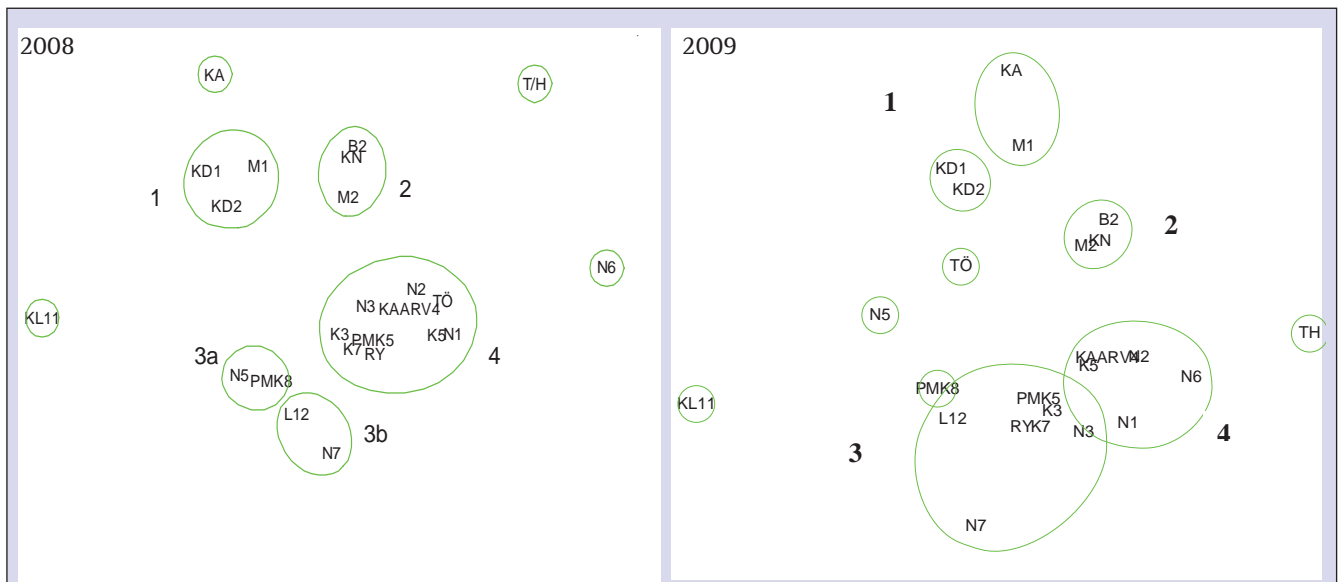


Figur 52 Totalbiomassa (gWW/m<sup>2</sup>) på några mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1988–2009.

än mindre talrikt än tidigare. Här förekommer också den numera sällsynta Cumacéen *Diastylis rathkei*. Här finns också relativt gott om vitmärlans predator skorven (*Mesidotea entomon*). Den invandrade havsborstmasken *Marenzelleria viridis* har sitt starkaste fäste i dessa lokaler. Gruppen har ett relativt hög ekologisk status (BQI, bilaga 10). Grupp 3 består av grunda lokaler med ackumulationsbottenar. Biomassan här domineras av östersjömussla, men här finns också en relativt talrik grupp fjädermygglarver. Det senare är ett litet

tecken på närsaltbelastning. Grupp 4 består av lite djupare ackumulationsbottenar. Där finns gott om stora östersjömusslor, men, förutom även här fjädermygglarver, också vitmärlor. Station N6 som tidigare låg för sig själv har etablerat ett djursamhälle igen och grupperas därmed ihop med övriga lite djupare lokaler. De friliggande lokalerna N5 från inre Pukaviksbukten och KL11 från Kristianopel har gott om *Nereis diversicolor* och tusensnäckor. Stationen KL 11 får ligga själv då den har mycket få östersjömusslor. Som vanligt ligger

T/H för sig själv med sitt individfattiga men artspecifika samhälle där den mest egna arten är vitmärlans släkting *Pontoporeia femorata*.



Figur 53 Artsammansättningen för djur i mjuka bottenar i Hanöbukten 2008 respektive 2009 analyserad med multivariat metod enl. beskrivning i Field mfl 1982.

# 6. Makroalger på hårdbottnar

Sedan undersökningarna började 1990 har det skett stora negativa förändringar då det gäller tångens situation i Hanöbukten. Tången minskade kraftigt i första halvan av 1990-talet, framförallt på vågexponerade lokaler där bestånden sedan inte återhämtat sig helt. Under senaste åren har visserligen en viss förbättring av tångens situation skett på dessa lokaler även om det är långt kvar till den utbredning som tången hade fram till 1994. Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2009 på 12 av de 17 lokalerna i Hanöbukten vilket är en ökning med två lokaler sedan 2008.

Mängden påväxtalger på tången var överlag ganska måttlig under 2009. Mest påväxt var det vid Stjärnö udde och vid Lindö. Det finns ingen uttalad trend för mängden epifyter under de gångna åren. Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2009 liksom tidigare var kvävebegränsad på de provtagna

lokalerna. Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på några lokaler och även totalt i Blekinge framförallt beroende på högre fosforhalter. Resultaten antyder att lokala utsläpp kan ha mindre påverkan idag än under 90-talet

Mängden djur har under åren 1998–2009 alltid varit större på de vågskyddade lokalerna och djursammansättningen tyder på en större närsaltsbelastning vid dessa lokaler. Såväl antal som biomassa av djur i tången på vågexponerade lokaler minskade under perioden 1998–2009.

Under perioden 1998–2009 minskade mängden rödalger, fr a gaffeltång, vid de vågexponerade lokalerna. Jämfört med 2008 märktes dock en ökning på flera stationer. I Karlskronabassängen har rödalger successivt ökat vilket kan vara ett tecken på mindre partiklar i vattnet.

Under 2009 (10 sept–16 november) besöktes totalt 17 alglokaler i Hanöbukten. I Blekinge genomfördes kvantitativ provtagning av rödalgsbältet och av tångens djurliv. I västra Hanöbukten gjordes undersökningar i 5\*5 meter stora rutor på tre olika djup. Rådata redovisas i bilagorna 11 till 16. De provtagna lokalernas lägen framgår av karta 10.

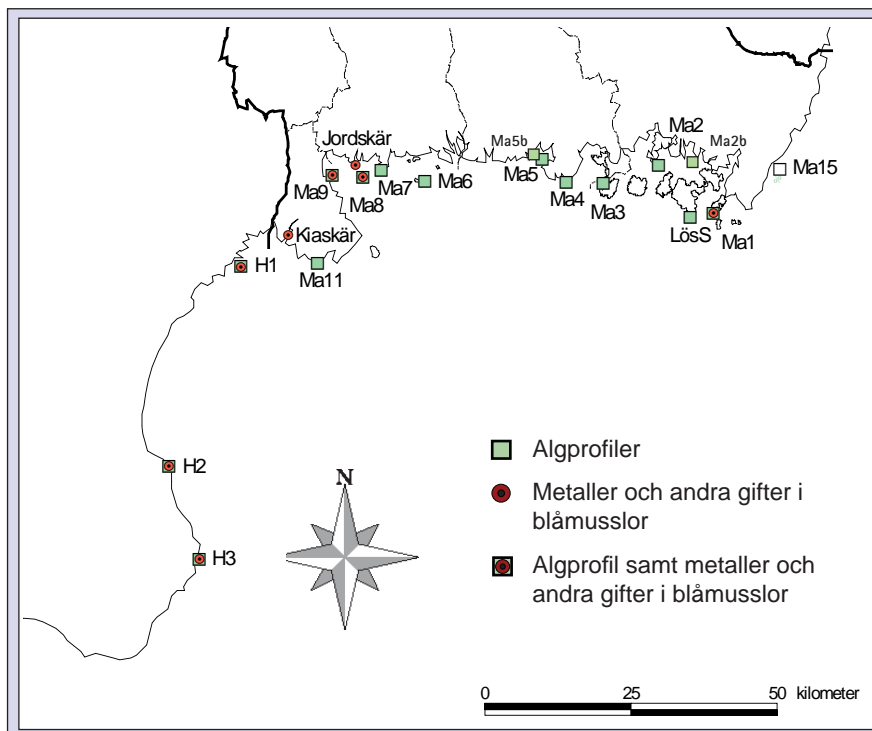
## 6.1 Utbredning och förekomst av alger

Makroalger är inte rotade, utan fäster direkt på hårda substrat som sten, block eller håll. För att dessa skall vara tillgängliga för makroalger, krävs att de inte täcks av slam, dvs. de bör i någon mån vara utsatta för vågor eller strömmar. De måste dessutom ligga så grunt att tillräckligt med ljus når ner. I Hanö-

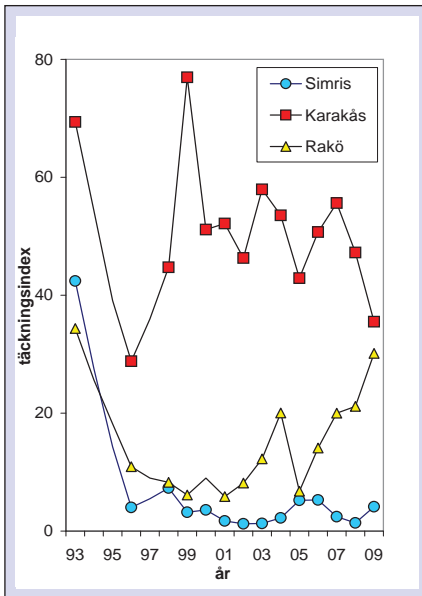
buktens vågexponerade områden finns ibland lämpligt substrat och ljus ner till mer än 20 meter, även om bristen på ljus gör att mängden växter blir liten på sådant djup. I mer skyddade miljöer, som i Blekinges skärgårdar, är det både sämre ljusförhållanden och mer slam på hårdbottnarna vilket begränsar makroalgernas djuputbredning till kring 10 m som mest.

På svenska Västkusten, där salthalten är hög, finns flera arter av stora brunalger. I Egentliga Östersjön, mellan sydöstra Skåne och Åland är salthalten i ytvattnet kring 7 ‰. Den enda stora brunalg som klarar denna låga salthalt är blåstång (*Fucus vesiculosus*). Man har av flera skäl anledning att anta att hårda bottnar i egentliga Östersjön tidigare, åtminstone ner till ca 10 m djup, dominerades av blåstång. I södra delen av Östersjön, dvs. även i Blekinge och Skåne, förekommer, vid sidan av blåstången, också den något mer saltkrävande (Malm et al. 2001) sågtången (*Fucus serratus*).

Sedan 1970-talet har det rapporterats om vikande bestånd av fr a blåstång över hela Östersjön, kopplat till industriella utsläpp (Lindvall 1984, Kautsky et al. 1988, Rosemarin et al. 1994), till eutrofiering (övergödning) (Kautsky et al. 1986, Schramm 1996, Worm et al. 1999) men också till biologiska faktorer som beteseffekter (Engkvist et al. 2000) eller kombinationer av bete, övergödning och vågexponering (Engkvist et al. 2004). Eutrofieringen har sannolikt inneburit att



Karta 10 Algprouver samt stationer för mätning av metaller och andra gifter i blåmusslor i kontrollprogrammet för Blekinge och västra Hanöbukten.



Figur 54 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring på sidan 44) på 3 stationer i västra Hanöbukten under perioden 1990–2009.

bottnar som tidigare täckts av blåstång kommit att täckas av näringsgynnade, kortvuxna fintrådiga grön, brun och rödalger. Särskilt tydlig är denna utveckling utanför Ölands östra kust och utanför Blekinges vågexponerade kust (Nilsson et al. 2003). I det senare fallet har under 1990-talet ca 100 km kuststräcka på en bredd av mer än 200 meter från land och utåt förlorat stora delar av sitt forna tångsamhälle. Detsamma gäller även i Skåne, kring Rakö och kusten söder om Simrishamn, men där är utsträckningen längs med kusten inte känd.

I Blekinges skärgårdsområden, fr a i Karlskronabassängen, har situationen i

stort sett varit oförändrad sedan 1990, då mätningarna påbörjades, dvs. det förekommer ofta täta tångbestånd från 0.5 m djup och 5–10 m ut från land ner till ca 3 m djup, beroende på substrattillgång.

Blåstången är den enda algen i Östersjön som kan bilda tredimensionella "skogar" lämpade som livsmiljö och födosöksområde för lite större fiskar som abborre, gädda och torsk. Sågtången, som inte lyfts upp av gasblåsor, ligger mer tillplattat mot botten.

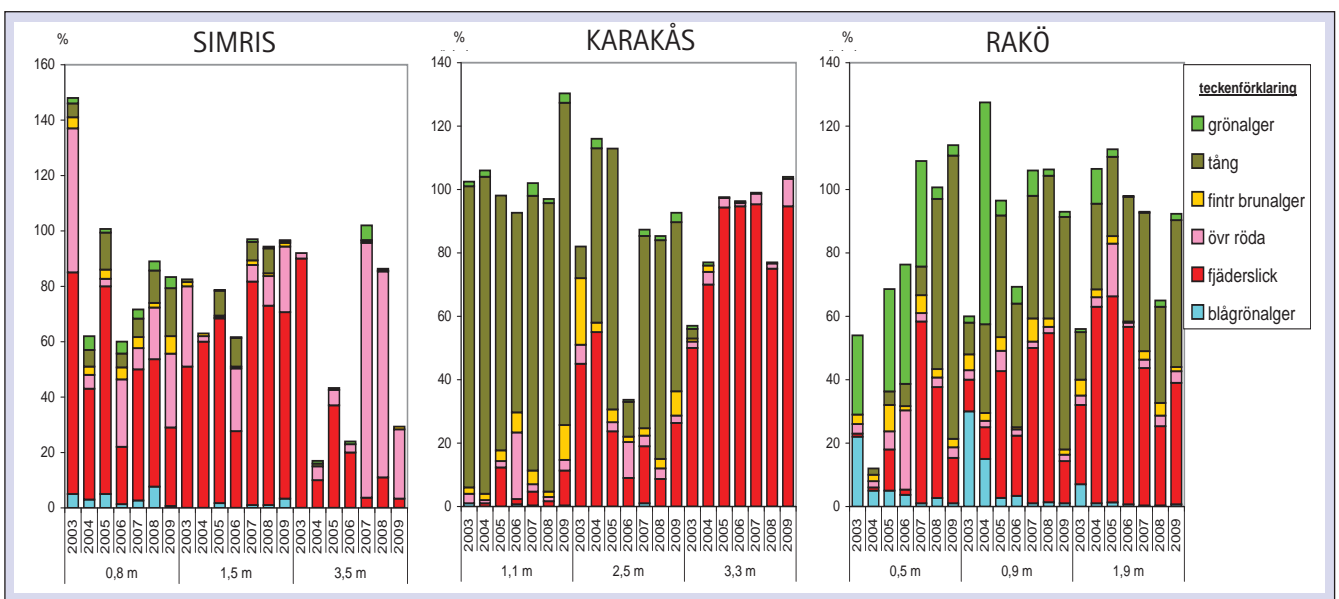
Från Atlanten är det känt att t ex småtorsk uppehåller sig i tångregionen både för att söka skydd och föda (Keats et al. 1987, Borg et al. 1997). I Östersjön är detta inte fullständigt undersökt men det är känt att torsken uppehåller sig i tångbältesregionen (Neuman 1984). Det är därför sannolikt att stora uppväxtområden för torsk och abborre har försvunnit utanför både Blekinges och Skånes kuster. Orsakerna till dessa storskaliga förändringar ligger sannolikt i Östersjöns övergödningsproblem (Worm et al. 1999) kombinerat med vikande bestånd av fr a torsk och sill som därmed lämnat öppet för utveckling av stora bestånd av kräftdjur som kan beta på blåstången i sådan utsträckning att hela bestånd försvinner. Effekterna kan bli särskilt tydliga i vågexponerade lägen, där en betesskadad planta som kanske dessutom är påvuxen av fintrådiga alger lätt slits loss.

Åtgärder som ligger nära till hands för att möjligen återfå tångbältena torde vara minskad övergödnings och noggrann vård av fiskbestånden.

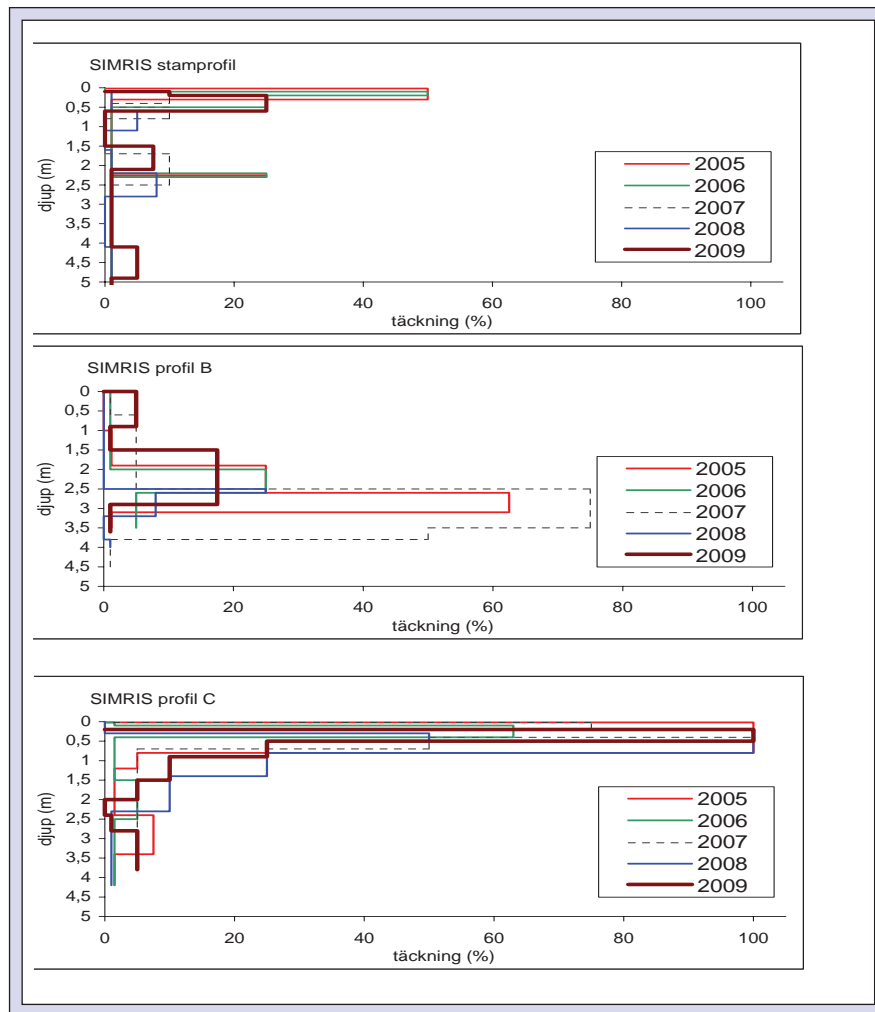
## 6.2 Undersökningar i västra Hanöbukten 1993–2009

Mängden tång vid lokalerna i Hanöbukten mäts som täckningsgrad. Genom att kombinera uppgifter om tångens täckning och utbredning längs de utlagda profilerna kan ett täckningsindex räknas fram för varje besök (se faktaruta s. 44). Detta index ger ett mått på hur mycket tång det finns på en lokal. Tångens utveckling i västra Hanöbukten vid de tre undersökta stationerna visas i Figur 54. Alla områdena förlorade stora delar av sitt tångbestånd mellan 1993 och 1996. Därefter har utvecklingen sett olika ut på stationerna. Vid Simris har fortfarande efter 10 år inte något tångbestånd av betydelse etablerats. Vid Karakås däremot återetablerades tångbeståndet tämligen omgående och har de sista åren varit tämligen konstant. Vid Rakö håller ett nytt tångbestånd på att etablera sig. Vid 2009 års undersökningar var tångmängden på denna station för första gången i nivå med den som noterades vid starten av undersökningarna 1993.

I västra Hanöbukten mäts sedan 2003 täckningsgraden av alger i 5\*5 m rutor med 3 replikat på 3 olika djup vid varje lokal. Resultatet för 2009 visar, som tidigare, på stora skillnader mellan lokalerna (Figur 55). Totalt förekom 16 arter av makroalger i rutorna. Under perioden 2003 till 2009 har det totala artantalet varierat mellan 14 och 19, vilket innebär att resultatet från 2009 får anses som normalt. Antalet arter i de tre transekterna har inte förändrats generellt men vid Simris syns en liten nedgång liksom i de djupa (3,3 m) ru-



Figur 55 Olika algarters täckningsgrad (%) på 3 lokaler i västra Hanöbukten 2003–09. Bedömningen av täckning har gjorts i en kvadrat med 5 m sida med tre replikat på tre olika djup vid varje lokal.



Figur 56 Tångens täckningsgrad på olika djup längs de tre profilerna vid Simris 2005–09.

torna vid Karakås. Vid de mellandjupa rutorna vid Karakås påträffades i medel 11 olika arter av makroalger, vilket var det högsta som noterats sedan starten. Då det gäller den totala täckningsgraden för alger i rutorna finns det en avtagande tendens vid Simris även om det främst är resultaten 2003 som avviker. Vid Rakö har algernas täckning istället ökat, åtminstone i ytan. Rödalgen fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) kan i många fall förklara de förändringar som skett. Endast ökningen av de ytnära algernas täckningsgrad vid Rakö är statistisk säkerställd. Fjäderslick som tidigare dominerat bland rödalger på samtliga lokaler och djup har senaste åren fått konkurrens av ullsläke (*Ceramium tenuicorne*), vid Simris även i de djupaste delarna. Ullsläke är en vanlig art som kan dyka upp vissa år och då förekomma i riklig mängd. I välventilerade områden är det vanligen fjäderslick som dominerar på lite större djup och ullsläke betraktas som mer gynnad av ökad näringsnivå. På transekten vid Simris dominerar alg-

samhället av olika rödalger. Vid besöket 2009 hade dock ett smalt bälte av tång etablerats på grunt vatten. Även tidigare år har det funnits tecken som tyder på att tången skulle vara på väg att återetableras men rekryterna har då nästan blivit uppätta av olika betare. Vid Karakås och Rakö dominerar tången ner till ett djup av ca 3m. Lite djupare dominerar fjäderslick som dessutom uppvisar en tydlig tendens till ökning under perioden. Vid Rakö har tångens utbredning ökat tydligt de senaste tio åren (Figur 54). Skador av betning och påväxt av blågröna bakterier har varit mindre än tidigare. Mängden fintrådiga grönalger som grönslick (*Cladophora glomerata*) var överlag liten. Överlag antyder utvecklingen vid Rakö att situationen har blivit bättre under senare år. Täckningsgraden av fintrådiga brunalger som till exempel trådslick (*Pylaiella littoralis*) var liksom tidigare år låg på samtliga lokaler. Denna grupp förekommer mest under våren då den kan dominera grunda stenbottnar och dessutom nästan helt täcka blåstången.

Förutom bedömning av täckningsgrad i rutorna besöktes två extra lokaler inom ca en kilometer från respektive "stamprofil", där tångens djuputbredning mättes. Motivet till att besöka extra lokaler är att man vill undvika att av misstag tolka lokala variationer som storskaliga förändringar. Undersökningarna visar att tångens täckning och djuputbredning skiljer sig märkbart mellan de tre profilerna i respektive område (jfr bilaga 13). Överlag har däremot förändringarna mellan åren varit ganska små och man kan se att täckningsgraden har haft sitt maximum på ungefär samma djup alla år och att djuputbredningen varit ungefär densamma.

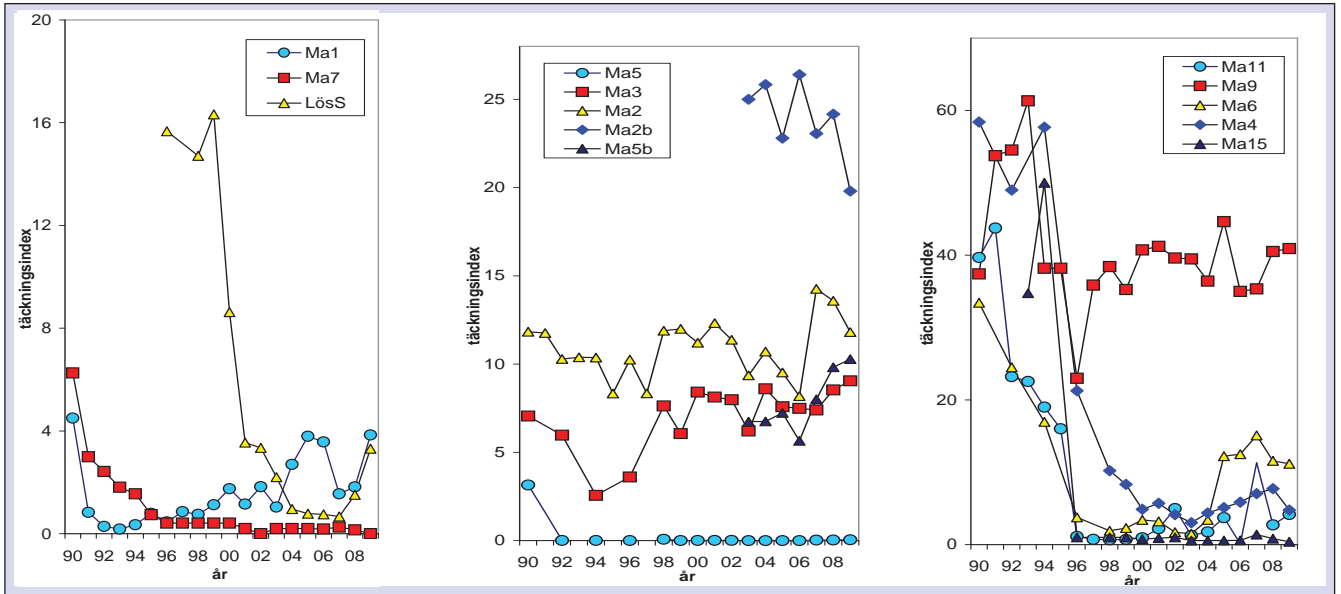
Vid Simris hade en av extraprofilerna liksom 2008 endast lite tång och liknade därmed stamprofilen medan den andra hade ett heltäckande bälte nära ytan (Figur 56). Vid Karakås hade den ena extraprofilerna bara ett smalt bälte närmast ytan medan den andra hade tätare tångbälte i likhet med stamprofilen. Vid Rakö var tångens utbredning relativt lika mellan alla tre profilerna. Här har tångmängden vid stamprofilerna ökat sedan 2003 och även på extraprofilerna är ökningen tydlig.

### 6.3 Undersökningar av tångförekomst i Blekinge 1990–2009

Mängden tång på de undersökta algtransekterna i Blekinge har varierat en del under de gångna 20 åren. Som tidigare nämnts har samtliga vågexponerade lokaler förlorat sina tångbälten. I dessa lokalers allra grundaste delar (djup mindre än 1 meter) har det vissa år etablerats tångbälten som ofta bara varit tillfälligt. Mängden tång uttryckt som täckningsindex (se nedan) vid ordinarie lokaler visas i Figur 57. Under 2005 noterade vi en rejäl förtätning av det strandnära tångbältet på flertalet vågexponerade lokaler (Ma6, Ma4 och Ma11). Den mesta av tången har fått bli kvar sedan dess och på stationerna

#### FAKTA *Täckningsindex*

Täckningsindex för en art (i detta fall tång) kan beräknas genom att kombinera uppgifter om artens täckningsgrad i % med dess utbredning längs utlagda transekter. Ex vis får en transekt med tångtäckningen 50% längs 20 m av transekterns längd ett index på 10 (20 x 0,5). Detta index ger ett bra mått på hur mycket tång det finns på en station. Det fungerar bra för att studera utvecklingen över tid medan jämförelser mellan olika lokaler blir mindre relevanta eftersom indexet påverkas av sådant som bottenlutning, substrattillgång mm. .



Figur 57 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i texten) på 13 stationer i Blekinge under perioden 1990–2009. Stationen Ma8 (Rockegrund) saknas eftersom där inte har funnits tång under perioden. Observera att diagrammen har olika skalor.

fanns 2009 ett smalt bälte. Den något mindre exponerade Ma9 i Pukaviksbukten blev 2006 åter av med yttre delen av sitt bälte, dvs den del som etablerades 2005. Här fanns dock inga betesskador, varför orsaken är oklar. Det verkar vara en mycket långsam process att återetablera tångbälten i Blekinges mer eller mindre vågpåverkade kustavsnitt.

Lokaler skyddade mot vågpåverkan finns vid Karlskrona (Ma2 och Ma3) samt i Ronnebyfjärden (Ma5). Sedan 2003 finns dessutom en lokal i östra delen av Karlskronabassängen (Ma2b) och ytterligare en i Ronnebyfjärden (Ma5b). Båda dessa nya lokaler hade välutvecklade tångbälten 2003.

Ma2 och Ma3 i Karlskronabassängen har fått behålla sina tångbälten under alla de år som undersökningarna pågått.

Den nedgång under mitten av 1990-talet, som antyds i Figur 57, kan vara del i en normal förnygringsprocess även om betesskador noterades vid Ma2 1993. Ma5 förlorade sitt tångbälte redan 1991 och har de senaste åren i princip inte haft någon tång alls. Förändringar sedan 2008 var överlag små men man kan se en viss ökning av mängden tång på några av lokalerna (LösS, Ma1, Ma11).

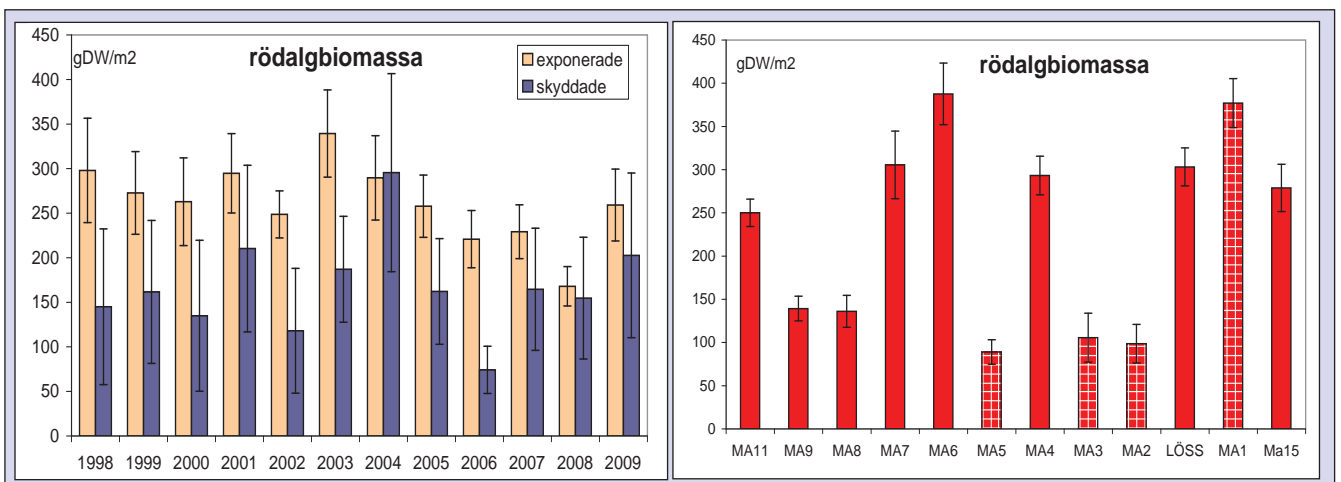
Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2009 på 9 av de 14 lokalerna i Blekinge.

Statistisk analys av mängden tång under perioden 1990-2009 visar att endast två stationer (Ma1 vid Hästholmen och Ma3 vid Hasslö) uppvisar ökad mängd tång medan sju stationer har haft en minskning av mängden tång under denna tidsperiod. Det är som nämnts tidigare

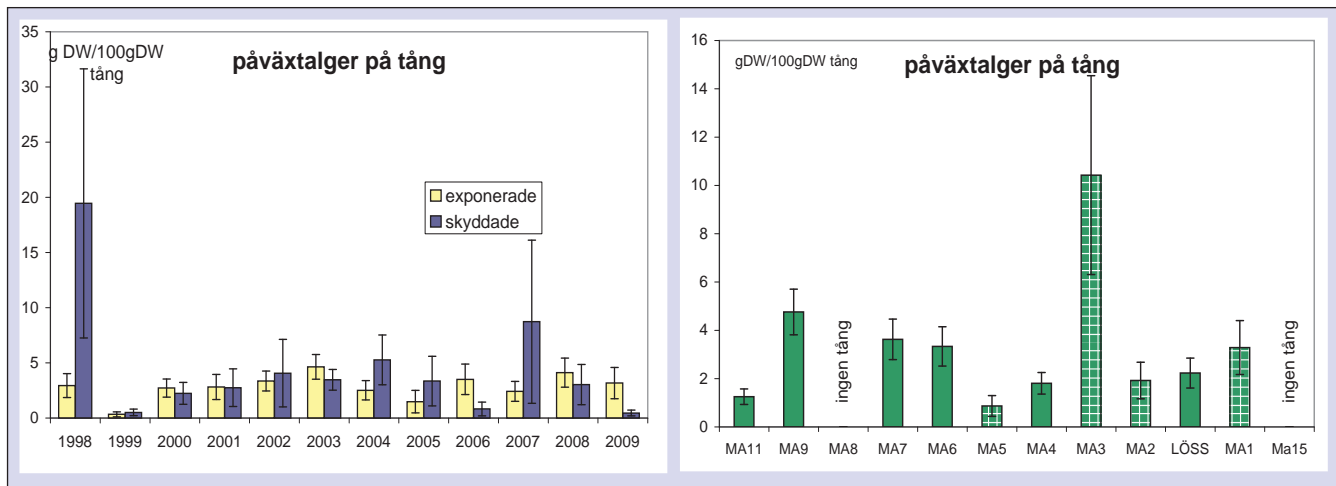
främst de vågexponerade stationerna som har förlorat sina tångbestånd.

#### 6.4 Rödalger

I de kvantitativa proverna från rödalgsbältet på 12 ordinarie lokaler i Blekinge fanns totalt 22 arter vilket är fler än tidigare år. Det har varit i stort sett samma arter som dominerat under åren. De två i särklass vanligaste arterna var gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) som tillsammans helt dominerade på utsjölokaler. På några av dessa lokaler förekom även ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) och rödris (*Rhodomela confervoides*) i relativt stora mängder. Lokalerna Ma2, Ma3 och Ma5 är samtliga belägna inomskärs och därmed utsatta för sämre



Figur 58 Biomassan (gdW/m<sup>2</sup>) för rödalger vid hårbottenlokaler i Blekinge 1989–2009. I det högra diagrammet markeras skyddade lokaler med rutnästaplar. Medelvärdena anges med standarderror (SE) som spridningsmått



Figur 59 Mängden påväxtalger på blåstång längs Blekingekusten under åren 1998-2009. Till vänster anges påväxtmängden för vågexponerade (n=6) respektive skyddade (n=4) lokaler varje år. I högra figuren visas den genomsnittliga mängden påväxt för perioden på de olika lokalerna. Skyddade stationer är markerade med rutnät. Spidningen anges som standard error (SE).

ljusförhållanden och mer slam än lokaler som ligger mer vågexponerat. Ma 2 uppvisar 2009 en ökande trend vad gäller mängden rödalger, medan Ma3 och Ma5 fortsatt har en låg biomassa och ett något större inslag av näringsgynnade fintrådiga alger som tråd- och molnslick (*Pylaiella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus*) och ullsläke (*Ceramium tenuicorne*). Ma3 är den lokal som visar tydligast tecken på hög närsaltbelastning. Rödalgssamhället är där uppblandat med ett flertal mer näringsgynnade brunalger vilket innebär att stationen hade flest antal förekommande arter. Lokaler med klarare vatten och större vågpåverkan dominerades som nämnts av gaffeltång och fjäderslick. Dessa stationer har genomgående ett betydligt tätare algsamhälle med högre biomassa (Figur 58) som dessutom sträcker sig ner på betydligt större djup.

2009 var rödalgernas biomassa genomgående något högre än 2008, då provtagningsseriens lägsta värden noterades. Statistiskt säkerställda trender under perioden 1998-2009 finns för två enskilda stationer, Ma6 där mängden rödalger är minskande, samt den skyddade lokalen Ma2 i Karlskronabassängen som uppvisar en ökad biomassa för rödalger, främst fjäderslick. De exponerade lokalerna uppvisar tillsammans en svagt minskande trend mellan 1998 och 2009. Överlag fanns rödalger ner till tämligen stort djup vilket innebär att den ekologiska statusen klassad med de nya bedömningsgrunderna blir tämligen hög. Utanför Tärnö förekom t ex såväl gaffeltång som rödblåd (*Coccolytus/Phyllophora*) och fjäderslick ner till 21 meters djup.

### 6.5 Påväxtalger i tångbältet

Påväxtalger i tångbältena analyserades på 9 lokaler med tång på rätt djup (1-1,5 m) samt på Ma5 i Ronnebyfjärden där proverna insamlades på en ö en bit från lokalen. Antalet arter av påväxtalger varierade mellan 3 och 9 med högst antal på Ma3 vid Hasslö.

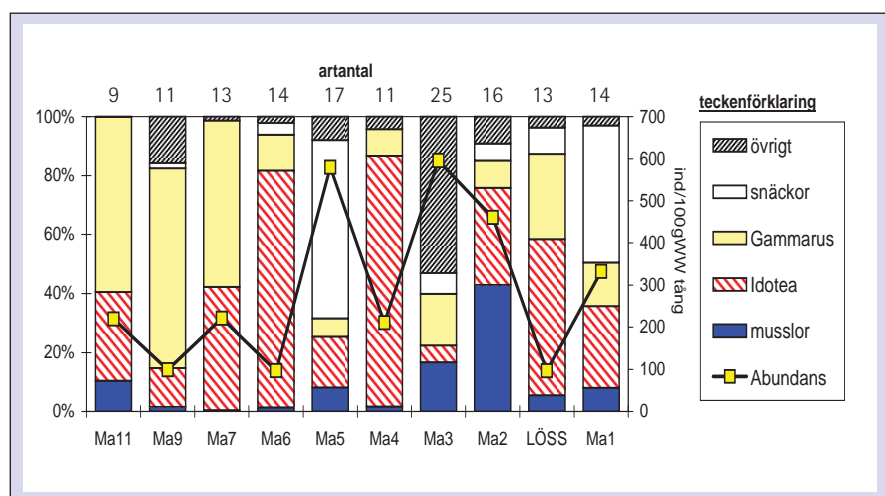
De vanligast förekommande epifyterna på vågexponerade lokaler var de fintrådiga brunalgerna trådslick (*Pylaiella littoralis*) och molnslick (*Ectocarpus siliculosus*). Arterna är vanliga som påväxt framförallt under vår och försommar då de kan täcka hela plantor av tång. På stationen MA4 vid Lindö förekom även mycket tångludd, *Elachista fucicola*. Mest påväxt återfanns 2009 på tången nära Ma7 vid Starnö udde, där den totala vikten av påväxtalger var ca. 9 g epifyter per 100 g tång. Även vid Lindö förekom mycket epifyter. Biomassorna

var för övrigt låga på flertalet stationer jämfört med medelvärdet för perioden 1998-2009. Överlag var det något mer påväxt på de vågexponerade lokalerna (Figur 59). Under åren 1998-2009 kan man inte se någon trend i mängden påväxtalger vare sig på skyddade eller på exponerade lokaler.

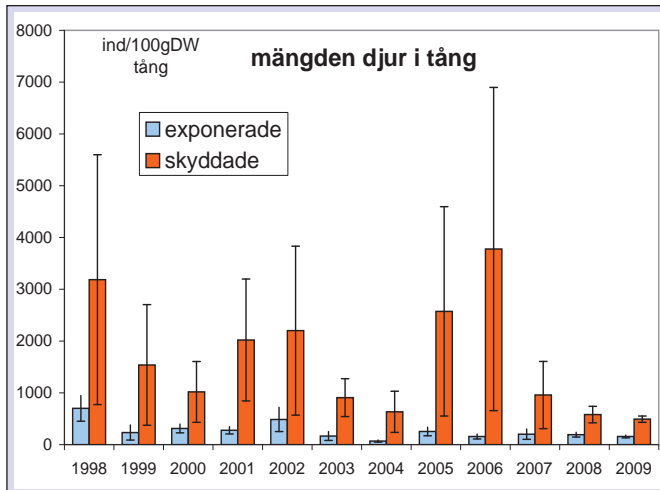
### 6.6 Djur i tångsamhället

Djursamhället i tången speglar miljön på växtplatsen vad gäller närsaltstatus och vågpåverkan. Dessutom kan kunskap om mängden tångbetande djur som t ex tånggråsuggor (*Idotea spp.*) förklara förändringar i tångens utbredning.

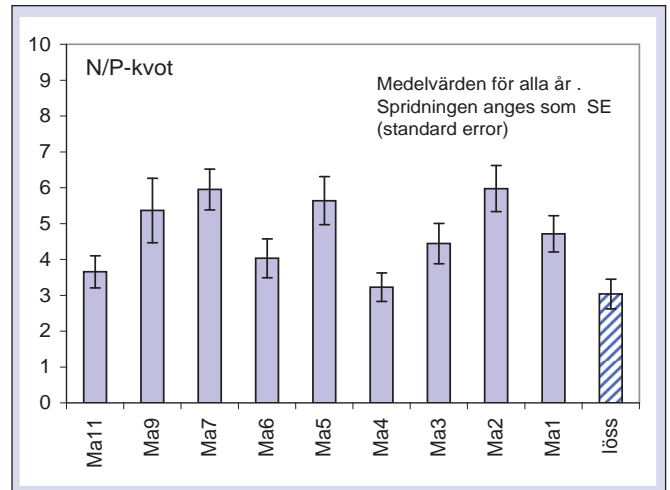
2009 togs, liksom tidigare år, djurprover i tången vid samtliga ordinarie lokaler i Blekinge utom vid Ma8 och Ma15 där tång saknas. Antalet arter varierade mellan 9 och 25 vilket är bland de högsta värdena



Figur 60 Procentuell fördelning mellan olika djurgrupper i tångproverna vid provtagningen i Blekinge 2009. I figuren anges även artantal och totala mängden djur angivet i ind/100gDW tång.



Figur 61 Mängden djur i Blåstång från 6 vågexponerade och 4 skyddade lokaler i Blekinge under åren 1998–2009. Spridningen anges som standard error (SE).



Figur 62 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990–2009 års undersökningar i Blekinge. Spridningen anges som standard error (SE). För stationern LÖSS finns endast data från åren 1998–2009.

hittills. Det fanns som vanligt många arter på de mindre vågexponerade lokalerna Ma3 utanför Karlskrona och på Ma5 i Ronnebyfjärden (Figur 60). 2009 var mängden djur även stor vid Ma2. Biomassa och individtätthet var som vanligt högst på Ma3 vid Hasslö.

Lokalerna Ma3, Ma5 och i viss mån Ma2 hade ett djursamhälle bestående av musslor, slamgynnande snäckor och kräftdjur samt havstulpaner och mossdjur vilket tyder på god tillgång till näringsämnen och organiskt slam. De vågexponerade lokalerna dominerades helt av kräftdjur som märlor (*Gammarus spp.*) och tånggråsuggor (*Idotea spp.*).

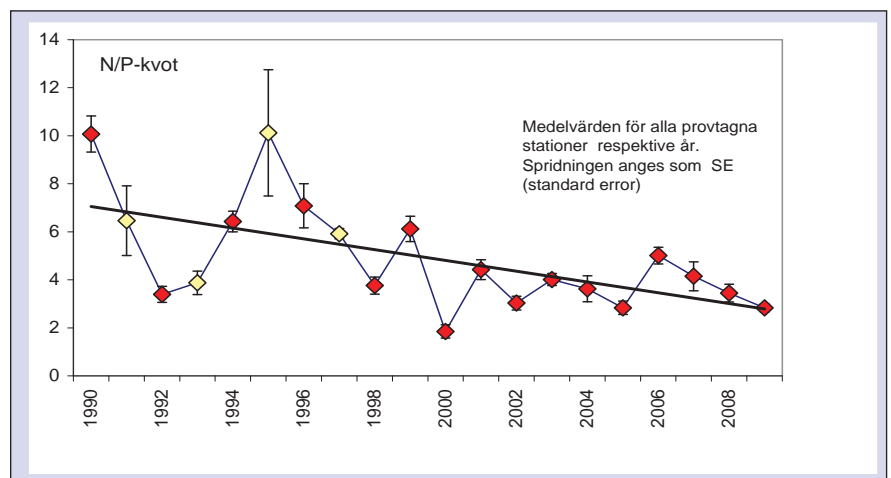
Stor mängd tånggråsuggor och därmed risk för nedbetning av tångbeståndet uppmättes vid flera av de undersökta stationerna. Vid Ma4, Ma2 och Ma5 var tätheterna av tånggråsuggor så höga som 100 till 180 individer per 100g tång. Inga betskador noterades på dessa stationer, men individerna var fortfarande relativt små, varför eventuella effekter av betningen kan noteras först senare på säsongen, eller vid undersökningarna 2010. Mängden djur har under åren 1998–2009 alltid varit högre på de vågskyddade lokalerna (Figur 61). Fördelningen av antalet djur på vågskyddade lokaler var relativt jämn mellan de fyra lokalerna, där tidigare Ma3 dominerat starkt. Överlag har såväl abundans som biomassa på de exponerade lokalerna minskat under perioden 1998–2009. Speciellt tydligt är detta på Ma11.

for framgår av bilaga 17. Fosforhalten i tången varierar förhållandevis lite under året medan halten av kväve ofta är väl korrelerad med halten i det omgivande vattnet (Hernandez et al. 1997) Detta medför höga kvävehalter under vinter-vår och låga, mer stabila halter under hösten när dessa mätningar görs. En annan viktig faktor är vågexponeringen, och enligt Ilvessalo & Tuomi (1989) är kväveinnehållet oftast högre på exponerade lokaler. Detta stämmer dock dåligt då det gäller mätningarna i Blekinge.

Vid mätningarna 2009 var kvävehalten överlag något lägre, och fosforhalten något högre i blåstången från Blekinge jämfört med 2008. Kväve/fosforkvoten minskade därmed på alla stationer med undantag av Ma11 där den tvärtom ökade på grund av högt kväveinnehåll. Kvoten varierade 2009

mellan 2,3 och 3,9 vilket enligt Notini (1990) tyder på att blåstångens tillväxt var kvävebegränsad. Medelvärdet för N/P-kvoterna för varje enskild station under perioden 1990–2009 redovisas i Figur 62. De mest vågexponerade lokalerna, med undantag för Ma7, har haft lägst kvoter medan exempelvis lokalen i Ronnebyfjärden (Ma5) och lokalen vid Karlskrona (Ma2) har haft något högre kvoter (Figur 62). 2009 års data visar att förhållandet mellan de olika stationerna i stort sett stämmer överens med det man kan se hos långtidsmedelvärdena för respektive lokal.

Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på sex av tio provtagna lokaler och i Blekinge som helhet (bilaga 17). Flera av de signifikanta trenderna förklaras av ökade fosforhalter och endast Ma 4 vid Lindö utanför Ronnebyfjärden uppvisade minskade kvävevärden. All-

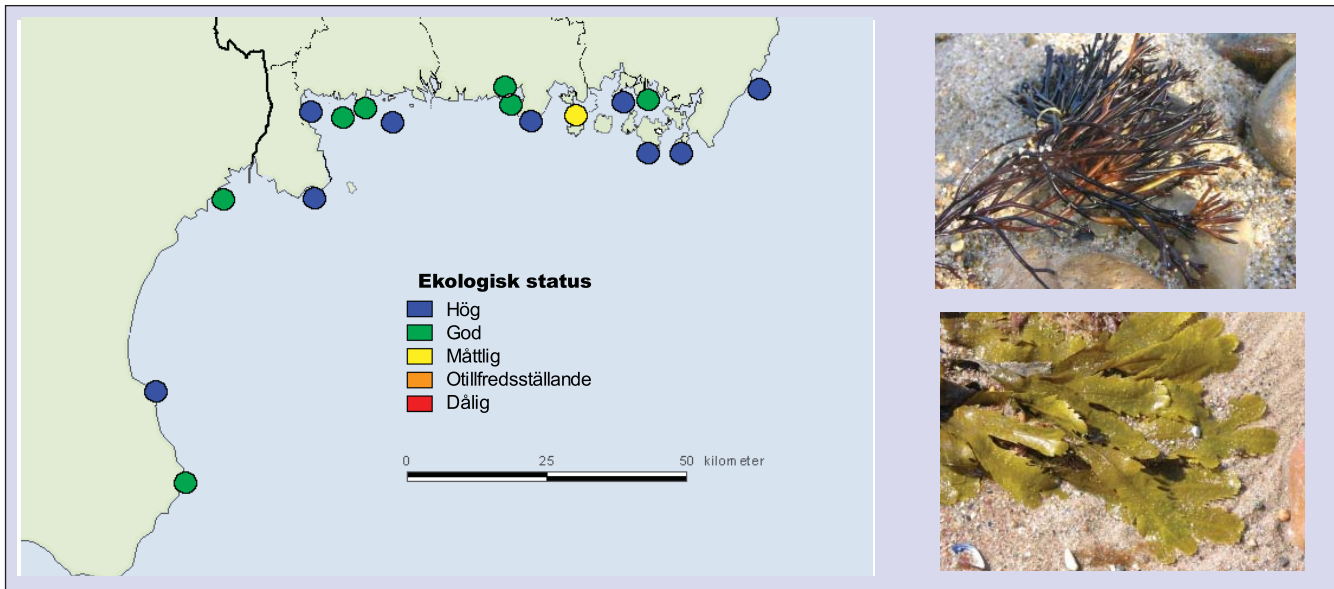


Figur 63 Kväve/fosfor-kvoten i toppskott av blåstång från 10 hårbottenlokaler i Blekinge 1990–2009. Medelvärden för alla provtagna stationer respektive år anges med standard error som spridningsmått. Gula punkter innebär att endast 5 av 10 stationer provtogs det året

## 6.7 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll

Blåstångens innehåll av kväve och fos-





Figur 64 Ekologisk status på hårbottenlokaler i Hanöbukten 2009 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, samt bilder på två vanliga arter på hårda bottenar, gaffeltång, *Furcellaria lumbicalis* överst och sågtång, *Fucus serratus*.

mänt kan man annars säga att kvoterna varierade mer kring en högre nivå under 1990-talet men att de under 2000-talet varierat mindre kring en lägre nivå (Figur 63). Detta skulle möjligen kunna tolkas som att lokal tillförsel av näringsämnen minskat i betydelse.

### 6.8 Bedömningsgrunder

Under 2007 kom de nya bedömningsgrunderna för växtklädda bottenar (Naturvårdsverket 2007) enligt krav i ramdirektivet. Ekologisk status för ett vattenområde beräknas med utgångspunkt i olika växters förekomst och djuputbredning. Indelning sker i statusklasserna Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande och Dålig ekologisk sta-

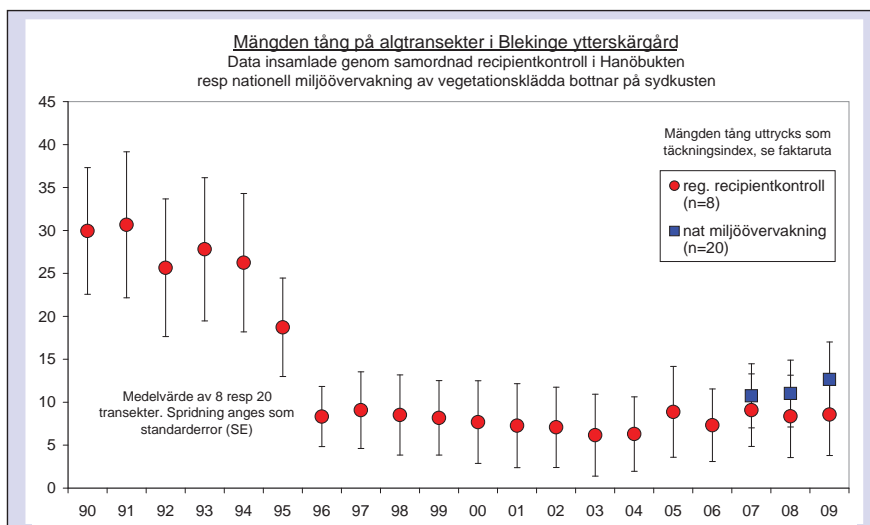
tus (EQR). En förutsättning för att den ekologiska statusen ska kunna beräknas enligt denna modell är bl a att det är ljustillgången och inte brist på substrat som begränsar växternas djuputbredning. För att kunna göra en riktig klassning enligt den föreslagna metoden behövs block-, sten- eller klippbotten ner till minst 10 meters djup.

Klassningen av 2009 års resultat i Hanöbukten visar att den ekologiska statusen på flertalet hårbottenlokaler i Hanöbukten bedöms vara god eller hög (Figur 64). Om det funnits substrat djupare hade sannolikt ytterligare några stationer haft hög ekologisk status. Endast en lokal vid Hasslö bedöms ha måttlig ekologisk status. Tanken är att man ska använda medelvärdet för minst fem lokaler i ett

vattenområde vid sin bedömning och inte som här varje lokal för sig.

Det allmänna intrycket är att statusklassningen med hjälp av algdata ger en högre klass än när klassning sker med hydrografiska eller bottenfaunadata. Uppenbarligen behöver metoden förbättras för att ge en mer rättvisande statusbeskrivning. På grund av de brister som finns i metoden har ingen trendanalys utförts på EQR-värden för perioden 1990-2009.

Inom ramen för den nationella miljöövervakningen undersöktes 20 transekter fördelade på två områden, Torhamn och Tärnö. Av de undersökta transekterna bedömdes alla ha hög status. Rödalgerna dominerade på nästan samtliga transekter och kunde konstateras växa ner till åtminstone 20 meters djup. De dominerande arterna var liksom i övriga transekter i Blekinge gaffeltång (*Furcellaria lumbicalis*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*). I flera transekter var mängden tång väldigt liten och i medeltal var täckningsindex för de undersökta transekterna i samma storleksordning som den är på de vågexponerade transekterna inom det ordinarie programmet längs Blekingekusten (Figur 65).



Figur 65 Mängden tång på algtransekter i Blekinge ytterskärgård 1989-2009. Data insamlade dels inom regional recipientkontroll (n=8), dels inom den nationella miljöövervakningen (n=20).

# 7. Fiskfysiologiska studier

Tånglaxar i utsläppsområdena till massabruken i Nymölla och Mörrum bedöms inte vara negativt påverkade av utsläppen 2009. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Förhöjda halter pyrenliknande metaboliter uppmättes visserligen i recipienten Kladdenabben, Mörrums

bruk men åtföljdes inte av någon förhöjd biologisk respons i form av förhöjd EROD-aktivitet eller CYP1A-halt. Orsaken till de förhöjda metabolithalterna i recipienten är oklar, men en påverkan från avloppsvatten från Mörrums bruk kan inte uteslutas.

För att studera eventuell påverkan och effekt av avloppsvatten från Södra Cell Mörrum och Nymölla Bruk har undersökningar av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake utförts hösten 2009 i respektive bruks recipient. Resultat från provfiske på Nymölla Bruks recipientlokaler (Tosteberga och Utkörningen) har jämförts med resultat från provfiske på tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) medan resultat från provfiske på Södra Cell Mörrums recipientlokaler (Jordskär och Kladdenabben) har jämförts med resultat från provfiske på två referenslokaler (Torhamn och Åhus). För att en exponering eller effekt på en recipientlokal skall bedömas ha förelegat krävdes signifikanta skillnader gentemot samtliga referenslokaler inom respektive undersökning.

## Exponeringsparametrar

Inga signifikanta skillnader med avseende på extraktivämnena i galla erhöles på recipientlokalerna jämfört med referenslokalerna i respektive undersökning.

Halten gallprotein skilde sig inte signifikant mellan lokalerna i respektive undersökning. Därmed anses lokalerna ha ungefär samma födostatus och jäm-

förelser i PAH-metabolit i galla kan göras mellan lokalerna. Inga signifikanta skillnader erhöles mellan lokalerna med avseende på halten naftalenliknande-, pyrenliknande- och bensopyrenliknande metaboliter i Nymölla bruks recipient. Ingen högre exponering för PAH-metaboliter bedöms därför ha förelegat i recipienten. Inga signifikanta skillnader erhöles med avseende på halten naftalenliknande metaboliter mellan lokalerna i Mörrums bruks undersökning. Däremot erhöles en signifikant högre halt av pyrenliknande metaboliter på recipientlokal Kladdenabben relativt övriga lokaler. Halten bensopyrenliknande metaboliter var signifikant högre på Kladdenabben relativt referenslokal Torhamn. Då halten bensopyrenliknande metaboliter endast var skild relativt en referenslokal bedöms en högre exponering ej ha förelegat i recipienten till Mörrums bruk. En högre exponering för pyrenliknande metaboliter bedöms ha förelegat på Kladdenabben då lokalen var signifikant skild relativt båda referenslokalerna hösten 2009.

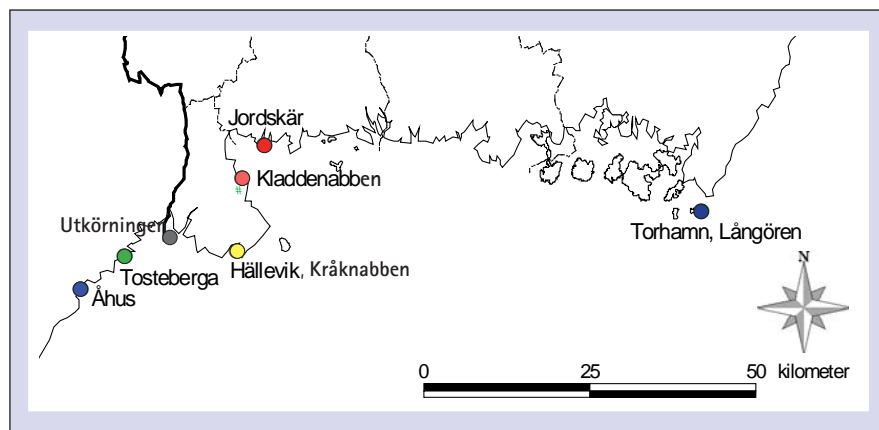
Ingen högre exponering för CYP1A-inducerande ämnen i recipienten till Mörrums bruk eller i recipienten till Nymöllas bruk bedöms ha förelegat då

signifikant högre EROD-aktivitet i lever eller signifikant högre CYP1A-halt i lever inte förekom på recipientlokalerna relativt recipientlokalerna i respektive undersökning.

Sammantaget bedöms det varken i Mörrum bruks recipient eller i Nymölla bruks recipient ha förelegat en högre belastning av extraktivämnena i galla eller en högre exponering för PAH-metaboliter i galla och/eller CYP1A-inducerande ämnen i lever. Undantaget var dock att en högre exponering för pyrenliknande PAH-metaboliter i galla erhöles på recipientlokal Kladdenabben. Den högre exponeringen åtföljdes inte av en förhöjd biologisk respons (förhöjd EROD-aktivitet och/eller förhöjd CYP1A-halt) i recipienten. Den uteblivna biologiska responsen antas inte bero på att avgiftningssystemets funktion (som mäts med EROD-analys) var nedsatt på Kladdenabben då inga signifikanta skillnader erhöles mellan lokalerna med avseende på kvoten EROD/CYP1A-halt (kvoten är ett uttryck för enzymet CYP1As avgiftningskapacitet i relation till halten av enzymet). Orsaken till de förhöjda PAH-metabolithalterna på lokal Kladdenabben är oklar. Det kan dock inte uteslutas att den högre exponeringen för pyrenliknande metaboliter är ett resultat av en exponering för avloppsvatten från Mörrums bruk.

## Effektparametrar

Histopatologiska förändringar i lever bedöms inte ha förelegat i Nymölla bruks recipient eller i Mörrum bruks recipient hösten 2009. Detta grundas på att inga skillnader med avseende på en invasion av parasiter i lever kunde ses mellan recipient- och referenslokaler i respektive undersökning samt att ingen högre grad av vakuolisering av levercellernas cytoplasma bedöms ha förelegat i recipienterna relativt referenslokalerna. En större grad av vakuo-



Karta 11 Områden för fiskfysiologiska studier i kontrollprogrammet för Blekinge och Västra Hanöbukten.

lisering kan ses som ett uttryck för en ökad inlagring av fett i levern.

Den fysiologiska statusen hos tånglake bedöms ej varit nedsatt i de två recipienterna relativt de undersökta referenslokalerna under 2009 då försämrad fysiologisk kondition eller leverförstoring inte erhöles i recipienterna. En signifikant lägre relativ levervikt noterades dock på lokal Jordskär i Mörrum bruks recipient relativt referenslokalerna. Skillnader i relativ levervikt kan bero på naturliga orsaker (t ex närings- och hormonstatus) eller exponering för främmande ämnen. Huruvida en fysiologisk effekt av den lägre relativa levervikten föreligger är oklar.

Recipientlokal Jordskär i Mörrum bruks recipient uppvisade signifikant lägre värden relativt referenslokal Torhamn med avseende på parametrarna relativ gonadvikt (GSI=gonadvikt/somatisk vikt), embryosomatiskt index (totalvikt av yngel/honans somatiska vikt) och medelvikten av yngel (totalvikt av yngel/totala antalet yngel) medan inga signifikanta skillnader förelåg för övriga reproduktionsparametrar relaterade till tillväxt/utveckling av yngel mellan lokalerna. Medellängden var dock kortare på Jordskär relativt Torhamn. I Nymölla bruks recipient förelåg inga signifikanta skillnader med avseende på reproduktionsparametrarna, relaterade till tillväxten/utvecklingen av yngel, med undantag för att medelvikten av yngel var signifikant lägre på recipientlokal Tosteberga relativt referenslokal Torhamn. Inga negativa effekter på yngelutvecklingen bedöms ha förelagat i recipienterna då det för samtliga parametrar, där en signifikant skillnad erhöles, endast förelåg en skillnad relativt en

referenslokal (Torhamn). En trolig förklaring till skillnaderna är att referenslokal Torhamn provfiskades något senare än Jordskär och Tosteberga. En skillnad i provtagningstidpunkt på några dagar mellan två lokaler kan t ex ge upphov till vikt- och längdskillnader av ynglen på de två lokalerna. Inga signifikanta skillnader mellan lokalerna erhöles i Nymölla bruks undersökning med avseende på de reproduktionsparametrar som ger ett uttryck för produktionen av yngel, medan ett signifikant lägre fekunditetsindex (totala antalet yngel/honans somatiska vikt) erhöles på Kladdenabben relativt referenslokal Torhamn i Mörrum bruks undersökning. Då Kladdenabben endast var signifikant skild relativt Torhamn bedöms inte en lägre produktion av yngel förelagat i recipienten till Mörrums bruk 2009. Inga signifikanta skillnader med avseende på andelen retarderade yngel, andelen missbildade yngel och/eller andelen döda yngel erhöles varken mellan lokalerna i Mörrum bruks undersökning eller i Nymölla bruks undersökning. Generellt sett var andelen retarderade, missbildade och/eller döda yngel låg på samtliga lokaler. Lokalerna i recipienten till Mörrum bruk och lokalerna i recipienten till Nymölla bruk uppvisade inte signifikanta skillnader med avseende på andelen honyngel relativt referenslokalerna. Därmed bedöms könskvoten av ynglen på samtliga undersökta lokaler som "normal" varför en högre belastning av endokrina ämnen inte anses ha förelagat i recipienterna under den tid könsdifferentieringen (ca tre i veckor i månadsskiftet september/oktober) hos ynglen skedde.

Den makroskopiska bedömningen visade på en relativt riklig parasitförekomst i bukålan hos fisk både på referens- och reci-

ipientlokaler inom respektive undersökning. På recipientlokal Kladdenabben i Mörrum bruks recipient erhöles högst frekvens av fiskar med grumlad lins (starr). I samtliga fall gäller att fiskar med starr inte anses ha haft försämrat hälsotillstånd eller försämrad fortplantning hösten 2009 relativt fiskar utan starr.

Sammanfattningsvis kan sägas att tånglaker fångade i recipienterna till Södra Cell Mörrum och Stora Enso Nymölla inte uppvisade negativa hälsoeffekter jämfört med tånglaker från referenslokalerna. Produktionen, utvecklingen och överlevnaden av ynglen i recipienterna var inte negativt påverkad relativt referenslokalerna varför fortplantningen av tånglake i de två recipienterna anses vara normal.



Så här ser en tånglake ut (foto Thorsten Jansson)

# Referenser

- Albashir, A. 2003. Effects of size growth and survival in a deposit feeding amphipode, *Monoporeia affinis*, in the Gulf of Bothnia (N. Baltic Sea). Akademisk avhandling Umeå univ.
- Andersin, A.-B., Lassig, J., Parkkonen, L. & Sandler, H., 1978. Long-term fluctuations of the soft bottom macrofauna in the deep areas of the Gulf of Bothnia 1954-1974; with special referenc to *Pontoporeia affinis* Lindström (Amphipoda). Finnish Marine Research No 244, 137-144.
- Andersson, S. 2010. Biologiska undersökningar i samband med muddringen av Örserumsviken, Västerviks kommun. -Slutrapport 2010. Rapport 2010:3. Linnéuniversitetet i Kalmar.
- Blank M, Laine AO, Järnström K, Bastrop R (2008) Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea. *Helgoland Marine Research* 62:129-141
- Borg A., Pihl L. and Wennhage H. 1997. Habitat choice by juvenile cod (*Gadus morhua* L.) on sandy soft bottoms with different vegetation types. *Helgol. Meeresunters.* 51: 197-212.
- Clarke, G.M., 1980. *Statistics and experimental design*. London, Edward Arnold Ltd.
- Engkvist R., Malm T. and Nilsson J. 2004. Interaction between isopod grazing and wave action: a structuring force in macroalgal communities in the southern Baltic Sea. *Aquat. Ecol.* in press
- Engkvist R., Malm T. and Tobiasson S. 2000. Density dependent grazing effects by the Isopod *Idotea baltica* L on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. *Aquat. Ecol.* 34: 253-260.
- Field, J.G., Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8:37-52.
- Grimvall, A. & Nordgaard, A. 2004. Sjöar och vattendrag i Skåne - går utvecklingen åt rätt håll? Statistisk utvärdering av vattenprovtagningsprogram i Skåne län. Rapport 2004:1, Miljöenheten Länsstyrelsen i Skåne län.
- Hernandez I, Andria JR, Christmas M, Whitton BA (1999) Testing the allometric scaling of alkaline phosphatase activity to surface/volume ratio in benthic marine macrophytes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 241:1-14
- Håkansson, L. & Rosenberg, R., 1985. *Praktisk kustekologi*. Naturvårdsverket. SNV pm 1987.
- Iivessalo & Tuomi, J., 1989. Nutrient availability and accumulation of phenolic compounds in the brown algae *Fucus vesiculosus*. *Mar.Biol.* 101:115-119.
- Kautsky H., Kautsky U. and Nellbring S. 1988. Distribution of flora and fauna in an area receiving pulp mill effluents in the Baltic Sea. *Ophelia* 28: 139-156.
- Kautsky N., Kautsky H., Kautsky U. and 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.
- Keats D.W., Steele D.H., South G.R. and . 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.
- Kotta J, Orav H, Sandberg-Kilpi E (2001) Ecological consequence of the introduction of the polychaete *Marenzelleria cf. viridis* into a shallow-water biotope of the northern Baltic Sea. *J. Sea Res.* 46:273-280.
- Larsson, U., Elmgren, R. & Wulff, F., 1985. Eutrophication and the Baltic sea: causes and consequences. *Ambio* 14.
- Larsson, U., & Andersson, L, 2004. Varför fosfor ökar och kväve minskar i egentliga Östersjöns ytvatten. SMF, Stockholms universitet och SMHI. <http://www.smf.su.se/nyfiken/ostersjo/>.
- Leppäkoski, E., 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis*, ser B Vol. 35 nr 2.
- Lindvall B. 1984. The condition of a *Fucus* -community in a polluted archipelago area on the east coast of Sweden. *Ophelia* 3: 147-150.
- Lundgren, F., Sjölin, A., Tobiasson, S. & Wickström, K., 1999. Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdförbundet för västra Hanöbukten. Årsrapport 1998. Högskolan i Kalmar. Rapport 1999:2.
- Malm T., Kautsky L. and Engkvist R. 2001. Reproduction, recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea. *Bot. Mar.* 44: 101-108.
- Naturvårdsverket., 1987. Aktionsplan mot havsföroreningar. Naturvårdsverket informerar.
- Naturvårdsverket., 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och Hav. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket, 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon - En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp." Handbok 2007:4, 12/2007
- Naturvårdsverket, 2007. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon"; Bilaga B till handbok 2007:4.
- Neidemann R, Wenngren J, Olafsson E (2003) Competition between the introduced polychaete *Marenzelleria* sp. and the native amphipod *Monoporeia affinis* in Baltic soft bottoms. *Mar Ecol Prog Ser* 264:49-55
- Neuman E. 1984. Fluctuations in the abundance of cod in the Baltic and Bothnian coastal areas. no. 306, 1984 Göteborg (Sweden), Contributions from the Institute of Marine Research, Lysekil, Swedish National Board of Fisheries.
- Nilsson, J., 1995. Sturkö innerskärgård - marininventering. Rapport 95:3. Högskolan i Kalmar.
- Nilsson J., Engkvist R. and Persson L.-E. 2003. Long-term changes of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. *Aquat. Ecol.* 38:403-413.
- Notini, M., 1990. Studier av alg tillväxten på grunda bottenar i Hanöbukten, 1988. -Rapport, Miljöforskargruppen AB, Fryksta.
- Olafsson, E.B., 1986. Density dependence in suspension-feeding and deposit-feeding populations of the bivalve *Macoma baltica*: a field experiment. *Journal of Anim. Ecol.* 55.
- Persson, L.-E., 1991. Naturvårdsverket Rapport 3937. Övervakning av mjukbottenfauna vid Sveriges Sydkust. Rapport från verksamheten 1990.
- Persson, L.-E. & Göransson, P., 1989. Hanöbukten som naturresurs, del 1 Miljö. Rapport från länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län samt Lunds universitet.
- Rosemarin A., Lehtinen K.-J., Notini M. and Mattsson J. 1994. Effects of pulp mill chlorate on Baltic Sea algae. *Environmental Pollution* 85, 3-13.
- Schramm W. 1996. The Baltic Sea and its transition zones. In: Schramm W, Nienhuis PH (eds.) *Marine Benthic Vegetation. Recent Changes and the Effects of Eutrophication. Ecological Studies Analysis and Synthesis* Vol. 123. Springer--Verlag, Berlin, 131-164.

- Tobiasson, S., Engkvist, R., Lundgren, F., Sjölin, A. & W. Wickström., (2002). Hanöbukten Kustvattenmiljö2002. Med utvärdering av perioden 1990-2002. Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdförbundet för västra Hanöbukten. Högskolan i Kalmar. Rapport 2003:12.
- Tobiasson, S. 2005. Djur i mjukbotten 2008. Kalmar läns kustkontroll. Högskolan i Kalmar. Rapport 2009:1.
- Wiklund AKE, Vilhelmsson S, Wiklund SJ, Eklund B (2009) Contaminants and habitat choice in the Baltic Sea: Behavioural experiments with the native species, *Monoporeia affinis*, and the invasive genus, *Marenzelleria*. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 81:238-246
- Worm B., Lotze H.K., Boström C., Engkvist R., Labanauskas V. and 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 Kortfattad beskrivning av använda metoder.
- BILAGA 2 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2009.
- BILAGA 3 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2009.
- BILAGA 4 Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2009.
- BILAGA 5 Klassning av ekologisk status m.a.p. lösta närsalter och totalhalter av kväve och fosfor i ytvatten (0-10m), syrgas i bottenvatten samt siktdjup, medel år 2006-2009.
- BILAGA 6 Resultat av sedimentprovtagning på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 2009.
- BILAGA 7 Sedimentets glödförlust på bottensfaunastationer i Hanöbukten under åren 1987-2009
- BILAGA 8 Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2009.
- BILAGA 9 Förändringar i olika arters förekomst på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1991-2009.
- BILAGA 10 Bedömning av ekologisk status på bottenfaunalokaler i Hanöbukten 1991-2009
- BILAGA 11 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2009 - fältmätningar.
- BILAGA 12 Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2009.
- BILAGA 13 Tångens täckningsgrad (%) på olika djup i tre olika transekter på de tre hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2005-09
- BILAGA 14 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2009 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.
- BILAGA 15 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2009 - djurlivet i tångbältet.
- BILAGA 16 Trender i olika sammanhang för kvantitativa prover i algsamhällen. Blekingekusten 1989-2009.
- BILAGA 17 Innehåll av kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge.
- BILAGA 18 Konsulternas kvalitetssäkringsarbete under 2009.



## Bilaga 1 1(7)

### Kortfattad beskrivning av använda metoder

#### Fysikalisk-kemiska parametrar i vatten

##### Metoder

En trailerburen båt har sjösatts på lämpliga platser utefter kuststräckan och använts vid provtagningstillfällena. Provtagningen har utförts under en eller två dagar beroende på om det varit referensstations- eller grundnätsprovtagning som utförs varannan månad. Vid varje tillfälle har proverna tagits med hjälp av Ruttnerhämtare, förvarats och analyserats enligt ackrediterade metoder. Samtliga prover har analyserats vid SMHI:s Oceanografiska laboratorium i Göteborg med undantag av TOC som utförts av ackrediterad underleverantör (AnalyCen AB). Med hjälp av en CTD-sond har temperatur och salinitet registrerats tillsammans med djupet på varje meter för att bestämma skiktningförhållandena.

##### Parametrar

Vid varje provtagningstillfälle har följande parametrar mätts:

Parameter	Enhet	Det.gräns	Mätosäk.	Ackred.
• Temperatur	°C		0,1	nej
• Salinitet	Psu	2	0,003	ja
• Siktdjup	m			ja
• Syrgasinnehåll	mlO <sub>2</sub> /l	0,02	+0,5%	ja
	mg/l	0,03		
• Fosfatfosfor	µmol/l	0,02	3%	ja
	mg/l	0,0006		
• Totalfosfor	µmol/l	0,1	7%	ja
	mg/l	0,003		
• Nitritkväve	µmol/l	0,02	4%	ja
	mg/l	0,0003		
• Nitratkväve	µmol/l	0,1	5%	ja
	mg/l	0,002		
• Ammoniumkväve	µmol/l	0,05	9%	ja
	mg/l	0,001		
• Totalkväve	µmol/l	5,0	7%	ja
	mg/l	0,07		
• Silikatisel	µmol/l	0,2	2%	ja
	mg/l	0,006		
• Klorofyll a	mg kloro/l	0,1	1%	ja
• Total halt organiskt kol(TOC)	mg C/l	0,1	10%	ja
• Partikulärt organiskt kol (POC)	µmol/l			ja
• Partikulärt organiskt kväve (PON)	µmol/l			ja



Provtagning har skett på nivåerna ytan, 5m, 15m samt en meter ovan botten. Klorofyll a har mätts vid ytan och på 5 meters djup. Vid konstaterad algblooming har prover för kvalitativ bestämning av dominerade algar tagits. Vid varje mättillfälle observeras meteorologiska parametrar och siktdjup.

**Stationsnät**

		<b>Djup,m</b>	<b>Lat</b>	<b>Long</b>
<b>Intensivstationer (Provtagning varje månad)</b>				
VH1	Hanöbukten 1	14	55 58,99	14 30,83
K6	S Kasen (Pukaviksbukten)	27	56 06,69	14 49,42
K19	Torhamns skärgård	4,5	56 04,89	15 49,12
<b>Grundnätstationer (Provtagning jan, mars, maj, juli, sept, nov)</b>				
VH4	Hanöbukten 4	18	55 39,00	14 17,83
VH3A	Hanöbukten 3	9	55 50,00	14 20,06
K7	Karlshamnshjärden	9	56 09,69	14 51,73
K12	Ronnebyfjärden	10	56 09,49	15 17,82
NY	NV Aspö	16	56 07,89	15 30,12
KAARV 4	NE Aspö (yttre redden)	21	56 08,01	15 35,98
K21	SE Verkö	14	56 08,89	15 39,62
KL8	Kristianopel	2	56 15,19	16 02,41
<b>Påbyggnadsnät (Provtagning september)</b>				
K1	Inre Sölvesborgsviken	2	56 02,49	14 35,13
L12	Falkvik (Sölvesborgsviken)	7	56 01,69	14 34,73
K24	Pukavik	11	56 08,69	14 41,93
K27	Nastensö	9	56 08,89	14 56,52
K30	Tärnö	11	56 07,49	14 58,13
K28	Tjärö	15	56 10,09	15 12,42
K29	Ronneby	11	56 09,49	15 16,62
K26	Saltö	8,5	56 09,49	15 33,22
S10	Östra Stärkelsefabriken	7	56 08,19	15 57,22

*Tabell 2. I värderingen av de hydrografiska parametrarna i Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten används hela mätserier från respektive station.*

<b>Standardavvikelse</b>	<b>Värdering</b>
< 2 standardavvikelser under normalt	Mycket under det normala
< 1 standardavvikelse under normalt	Under det normala
Inom gränsen för standardavvikelse	Normalt
> 1 standardavvikelse över normalt	Över det normala
> 2 standardavvikelse över normalt	Mycket över det normala

# Bilaga 1

## 3(7)

### Mjukbottenfauna

#### Metoder

Mjukbottenfauna har provtagits och analyseras enligt BIN B R06 (Naturvårdsverket, 1986). Vid varje station togs 3 hugg med Van Veen-hämtare utom på stationen vid Kristianopel (KL11) där fem prover med en mindre provtagare, ekmanhuggare, insamlades. Proverna konserverades sedan i 80 % etanol färgad med bengalrosa och med tillsatt glycerin. Sediment från varje bottenfaunastation provtogs för bestämning av vattenhalt, organisk halt och kornsammansättning. Bottenvatten från stationerna provtogs och analyserades med avseende på temperatur, syrgasinnehåll och syrgasmättnad.

Provtagningen genomfördes i början av juni 2009

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för variablerna glödförlust, artantal, individantal och biomassa (ex Clarke 1990). Djursammansättningen har dessutom analyserats med hjälp av multidimensional scaling, en multivariat metod som ofta används vid analys av djur- eller växtsamhällen. Vid analysen har programpaketet PRIMER från Plymouth University använts (Field m fl, 1982).

#### Parametrar

Insamlad makrofauna har bestämts till art. För vissa svårbestämda grupper anges högre taxonomisk nivå, som släkte eller familj. Följande parametrar (och enheter) har analyserats

• Provvolym		l
• Sedimentets lukt/färg		ingen, svag, stark
• Oxiderade skiktets tjocklek		cm
• Vattenhalt		%
• Torrsubstans		%
• Glödförlust		% av TS
• Kornstorleksfördelning		Enl. SGU
• Artbestämning, artsammansättning, artantal		artantal/m <sup>2</sup>
• Individtäthet (abundans)	- per art	individantal/m <sup>2</sup>
	- totalt	
• Biomassa	- per art	g våtvikt/m <sup>2</sup>
	- totalt	
• Storleksfördelning av Östersjömussla	< 5	mm
	5-10	mm
	> 10	mm
• Bottenvattnets temperatur		°C
• Bottenvattnets syrgasinnehåll		mg O <sub>2</sub> /l
• Bottenvattnets Syrgasmättnad		% O <sub>2</sub>

**Stationsnät**

<b>St.nr</b>	<b>Namn</b>	<b>Djup m</b>	<b>Lat °N WGS 84</b>	<b>Long °E WGS 84</b>
KD1	Tosteberga	14,2	55 57,984	14 32,120
KD2	Helgeåns mynning	14,0	55 51,996	14 16,654
N7	Valjeviken	7,0	56 02,437	14 32,231
L12	Sölvesborgviken (Inre redden)	5,8	56 01,692	14 34,755
N5	V. Rönnholmen	7,0	56 08,744	14 41,156
N6	V. Gryn	15,5	56 07,865	14 43,405
M1	SO. Rockegrund	15,6	56 07,068	14 47,209
M2	O. Nypgrund	17,1	56 07,400	14 45,695
KA	V. Stärnö	14,7	56 08,825	14 49,325
KN	V. Eneskär (Karlshamnsfjärden)	23,1	56 08,495	14 53,437
T/H	SV. Tärnö	39,0	56 04,566	14 56,123
TÖ	O. Tjärö	15,4	56 10,058	15 03,759
RY	Ronnebyfjärden	9,7	56 09,504	15 17,676
B2	Tånghällan	25,0	56 06,495	15 09,660
K3	V. Aspö	9,0	56 07,156	15 30,715
N3	V. Saltö (Danmarksfjärden)	9,8	56 10,252	15 33,287
KAARV4	NO. Aspö	20,8	56 08,018	15 35,969
N2	NO. Aspö (Y. redden)	14,6	56 07,798	15 34,303
K5	SO. Trossö	13,0	56 08,998	15 36,535
N1 (7)	N. Pottneholmen (Ö. fjärden)	15,2	56 09,035	15 40,012
K7	N. Sturkö (Kyrkfjärden)	7,3	56 07,377	15 41,292
PMK 8	Torhamnsfjärden	4,2	56 05,104	15 48,456
PMK 5	Kållafjärden	12,6	56 04,244	15 45,272
KL11	Kristianopel	2,0	56 15,032	16 02,616

## Bilaga 1 5(7)

### Hårdbottenprovtagning

#### Metod för Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Provtagningen har utförts enligt metodik utformad av Danmarks Miljöundersökningar (DMU Rapport nr 323, 2000). Bestämning av täckning för olika alger utfördes i tre rutor om 5x5m på tre olika djup på respektive station. Dessutom bedömdes täckningen längs ett utlagt måttband (se profilutläggning och fältmätningar nedan). Tångens djuputbredning bedömdes förutom på de tre ordinarie stationerna på ytterligare 6 platser.

#### Metod för Blekingekustens vattenvårdsförbund

Provtagningen är en modifierad variant av BIN V R112-113 (Naturvårdsv, 1986). Provtagning gjordes i september 2009

#### Omvärldsfaktorer

Förutom direkta mätningar och provtagningar noterades även följande för att underlätta tolkningen av resultaten:

- Datum
- Vindriktning
- Vindstyrka (m/s)
- Våghöjd (m)

#### Profilutläggning

Ett måttband fästes i medelvattenlinjen. Profilerna har omfattat området ner till det djup där hårdbotten övergår i mjukbotten. På några lokaler där bottenlutningen är flack har måttbandet lagts ut till 100 m och längre ut har stickprover gjorts för att konstatera djupaste tångförekomst mm. Hela profilen och stickprovsvyk har videofilmats.

#### Fältmätningar

- Linjetaxering längs profilen.

Samtliga observationer och skattningar gjordes i en tänkt korridor på ca 3-5 m bredd åt vardera hållet från linan – korridorrens bredd är beroende av siktdjupet vid dyktillfället.

Djup och avstånd från 0-punkten anges för:

- de dominerande växternas täckningsgrad och kondition/status,
- bottensubstrat (typ, %),
- nedslamning,
- förekomst av lösliggande tång,
- typ och mängd av påväxt,
- nyrekrytering av blås- och sågtångsplantor (fristående plantor och vid basen av äldre plantor)
- betningsskador på blås- och sågtång,
- annat, exempelvis blåmusslans (*Mytilus*) täckningsgrad.

- Blåstång (*Fucus vesiculosus*)

Blåstångens täckningsgrad bestämdes enligt en 7-gradig skala, i 10 st utslumpade rutor om 0,5 x 0,5 m (0,25 m<sup>2</sup>), på ett djup av 1-1,5 m. Påväxten med epifytiska alger uppskattades i varje ruta enligt samma 7-gradiga skala. I de fall större tätheter av blåstång fanns på andra djup, utfördes motsvarande uppskattning av blåstångens täckningsgrad även på dessa djup. Blåstångsplantornas maximala höjd mättes i varje ruta.

- **Fucusbältet; blåstång** (*F. vesiculosus*) och **sågtång** (*F. serratus*).

I profilen noterades övre och undre gräns för det kontinuerliga Fucusbältet. Kontinuerligt Fucusbälte definieras som en täckningsgrad >25 % av Fucus. Den undre gränsen för enstaka Fucusindivid (samt om möjligt den undre gränsen för rödalgsförekomst) noterades också.

Kvantitativ och kvalitativ provtagning

- Fucus; blåstång (*F. vesiculosus*) och såtgång (*F. serratus*). Proverna togs på 1-1,5 m djup.

**Fauna** och **påväxt** provtogs genom insamling av 3 blåstångsplantor från varje lokal. Varje planta placerades i en nätkasse med en maskvidd av 1x1 mm. Proverna frystes i väntan på analys. Epifytiska alger artbestämdes och biomassan bestämdes artvis efter torkning till konstant vikt vid 60 °C. Faunan artbestämdes, abundans och biomassa beräknades artvis, biomassan bestämdes som våtvikt. Varje planta bearbetades separat.

**Närsaltsanalyser** på årsskott av blåstång.

Årskotten från 10 st individuella plantor befriades från påväxt och sköljdes i vatten från provtagningsplatsen.

Provmaterialen fick torka till konstant vikt i 60 °C och förvarades i excikator i väntan på analys

Proverna analyserades på totalkol, totalfosfor och totalkväve.

		Enhet	Detektions-gräns
– Totalkol	Tot-C	mg C / kg TS	≤ 10
– Totalfosfor	Tot-P	mg P / kg TS	≤ 50
– Totalkväve	Tot-N	mg N / kg TS	≤ 100

- Rödalgsbältet

I rödalgsbältet togs 3 rutor om 0,2 x 0,2 m på ett bottensubstrat bestående av block, sten eller håll. Rutorna plockades och skrapades rena på alger. Innehållet i varje provruta artbestämdes och biomassan bestämdes artvis efter torkning till konstant vikt vid 60 °C. Proverna konserverades i avvaktan på bearbetning genom frysning.

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för tångens näringsinnehåll (exvis Clarke 1990). Växt- och djursammansättningen har dessutom analyserats med hjälp av multidimensional scaling, en multivariat metod som ofta används vid analys av djur- eller växtsamhällen. Vid analysen har programpaketet PRIMER från Plymouth University använts (Field m fl, 1982).

**Stationsnät**

St.nr	Namn		R Djup m	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84	Bäring
H3	Simrishamn	E	6	55 31,98	14 21,62	110
H2	Karakås	E	6	55 40,49	14 16,27	045
H1	Rakö	E	6	55 59,03	14 27,41	080
Ma11	Björknabben (3)	E	6	55 59,44	14 40,00	240
Ma9	Norrören (2)	E	6	56 07,55	14 42,16	130
Ma8	Rockegrund (Pukaviksbukten)	E	6	56 07,47	14 47,22	000
Ma7	Stärnö udde	E	6	56 08,02	14 50,26	104
Ma6	Tärnö	E	6	56 07,12	14 57,39	235
Ma5	Lindeskär (Ronnebyfjärden)	S	3	56 09,28	15 16,71	310
Ma5:2	Karön (Ronnebyfjärden)	S		56 09,65	15 16,86	180
Ma4	Lindö (1)	E	6	56 07,13	15 20,81	170
Ma3	Hallarna (N. Hasslö)	S	3	56 07,05	15 26,87	000
Ma2	Getskär (Ytrre redden)	S	3	56 08,78	15 35,98	225
Ma2:2	Säljön (Ö fjärden)	S		56 09,34	15 40,62	215
LöSS	Liten ö S om Sturkö	E	6	56 04,04	15 41,20	185
Ma1	Hästholmen (Torhamn)	S	3	56 04,60	15 45,00	140
Ma15	Ö. Stärkelsefabriken	E	6	56 08,47	15 55,94	105

Siffror inom parentes, under ”Namn”, svarar mot stationer undersökta i samband med Hanöbuktsundersökningen 1987-1988.

S = Skyddad station, E = Exponerad station

## Bilaga 1

### 7(7)

## Fiskfysiologi

För information om metod för undersökning av tånglakarnas fysiologiska status hänvisas till separat rapport redovisad direkt till Stora Enso Nymölla AB och Mörrums Bruk AB. Följande lokaler har ingått i undersökningen under 2009

St.nr	Namn	Lat °N WGS-84	Long °E WGS-84
	Tosteberga	55 59,4	14 26,3
	Åhus	55 56,7	14 20,0
	Utkörningen	56 01,1	14 32,7
	Kladdenabb	56 05,9	14 43,2
	Jordskär, (Svarta stenar)	56 08,6	14 46,3
	Torhamn, Långören	56 03,5	15 49,8

## Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2009

Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton

### kväve (ton)

	Vattendrag				Industrier				Reningsverk				Totalt	Totalbelastning					
	Hälgeå	Skåråbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bråkeån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlshamnns AB	Totalt	Karlskrona			Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Sirrishamn
jan	218,29	33,9	109,0	31,2	15,6	18,7	426,6	3,8	19,6	2,4	25,8	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	462,8
feb	197,87	22,4	78,0	26,4	10,8	14,4	349,8	3,2	12,0	2,0	17,3	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	377,5
mar	243,8	22,3	89,3	38,7	15,0	22,4	431,5	4,2	17,0	1,4	22,6	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	464,5
apr	153,6	18,2	72,7	26,2	10,8	11,2	292,7	3,9	15,7	1,4	21,0	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	324,1
maj	66,2	13,1	29,5	14,0	4,1	5,7	132,5	7,3	11,6	3,3	22,1	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	165,0
jun	40,6	9,3	17,8	8,3	1,8	2,5	80,3	6,1	16,9	3,8	26,8	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	117,5
jul	40,2	6,6	23,9	6,2	2,3	1,5	80,6	6,7	11,7	1,5	19,9	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	110,9
aug	46,2	5,5	24,1	4,4	1,0	0,9	82,2	7,0	20,6	0,6	28,3	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	120,8
sep	29,2	5,6	22,3	4,1	1,1	0,7	63,0	7,0	9,2	0,5	16,7	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	90,1
okt	50,5	6,2	28,5	4,8	1,4	0,9	92,3	5,5	5,8	0,2	11,5	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	114,1
nov	145,7	8,0	35,8	6,5	3,4	2,7	202,0	2,9	7,1	0,2	10,2	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	222,6
dec	242,7	10,6	55,6	10,5	7,5	9,6	336,5	2,4	7,2	0,4	9,9	2,95	1,7	1,5	1,6	1,4	0,8	0,4	356,8

### fosfor (ton)

	Vattendrag				Industrier				Reningsverk				Totalt	Totalbelastning					
	Hälgeå	Skåråbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bråkeån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlshamnns AB	Totalt	Karlskrona			Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Sirrishamn
jan	4,28	0,28	2,70	0,79	0,32	0,59	8,96	0,19	2,08	0,31	2,57	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
febr	3,55	0,18	1,66	0,59	0,24	0,38	6,60	0,28	1,40	0,30	1,98	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
mar	3,24	0,18	1,99	0,71	0,28	0,55	6,96	0,28	2,05	0,33	2,66	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
apr	3,09	0,11	2,08	0,52	0,22	0,44	6,46	0,24	1,89	0,38	2,51	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
maj	1,29	0,13	1,04	0,34	0,08	0,23	3,11	0,37	1,09	0,35	1,80	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
jun	1,07	0,10	0,76	0,22	0,03	0,10	2,29	0,81	1,53	0,35	2,69	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
jul	1,16	0,09	0,89	0,19	0,05	0,07	2,45	0,78	1,33	0,25	2,36	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
aug	1,37	0,05	0,79	0,15	0,02	0,04	2,42	0,96	1,89	0,10	2,95	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
sep	0,88	0,04	0,53	0,14	0,01	0,03	1,63	0,96	1,20	0,12	2,28	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
okt	0,82	0,05	0,68	0,15	0,02	0,03	1,75	0,50	1,18	0,11	1,78	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
nov	2,78	0,07	0,80	0,19	0,05	0,06	3,95	0,45	1,11	0,09	1,65	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36
dec	3,56	0,09	1,31	0,29	0,13	0,16	5,53	0,37	0,99	0,13	1,50	0,07	0,04	0,02	0,04	0,01	0,06	0,13	0,36











Bilaga 4  
4(4)

Station	Datum	Sikt djup m	Djup m	Temp C	Salinitet psu	O2 ml/l	PO4 mmol/l	Tot-P mmol/l	NO2 mmol/l	NO3 mmol/l	NH4 mmol/l	Tot-N mmol/l	SiO4 mmol/l	POC mmol/l	PON mmol/l	Kloro fyll-a mg/l
KL8	2009-01-12	1	0	0,85	4,346	7,97	0,57	1,18	0,44	49,29	7,35	91,5	118			0,6
KL8	2009-03-16	0,5	0	3,44	2,336	8,94	0,33	1,08	0,38	88,44	5,3	145	155,1			1,9
KL8	2009-05-11	0,5	0	15,01	4,974	8,06	0,05	1,67	0,12	0,1	0,07	53,2	25,1			8,2
KL8	2009-07-13	1,5	0	19,8	7,079	6,02	0,52	2,11	0,06	0,1	0,05	47,8	6,8			7,6
KL8	2009-09-14	1,5	0	15,89	7,335	7,27	0,95	2,02	0,07	0,1	0,05	32,4	5,5			2,5
KL8	2009-11-09	2	0	5,51	6,938	8,08	0,3	1,28	0,45	5,7	7,25	42,4	14,9			5,8
S10	2009-09-14	7,5	0	13,06	7,38	7,07	0,45	0,85	0,03	0,1	0,05	18,1	9,6			0,5
S10	2009-09-14	7,5	5	13,06	7,38	7,08	0,44	0,85	0,03	0,1	0,05	18,7	9,6			
S10	2009-09-14	7,5	7	13,06	7,381	7,09	0,44	0,83	0,03	0,1	0,05	18,5	9,6			
K24	2009-09-15	9	0	12,01	7,088	7,03	0,53	0,95	0,06	0,18	0,05	19,8	9,3			1,2
K24	2009-09-15	9	5	11,99	7,497	6,94	0,58	0,97	0,04	0,1	0,1	17,6	8,4			
K24	2009-09-15	9	9	10,13	7,633	6,23	0,68	1,09	0,1	0,1	0,05	17,1	10,2			
K26	2009-09-14		0	14,47	7,458	6,74	0,59	1,12	0,03	0,1	0,05	21,3	15,2			0,8
K26	2009-09-14		5	14,21	7,458	6,75	0,57	1,05	0,03	0,1	0,05	20,1	14,7			
K26	2009-09-14		7		7,469	6,65	0,61	1,09	0,03	0,1	0,05	20,2	15,1			
K27	2009-09-15	10	0	12,84	7,604	7,03	0,46	0,85	0,03	0,1	0,05	17,1	8,6			6
K27	2009-09-15	10	5	12,81	7,606	7,02	0,46	0,87	0,03	0,1	0,05	17,7	8,6			
K27	2009-09-15	10	10	11,91	7,619	6,77	0,55	1,06	0,07	0,1	0,05	20	9			
K28	2009-09-15	12	0	13,09	7,595	7,03	0,48	0,87	0,03	0,1	0,05	17,3	8,2			0,6
K28	2009-09-15	12	5	13,07	7,597	6,99	0,48	0,87	0,02	0,1	0,05	18	8,2			
K28	2009-09-15	12	13	11,6	7,622	6,71	0,64	0,94	0,05	0,1	0,08	17,4	8,9			
K29	2009-09-15	10,5	0	11,21	7,614	7,01	0,56	0,99	0,06	0,1	0,05	17,4	8,2			0,5
K29	2009-09-15	10,5	5	10,98	7,617	6,9	0,57	0,94	0,07	0,1	0,05	17,9	8,4			
K29	2009-09-15	10,5	10	9,96	7,637	6,56	0,6	0,98	0,09	0,1	0,05	17,5	8,2			
K30	2009-09-15	11	0	14,32	7,62	6,85	0,33	0,79	0,03	0,1	0,05	18,1	8,6			0,1
K30	2009-09-15	11	5	14,14	7,621	6,89	0,34	0,8	0,03	0,1	0,05	18,2	8,6			
K30	2009-09-15	11	10	10,95	7,619	6,58	0,54	0,97	0,05	0,1	0,05	18,5	10,8			
L12	2009-09-15	6	0	12,19	7,713	7,02	0,67	1,12	0,04	0,1	0,05	18,1	9,8			1,1
L12	2009-09-15	6	5	11,98	7,714	7,02	0,67	1,08	0,04	0,1	0,05	18,3	9,7			
K1	2009-09-15	2	0	13,25	7,702	7,43	0,72	1,2	0,05	0,1	0,05	20	8,8			1,5

**Klassning av ekologisk status m.a.p. lösta närsalter och totalhalter av kväve och fosfor i ytvatten (0-10 m), syrgas i bottenvatten samt siktdjup, medel år 2007-2009.**

(Naturvårdsverket: rapport 2007:4 "Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, kustvatten och vatten i övergångszon")

Klass	
1	hög status
2	god status
3	måttlig status
4	otillfredställande status
5	dålig status

**Vinter:** dec-feb  
**Sommar:** jun-aug

Station	Djup m	klass	DIP	Tot-P	DIN	Tot-N	Tot-P	Tot-N	Siktdjup	O <sub>2</sub>	Näringsämnen
			vinter				sommar				totalt
KL8/Kristianopel	2	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	dålig	dålig	dålig	dålig	-	hög	dålig
K19/Torhamns skärgård	4	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	måttlig	otillfredställa	dålig	otillfredställa	-	hög	otillfredställande
K21/SO Verkö	15	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	måttlig	otillfredställa	dålig	måttlig	måttlig	hög	otillfredställande
KAARV4/ NO Aspö	20	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	måttlig	otillfredställa	dålig	måttlig	måttlig	hög	otillfredställande
NY/ NV Aspö	16	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	måttlig	otillfredställa	dålig	måttlig	måttlig	hög	otillfredställande
K12/ Ronnebyfjärden	10	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	god	otillfredställa	otillfredställa	måttlig	otillfredställa	hög	måttlig
K7/ Karlshamnsfjärden	10	<b>klass</b>	dålig	otillfredställa	otillfredställa	otillfredställa	dålig	måttlig	otillfredställa	hög	otillfredställande
K6/ S Kasen	27	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	måttlig	måttlig	otillfredställa	måttlig	god	hög	måttlig
VH1/ Hanö-1	12	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	måttlig	måttlig	otillfredställa	måttlig	god	hög	otillfredställande
VH3A	16	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	god	god	otillfredställa	måttlig	måttlig	hög	måttlig
VH4/ Hanö-4	19	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	hög	måttlig	otillfredställa	god	måttlig	hög	måttlig

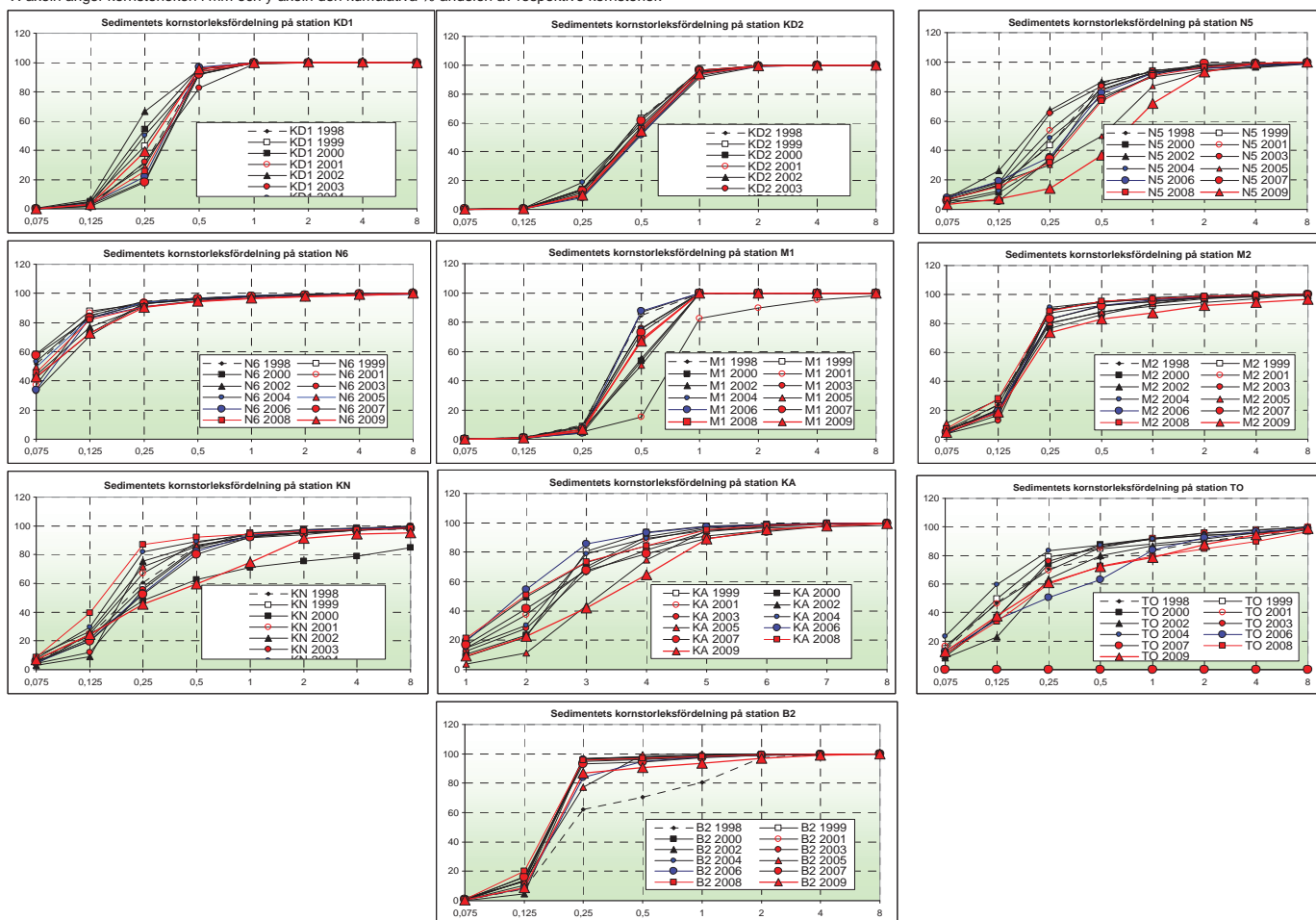
Bilaga 6  
1(1)

Resultat av sedimentprovtagningar 2009 på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten. Under tabellen visas siktendiagram från 1998 till 2009 från stationer med "siktbara" sediment.

station	djup, m	provtagare	sediment-typ (fältbedömd)	H2S-lukt	oxiderat skikt, cm	vattenhalt, %	glödför-lust, %
KD1	14	V	sand	-	>5	24,3	0,3
KD2	14	V	sand	-	>5	22,0	0,3
N7	7	V	FG	++	0,1	85,7	22,1
L12	6	V	FG	++	2	68,0	7,6
N5	7	V	grusig sand	-	>5	36,0	1,7
N6	16	V	sand	-	>5	44,9	2,5
M1	16	V	sand	-	>5	25,7	0,3
M2	17	V	sand	-	>5	30,3	0,9
KA	15	V	grusig sand på lera	-	>5	23,4	1,0
KN	23	V	grusig sand med något sten	-	>5	30,1	1,2
T/H	39	V	fast FG	+	>2	66,7	6,4
TÖ	15	V	grusig sand(3 cm) på lera	-	>5	31,2	1,4
RY	10	V	FG	-	1	87,1	22,6
B2	25	V	sand	+	>5	25,1	0,4
K3	9	V	FG	+	0,5	85,2	20,8
N3	10	V	FG	++	0,2	84,9	20,0
KAARV4	21	V	FG	++	0,1	85,8	19,0
N2	14	V	FG	+	0,5	84,4	19,2
K5	13	V	FG	++	0,2	86,5	20,5
N1	15	V	FG	++	0,2	84,7	19,5
K7	7	V	FG	+	1	85,8	21,5
PMK8	4	V	FG m växtrester	+	>5	76,0	10,7
PMK5	12	V	FG	++	0,5	85,7	20,3
KL11	2	E	lös FG	++	0,05	90,9	30,4

FG=findetritusgyttja, (+)=svag, +=förekomst, ++=stark, V=Van Veen-huggare, E=Ekmanhuggare

X-axeln anger kornstorleken i mm och y-axeln den kumulativa %-andelen av respektive kornstorlek



## Sedimentets glödförlust på bottenfaunastationer i Hanöbukten under åren 1987-2009

Glödförlusten anges i % av torrt sediment (TS). Trendsiffrorna anger r-värdet för vanlig linjär korrelation; minustecken betyder nedåtgående trend. Signifikanta förändringar anges med fet stil.

	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Trend
B2	0,37				0,30	0,26	0,25	0,30	0,31	0,60	0,40	0,40	0,40	0,40	0,32	0,33	0,36	0,35	0,30	0,46	0,46	0,42	0,44	0,418
K3	24,04	23,00			22,20	23,22	23,43	25,30	22,30	22,50	24,00	21,10	22,40	22,00	21,72	23,01	24,04	22,42	22,78	22,24	23,19	21,95	20,81	-0,346
K5	20,46	20,20			22,05	22,80	22,70	23,10	20,77	21,30	20,30	20,80	21,40	18,80	20,70	22,14	23,33	20,19	19,81	21,36	20,11	18,78	20,54	<b>-0,536</b>
K7	22,64				21,60	22,47	22,50	22,40	21,73	21,00	21,60	21,80	21,90	22,30	20,87	21,07	23,24	20,96	20,87	21,44	21,47	20,08	21,50	<b>-0,463</b>
KA					1,40	1,14	0,86	0,80	0,83	1,30	0,80	1,50	0,60	0,60	0,91	0,87	0,69	0,68	0,71	0,66	0,52	0,49	0,96	<b>-0,571</b>
KAARV4							14,30	12,46	13,10	11,80	11,80	12,80	11,10	17,70	14,77	16,75	19,26	14,77	17,27	18,44	17,10	17,72	18,95	<b>0,772</b>
KD1							0,30		0,20	0,20	0,30	0,20	0,30	0,20	0,22	0,23	0,19	0,23	0,21	0,21	0,29	0,26	0,32	0,032
KD2							0,30		0,10		0,20	0,20	0,20	0,20	0,15	0,24	0,15	0,20	0,25	0,15	0,16	0,17	0,28	-0,051
KL11						21,70	30,60	34,10	28,51	31,90	33,70	31,10	27,80	27,10	27,48		31,63		29,43	28,92	23,16	26,66	30,44	-0,170
KN					1,50	0,90	0,87	1,50	0,89	1,20	1,00	0,90	0,90	0,60	0,75	0,75	1,26	0,81	1,02	1,11	1,12	1,13	1,22	-0,078
L12					14,80	9,82	16,94	13,00	9,51	8,20	8,90	17,14	8,40	5,10	7,70	7,90	6,71	9,05	8,69	7,02	7,44	7,28	7,55	-0,619
M1		3,11			0,30	0,30	0,57	0,30	0,39	0,30	0,50	0,20	0,30	0,30	0,21	0,28	0,32	0,32	0,45	0,23	0,34	0,26	0,30	-0,260
M2		1,51			0,50	0,98	1,20	0,50	0,68	0,70	1,10	0,60	0,80	0,70	0,67	0,96	0,90	0,92	1,12	1,12	1,10	1,57	0,94	<b>0,536</b>
N1					22,00	21,42	21,08	20,70	22,31	21,60	21,10	20,60	21,10	20,70	20,53	20,32	21,97	20,14	20,18	19,87	20,07	20,34	19,54	<b>-0,739</b>
N2					21,00	20,98	19,36	19,00	20,94	20,00	19,40	18,70	19,30	19,90	19,37	20,16	19,71	18,89	17,10	18,92	19,90	18,10	19,24	<b>-0,562</b>
N3					22,00	21,72	20,67	20,00	24,70	21,30	20,90	21,00	21,00	26,00	20,65	21,69	22,98	21,75	21,32	21,85	20,31	20,64	20,04	-0,165
N5					1,40	1,24	1,54	2,90	2,25	2,30	2,40	1,90	2,90	2,10	1,70	1,44	1,69	2,43	1,14	1,09	1,71	2,27	1,74	-0,138
N6					5,30	5,88	3,12	2,80	1,79	2,60	3,00	6,00	7,10	2,00	2,41	5,74	2,90	1,99	4,29	8,21	4,36	10,21	2,51	0,231
N7					27,80	27,54	26,32	23,50	26,43	22,90	19,40	24,10	25,20	25,40	22,57	23,79	24,74	24,23	25,86	21,25	20,28	24,14	22,11	<b>-0,510</b>
PMK5				23,08	23,15				21,92															-0,380
PMK8				10,80	13,10				23,10															-0,407
RY					25,70	24,94	25,83	23,70	25,25	24,40	24,40	23,20	23,20	23,30	22,86	23,65	24,65	24,53	21,67	22,49	24,42	22,63	22,56	<b>-0,677</b>
T/H					7,90	8,70	5,39	4,10	12,49	4,40	4,00	4,10	4,10	3,60	3,72	4,53	3,14	4,17	12,37	5,61	3,80	3,97	6,43	-0,199
TÖ					5,80	3,00	1,55	0,90	3,03	1,80	1,30	1,50	1,60	3,30	4,70	2,11	2,82	1,41	1,13	1,06	13,47	8,59	1,35	0,272
Medel blekinge (n = 18)					12,42	12,07	11,90	11,38	12,03	11,02	10,81	11,42	11,26	10,95	10,69	11,15	11,42	10,85	11,16	10,89	11,34	11,27	10,54	<b>-0,675</b>
Medel ackumulationsbotten (n = 9)					22,13	21,66	22,09	21,19	21,55	20,36	20,00	20,94	20,43	20,39	19,66	20,41	21,27	20,24	19,81	19,61	19,69	19,33	19,32	<b>-0,848</b>
Medel erosionsbotten (n = 8)					2,06	1,71	1,25	1,25	1,27	1,35	1,31	1,63	1,83	1,25	1,46	1,56	1,37	1,11	1,27	1,74	2,88	3,12	1,183	0,295



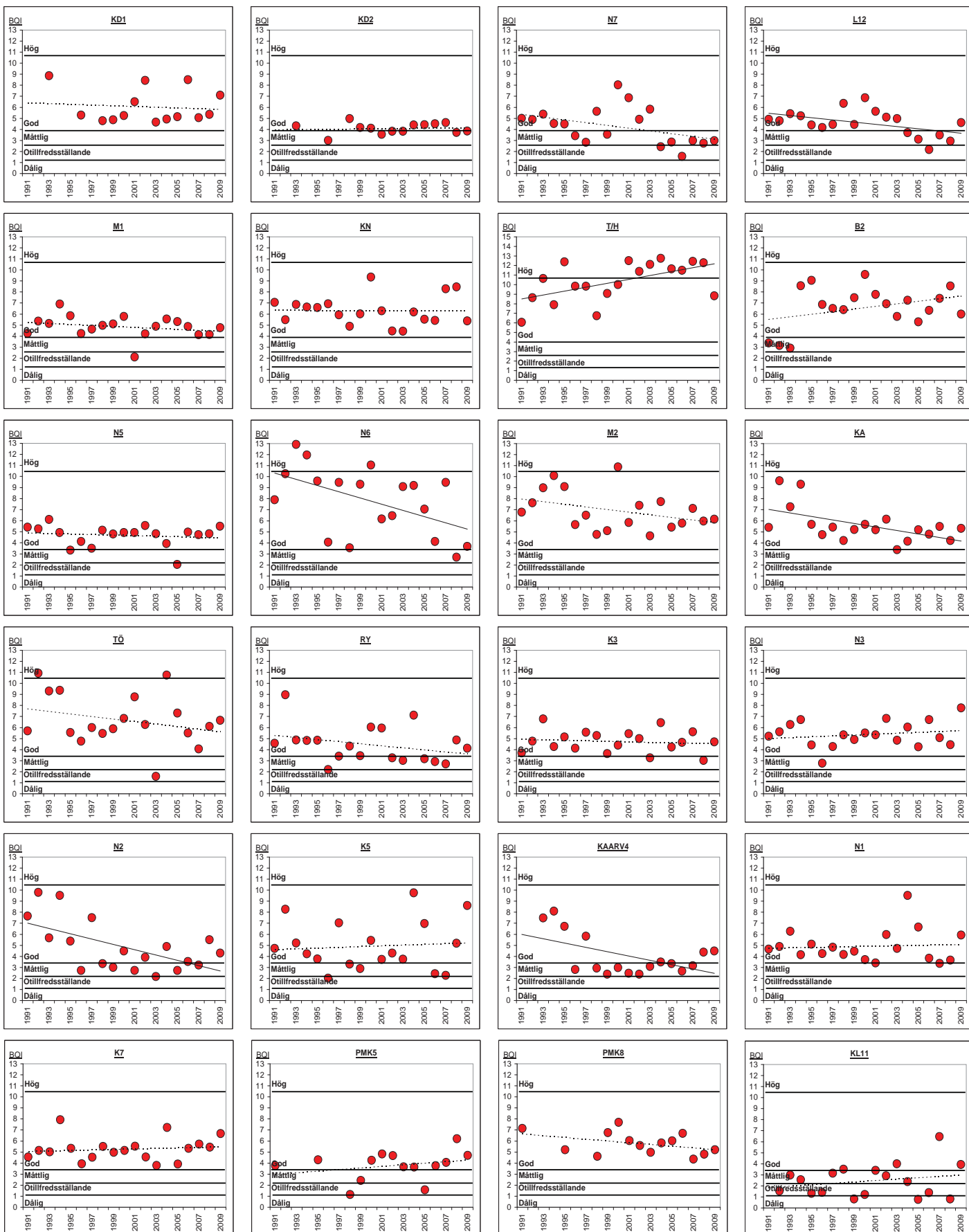






### Bedömning av ekologisk status på bottenfaunalokaler i Hanöbukten 1991-2009.

BQI uträknat enl beskrivning i de nya bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007). Signifikanta trender anges med heldragen linje



Resultat av algprofilprovtagningar i Blekinge och Skåne 2009 - fältobservationer

station	datum	tångbältets övre gräns (m)	tångbältets undre gräns (m)	djupaste tångplanta (m)	rödalgler undre gräns(m)	substrat undre gräns (m)	Fucus täckn på 1-1,5 m (%)	medeltäckning för Fucus med slumprutor (%)	djup vid slumpade prover (m)
H 3	2009-09-23	0,7	0,2	5,6	>9	>9	<5	ej	ej
H 2	2009-09-23	0,3	1,7	3,1	>8,6	9,6	50-75	ej	ej
H 1	2009-09-24	0,3	2,2	3,7	>6,6	>10	75	ej	ej
MA 11	2009-10-06	0,2	0,5	1,0	>10	>10	<5	0	0,4-0,6
MA 9	2009-09-16	0,3	0,9	1,9	12,7	12,7	10	80	0,5-0,7
MA 8	2009-09-16				12,4	12,4	0	0	
MA 7	2009-09-16				>14	>14	0	0	
MA 6	2009-09-15	0,3	1,1	4,3	>13	>13	25	43	0,7-1,2
MA 5	2009-09-14			1,3	11,2	11,2	<<5	0	
MA 5 B	2009-09-14	0,4	2,8	3,4	>6,7	>6,7	100	ej	ej
MA 4	2009-09-14	0,3	0,3	6,0	>12,5	>12,5	<<5	31	0,4-0,5
MA 3	2009-10-06	0,3	2,8	4,2	>6	6,0	100	83	1,2-2,8
MA 2	2009-10-07	0,4	1,9	4,0	>10	>10	75	83	0,7-1,4
MA 2 B	2009-10-08	0,7	3,1	4,9	4,9	4,9	75	ej	ej
LösS	2009-09-10		*	6,6	>13	>13	<<5	9	0,3-0,6
MA 1	2009-09-21	0,3	0,4	0,9	11,2	11,2	0	46	0,3-0,6
MA 15	2009-11-16			3,5	>10	>10	<<5	0	

\* kvar väst om linjen 0,3-0,7m

station	datum	max täckning för Fucus (%)	djup för max tångtäckn (m)	rekrytering (0-2)	betning (0-2)	nedslamn (0-2)	påväxt (0-2)	maxtäckning rödalgler (%)	djup för maxtäckning rödalgler (m)
H 3	2009-09-23	25	0,7	1-2	1-2	0	0	100	4,2-5,0
H 2	2009-09-23	100	0,4-0,8	1	0	0	0-1	100	3,6
H 1	2009-09-24	100	0,5	1-2	0	1	1	100	5,0-6,6
MA 11	2009-10-06	10-25	0,2	1	0-1	0	1-2	100	1,5-6
MA 9	2009-09-16	100	0,5-0,8	1-2	0	0-1	1-2	100	1,8-6
MA 8	2009-09-16	0		1				100	1,8-3,0
MA 7	2009-09-16	0		0		1-2		100	1,5-12
MA 6	2009-09-15	75-100	0,3-0,6	1-2	0	0-1	1	100	2,4-7
MA 5	2009-09-14	<5	0,2-1,3	0	0	2		50-75	4,4-7,1
MA 5 B	2009-09-14	100	0,4-1,6	1	0	1	1	100	3,0-3,6
MA 4	2009-09-14	25-50	0,3	1-2	0-1	0	1	100	1,3-1,5
MA 3	2009-10-06	100	1,2-1,7	1-2	0	2	2	25	1,7-2,7
MA 2	2009-10-07	100	1,0-1,3	0	1	1	0	75	2,5
MA 2 B	2009-10-08	75	0,7-3,1	1	1	1	1	25	0,5
LösS	2009-09-10	5**	0,5	1-2	0	2	0-1	100	2,3-9,0
MA 1	2009-09-21	75-100	0,4	2	0	0	1	100	1,1-3,3
MA 15	2009-11-16	<5	2,4-3,5	1	0	2		75	2,4-6

\*\* Fucus 50-75% kvar V om linjen på 4-18 m fr 0-punkten

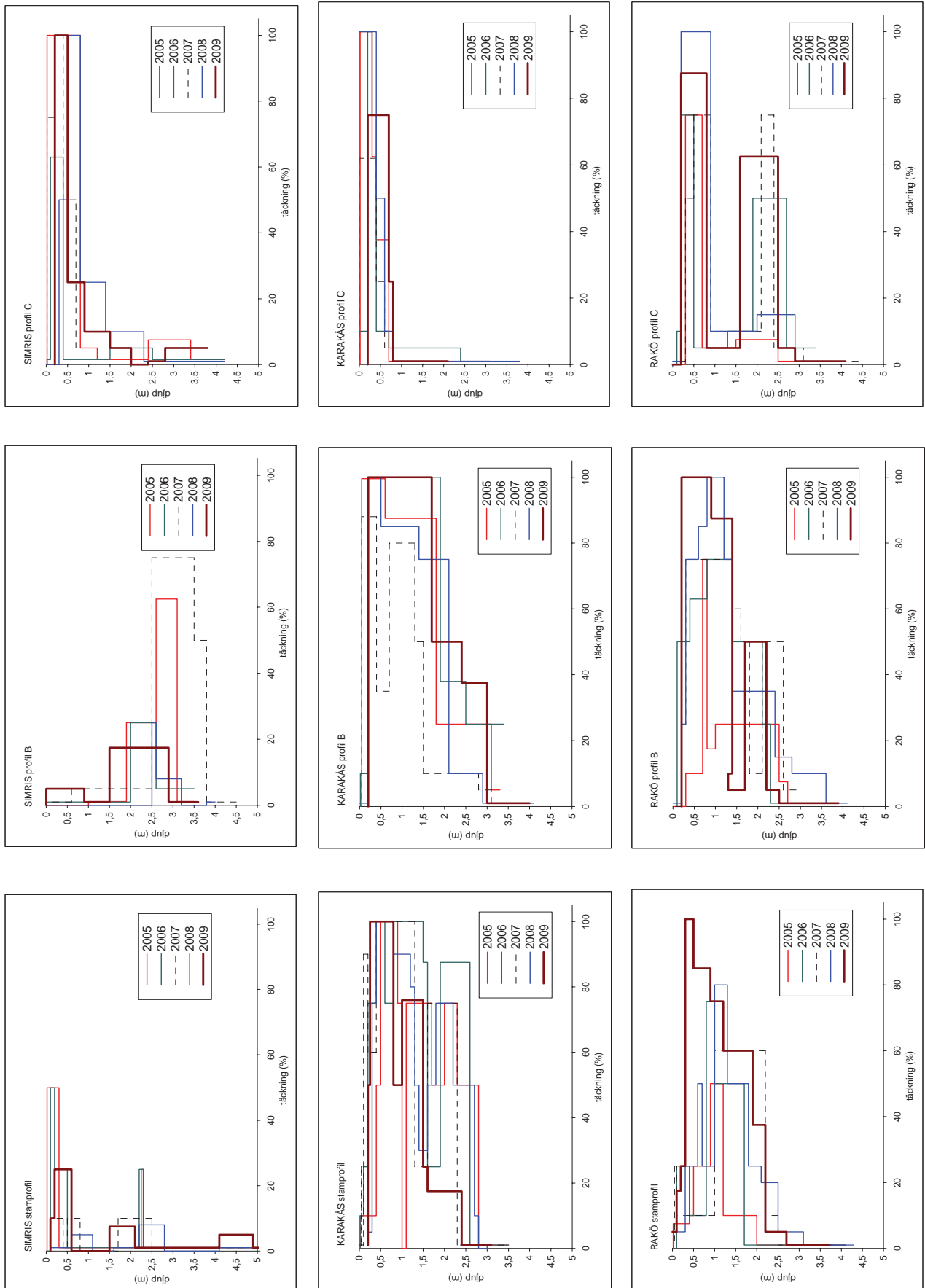
Några av parametrarna är bedömda enligt skalan :

0 = inget  
1 = måttligt  
2 = mycket

Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor (medel  $\pm$ SE, n=3)  
på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2009

Datum : Djup (m) : Täckningsgrad (%)	Simris 2009-09-23						Karakås 2009-09-23						Rakö 2009-09-24					
	0,8		1,5		3,5		0,7		1,8		3,3		0,5		0,9		1,9	
	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE	m	SE
<i>Rivularia atra</i>	0,7	0,8	3,3	4,1	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,0	0,0	0,7	0,4
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	0,7	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	1,3	0,4	1,0	0,0	0,7	0,4	1,0	0,0
<i>Cocotylus truncatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ceramium nodulosum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ceramium tenuicorne</i>	26,0	15,3	23,7	17,4	22,0	17,3	3,0	1,2	1,0	0,0	0,7	0,4	2,0	0,7	1,0	0,0	1,3	1,1
<i>Polysiphonia fucoides</i>	28,3	14,3	67,3	22,8	3,3	4,1	11,0	6,0	26,3	8,4	94,7	0,4	14,3	8,6	13,3	7,4	38,3	8,9
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Rhodomeila confervoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,4	5,0	0,0	0,3	0,4	0,3	0,4	1,3	0,4
<i>Aglaothamnion roseum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pilayella littoralis</i>	5,3	4,7	1,3	0,8	0,0	0,0	5,0	1,4	3,7	0,4	0,0	0,0	1,3	0,4	1,0	0,0	1,3	0,4
<i>Elachista lubrica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	1,4	1,7	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chorda filum</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,7	0,0	0,0	1,3	0,4	0,0	0,0	1,3	0,4	0,7	0,4	0,0	0,0
<i>Fucus serratus</i>	17,3	7,6	0,7	0,4	0,0	0,0	71,0	22,9	51,0	16,5	0,0	0,0	3,7	1,6	10,7	4,3	8,3	2,0
<i>Fucus vesiculosus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30,7	6,4	2,3	1,1	0,0	0,0	85,7	9,1	62,7	15,1	38,0	11,2
<i>Enteromorpha</i>	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cladophora glomerata</i>	2,7	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,7	1,7	0,4	0,0	0,0	3,3	1,1	1,0	0,0	1,0	0,0
<i>Cladophora rupestris</i>	1,0	1,2	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,4	0,7	0,4	0,0	0,0	0,7	0,4	1,0	0,0
Summa täckning (%)	83,3	35,3	96,7	42,3	29,3	17,8	130,3	11,9	92,7	6,0	104,0	2,4	114,0	18,2	93,0	4,3	92,3	9,7
Substrat %	100		100		100		95		100		100		100		100		85	
Antal arter	7,0	1,9	4,0	0,7	3,0	1,2	8,0	0,7	11,0	0,0	5,0	0,7	9,0	0,7	9,3	0,4	9,3	0,4

**Tångens täckningsgrad (%) på olika djup i tre olika transekter på de tre hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2005-09.**



**Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2009 - algiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.**

**Algiomassor i rödalgsbältet (g DW/m<sup>2</sup>) i Blekinge 2009**

	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15		
	09-10-06	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-14	09-09-14	09-10-06	09-10-08	09-09-10	09-09-21	09-11-16								
Datum :	6.0		6.0		6.0		6.0		6.0		3.0		6.0		3.0		3.0		6.0		3.0		6.0		
Djup (m) :	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	143,78	49,18	21,01	9,29	112,08	8,73	70,14	15,25	174,95	57,79	4,46	4,26	0,04	199,56	14,00	320,09	52,60	214,80	45,82	351,58	21,55	214,80	45,82	351,58	21,55
PHYLLOPHORA SP.	0,20	0,15	0,73	0,42	4,61	1,64	36,26	22,54	20,87	15,98	0,05	0,04	0,01	105,50	27,28	3,60	2,92	9,89	4,50	0,71	0,46	9,89	4,50	0,71	0,46
<i>Aglaothamnion roseum</i>									0,04	0,04	0,21	0,16													
<i>Ceramium nodulosum</i>			3,22	2,61	27,30	5,66	16,96	5,55	30,39	15,18	12,51	4,64	0,03	0,00	4,63	1,20	2,10	2,90	2,72						
<i>Ceramium tenuicorne</i>	68,01	16,07	79,94	14,66	17,26	1,65	33,28	12,11	38,75	13,61	56,11	42,73	6,17	2,02	0,48	0,45	47,42	15,74	163,55	52,06	67,84	14,16			
<i>Polysiphonia fucoides</i>	2,83	1,72			2,85	1,71	1,45	1,02	14,95	8,00	2,27	0,55	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	12,13	6,03					
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	4,26	0,96	0,54	0,54	0,52	0,05	18,19	6,19	55,71	12,18	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	9,69	4,85	1,18	0,58					
<i>Rhodomele confervoides</i>									0,07	0,07															
<i>Ectocarpus siliculosus</i>											2,86	0,95													
<i>Pil/Ecto coll</i>					2,42	1,46																0,03	0,03	0,13	0,13
<i>Stictosiphon tortilis</i>													3,23	0,61											
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>													0,64	0,43											
<i>Chorda filum</i>													0,00	0,00											
<i>Scoyosiphon lomentaria</i>													0,17	0,09											
SPHACELARIA SP.													0,08	0,01											
<i>Fucus vesiculosus</i>													0,13	0,05											
ULOTHRIX SP.													3,23	1,34											
ENTEROMORPHA SP.											0,13	0,13	0,01	0,01							0,03	0,03	0,13	0,13	
CHAETOMORPHA SP.													0,04	0,02											
CLADOPHORA SP.													0,03	0,03							0,01	0,01	0,13	0,13	
<i>Cladophora rupestris</i>											3,29	2,70	0,02	0,00											
<i>Spirogyra</i>													0,01	0,01											
Summa:	219,1	55,0	105,4	14,2	167,5	15,7	179,2	47,5	343,0	95,7	81,9	41,5	14,0	0,9	310,2	36,2	383,6	40,8	404,5	73,7	420,3	8,4	420,3	8,4	
Antal arter:	5		5		8		7		10		10		6		5		7		7		4		4		

**Påväxtalger i tångbältet (g DW/100 gDW tång) i Blekinge 2009**

	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15	
	09-10-06	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-16	09-09-14	09-09-14	09-10-06	09-10-08	09-09-10	09-09-21	09-11-16							
Datum :	0.5		0.6		6.0		1.0		0.7		1.2		0.5		1.0		1.0		0.5		0.5		6.0	
Djup (m) :	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
CYANOPHYTA	0,00	0,00																						
RIVULARIA SP.			0,00	0,00			0,62	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ceramium tenuicorne</i>	0,01	0,00							0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,23	0,44	0,23	0,07	0,04						
<i>Polysiphonia fucoides</i>	0,00	0,00	0,01	0,01							0,00	0,00	0,02	0,02	0,08	0,07	0,00	0,00						
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>											0,00	0,00					0,00	0,00						
<i>Ectocarpus siliculosus</i>			1,09	1,09							0,00	0,00					0,13	0,13						
<i>Pilayella littoralis</i>											0,00	0,00					0,03	0,03						
<i>Pil/Ecto coll</i>	1,84	1,73					8,08	3,19	0,67	0,23	0,00	0,00	0,95	0,78	0,35	0,31			0,24	0,24				
<i>Elachista lubrica</i>	0,02	0,01	0,13	0,09			0,68	0,53	0,01	0,01	0,00	0,00	3,63	1,38	0,08	0,06	0,00	0,00	0,18	0,13				
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	0,01	0,01	0,26	0,15							0,00	0,00							0,20	0,19				
ULOTHRIX SP.																								
CLADOPHORA SP.			0,00	0,00							0,00	0,00	0,27	0,25	0,11	0,10			0,01	0,01				
Summa	1,88	1,73	1,50	1,11			9,38	2,98	0,67	0,23	0,00	0,00	5,14	0,84	1,39	0,75	0,23	0,15	0,45	0,12	0,42	0,36		
Antal arter:	6		6		3		3		3		4		6		9		6		5		4		4	

Medelvikt för blåstångsriskor (DW): 78,9 19,3 94,3 13,7 79,0 6,7 151,3 25,4 53,9 6,2 54,8 3,2 62,4 4,9 69,6 4,7 71,8 18,8 86,6 3,9

**Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2009 - djurliv i tångbältet**

**Abundans (ind/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2009**

Datum:	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LOSS		Ma1		Ma15	
	09-10-06		09-09-16		09-09-16		09-09-16		09-09-16		09-09-14		09-09-14		09-10-06		09-10-08		09-09-10		09-09-21		09-11-16	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
<i>Laomedea flexuosa</i>																								
<i>Nereis diversicolor</i>																								
<i>Balanus improvisus</i>									0.4	0.4	2.4	2.4												
<i>MYXIS SP.</i>								0.2	0.2															
Heterotrimas oerstedii															0.5	0.5								
<i>Sphaeroma hookeri</i>															55.5	18.6	25.8	9.3						
<i>IDOTEA SP.</i>																								
<i>Isolea baltica</i>																								
<i>Isolea cheilipes</i>																								
<i>JAEGERA SP.</i>																								
<i>GAMMAREUS SP.</i>																								
<i>Gammarus locusta</i>																								
<i>Gammarus oceanicus</i>																								
<i>Gammarus zaddachi</i>																								
<i>Gammarus salinus</i>																								
<i>Callinectes laeviscullus</i>																								
<i>Leptocheirus pilosus</i>																								
<i>Palaemon squilla</i>																								
CHIRONOMIDAE																								
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																								
HYDROBIDAE																								
Potamopyrgus antipodatum																								
RISSOA SP.																								
<i>Radix peregra</i> AGG.																								
<i>Mytilus edulis</i>																								
<i>Cerastoderma glaucum</i>																								
BRYOZOA																								
<i>Chaparrado flavescens</i>																								
Summa:	219.4	63.3	99.3	38.8					97.3	20.9	580.0	73.4	210.5	28.6	595.6	108.6	460.6	141.5	96.7	30.8	332.6	32.4		
Antal arter:	9		11				13		14		17	11			25		16		13		14			

**Biomassa (g WW/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2009**

Datum:	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LOSS		Ma1		Ma15	
	09-10-06		09-09-16		09-09-16		09-09-16		09-09-16		09-09-14		09-09-14		09-10-06		09-10-08		09-09-10		09-09-21		09-11-16	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
<i>Laomedea flexuosa</i>																								
<i>Nereis diversicolor</i>																								
<i>Balanus improvisus</i>																								
<i>MYXIS SP.</i>																								
Heterotrimas oerstedii																								
<i>Sphaeroma hookeri</i>																								
<i>IDOTEA SP.</i>																								
<i>Isolea baltica</i>																								
<i>Isolea cheilipes</i>																								
<i>JAEGERA SP.</i>																								
<i>GAMMAREUS SP.</i>																								
<i>Gammarus locusta</i>																								
<i>Gammarus oceanicus</i>																								
<i>Gammarus zaddachi</i>																								
<i>Gammarus salinus</i>																								
<i>Callinectes laeviscullus</i>																								
<i>Leptocheirus pilosus</i>																								
<i>Palaemon squilla</i>																								
CHIRONOMIDAE																								
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																								
HYDROBIDAE																								
Potamopyrgus antipodatum																								
RISSOA SP.																								
<i>Radix peregra</i> AGG.																								
<i>Mytilus edulis</i>																								
<i>Cerastoderma glaucum</i>																								
BRYOZOA																								
<i>Chaparrado flavescens</i>																								
Summa:	11.63	2.27	1.54	0.43					3.29	0.66	19.54	2.18	6.42	1.20	13.95	4.43	13.89	3.81	4.66	1.74	12.27	1.75		
Antal arter:	9		11				13		14		17	11			25		16		13		14			



## Trender för olika summaparametrar i algprofiler i Blekinge 1998-2009. Kvantitativa prover i algsamhällen och tångindex.

Diversiteten är beräknad enligt Shannon-Wiener med e-logtransformerade värden. Siffrorna anger r-värdet, minustecken betyder nedåtgående trend. Signifikanta förändringar anges med fet stil.

### Rödalgler

	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15	Hela Blekinge-kusten	exponerade lokaler	skyddade lokaler
antal stationer	-0,033	-0,275	0,024	0,429	0,348	0,136	-0,220	0,472	-0,132	0,134	0,207	-0,393	10	6	4
artantal	-0,113	-0,175	0,204	-0,513	-0,583	-0,082	-0,467	-0,104	<b>0,725</b>	-0,271	-0,251	-0,017	0,163	-0,076	0,349
biomassa	0,366	-0,034	-0,587	<b>0,753</b>	<b>0,743</b>	0,205	0,262	0,436	0,266	0,045	<b>0,695</b>	0,284	-0,379	-0,576	0,078
diversitet													<b>0,668</b>	0,522	<b>0,674</b>

### Påväxtalger i tången

	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15	Hela Blekinge-kusten	exponerade lokaler	skyddade lokaler
antal stationer	-0,035	0,068		-0,443	0,121	-0,309	-0,229	-0,219	0,338	-0,257	-0,257		10	6	4
artantal	0,252	-0,091		<b>0,664</b>	-0,082	-0,139	0,409	-0,316	-0,071	-0,018	-0,043	-0,281	-0,215	-0,170	-0,281
biomassa	-0,402	0,108		0,076	-0,050	0,238	0,147	0,476	-0,019	-0,004	0,092	0,333	-0,193	0,336	-0,363
diversitet													0,131	-0,230	0,333

### Djurlivet i tången

	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15	Hela Blekinge-kusten	exponerade lokaler	skyddade lokaler
antal stationer	-0,517	0,038		0,173	-0,181	0,062	-0,141	0,147	<b>0,660</b>	-0,103	-0,052		10	6	4
artantal	<b>-0,810</b>	-0,454		0,305	-0,466	-0,453	0,030	-0,265	0,228	-0,394	0,101	0,333	0,046	-0,151	0,333
abundans	<b>-0,804</b>	-0,525		0,515	-0,469	-0,462	0,518	-0,321	0,263	-0,027	0,046	-0,335	-0,398	<b>-0,627</b>	-0,335
biomassa	-0,445	0,047		0,246	<b>-0,576</b>	0,181	0,029	0,223	0,377	-0,009	0,331	-0,340	-0,443	<b>-0,714</b>	-0,340
diversitet abund	-0,228	0,414		0,359	-0,448	0,075	0,505	0,348	0,293	-0,096	<b>0,614</b>	0,548	0,162	-0,237	0,548
diversitet biom												0,433	0,313	0,156	0,433

### Tångens täckningsindex (1991-2009)

	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15	Hela Blekinge-kusten	exponerade lokaler	skyddade lokaler
antal stationer	-0,708	-0,318		-0,724	-0,417	-0,502	-0,823	0,608	0,224	-0,789	0,448	-0,648	10	6	4
													-0,788	-0,748	0,221

**Innehåll av kol, kväve och fosfor (mg/g torrsvikt) i blåstång vid undersökning:  
i Blekinge 2009.**

Längs ner på sidan anges också resultatet av en trendanalys (korrelation) för längsta tillgängliga period.  
Siffrorna anger r-värdet, minustecken betyder avtagande trend. Signifikanta trender anges med fet stil.

<u>Station</u>	<u>Kol-C</u>	<u>Kväve-N</u>	<u>Fosfor-P</u>
Ma11	394	11,0	4,4
Ma9	412	7	3,0
Ma8			
Ma7	391	11,0	3,4
Ma6	391	7,0	2,3
Ma5	411	9	2,3
Ma4	387	7,0	3,1
Ma3	412	7,0	2,6
Ma2	392	13,0	3,9
Ma1	392	7	2,7
Löss	395	8,0	3,3
Ma15			

**Kvoter mellan kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar  
Blekinge 2009.**

<u>Station</u>	<u>N/P</u>	<u>C/N</u>	<u>C/P</u>
Ma11	2,5	36	90
Ma9	2,3	59	137
Ma8			
Ma7	3,2	36	115
Ma6	3,0	56	170
Ma5	3,9	46	179
Ma4	2,3	55	125
Ma3	2,7	59	158
Ma2	3,3	30	101
Ma1	2,6	56	145
Löss	2,4	49	120
Ma15			

	<u>Ma11</u>	<u>Ma9</u>	<u>Ma7</u>	<u>Ma6</u>	<u>Ma5</u>	<u>Ma4</u>
Kväve	0,083	-0,093	0,037	-0,035	0,005	<b>-0,518</b>
Fosfor	<b>0,669</b>	0,401	<b>0,649</b>	0,366	0,417	0,469
N/P	<b>-0,465</b>	-0,330	<b>-0,542</b>	-0,456	-0,481	<b>-0,503</b>
antal år	20	20	19	16	16	16

	N-begr
	P-begr
	C-begr

	<u>Ma3</u>	<u>Ma2</u>	<u>Ma1</u>	<u>Löss</u>	<u>Blek</u>
Kväve	-0,329	-0,234	-0,199	0,058	-0,204
Fosfor	0,358	<b>0,482</b>	<b>0,696</b>	0,340	<b>0,607</b>
N/P	<b>-0,644</b>	<b>-0,514</b>	<b>-0,715</b>	-0,066	<b>-0,613</b>
antal år	16	20	19	12	16
	antal stationer :				10

<u>gräns f signifikans</u>	
<u>antal år</u>	<u>r-värde</u>
12	0,553
16	0,482
19	0,444
20	0,433

## Konsulternas Kvalitetssäkringsarbete under 2009



### Redovisning av Linnéuniversitetets kvalitetssäkringsarbete 2009

- **Deltagande i provningsjämförelser**

Under 2009 har personalen som deltar i sorteringsarbetet med gott resultat medverkat i en taxonomisk provningsjämförelse med marin mjukbottenfauna anordnad av Naturvårdsverket.

- **Provtagning**

Provtagningen sker enligt Naturvårdsverkets rekommendationer, och har utförts enbart av Linnéuniversitetets personal som har långvarig erfarenhet av denna typ av provtagning. Före varje provtagningsomgång har all utrustning kontrollerats så att den är hel och välfungerande. Det gäller speciellt såll och nätpåsar samt djupmätare. Djupmätare kalibrerades vid första dyktillfället med varandra och med uppmätt djup. Vid studierna på algprofiler sker en diskussion om respektive profil direkt efter dykningen för att försäkra sig om att det finns en samsyn på hur profilen såg ut.

- **Provhantering**

Provhantering sker enligt angivna metoder i kontrollprogrammet. Undantag utgörs av att bottenfaunaprover från 2007 konserveras med etanol i stället för formalin. Skälet till detta är främst arbetsmiljömässigt eftersom formalin är både allergiframkallande och cancerogen. En interkalibrering mellan de båda metoderna genomfördes våren 2007. Etanolkonserverade prover kontrollerades vad gäller vätskenivå och alkoholhalt vid ett tillfälle.

- **Analyser**

Alla analyser sker enligt i kontrollprogrammet angivna metodbeskrivningar, vilka bygger på rekommendationer från Naturvårdsverket. De vågar som används vid vägning av biologiskt material kontrolleras av en certifierad firma (Tillquist).

Köpta analyser har enbart utförts av ackrediterade laboratorier.

- **Referensmaterial**

Certifierat referensmaterial har ej använts då sådant ej finns att tillgå för ingående parametrar.

#### Redovisning av SMHI:s kvalitetssäkringsarbete 2009

- **Kvalitetssystem**

Allt arbete med framtagning av data, från planering av provtagningen till rapportering av data, sker under vårt kvalitetssystem och styrs av rutinerna som beskrivs i Kvalitetshandboken. SMHI Oceanografiska Laboratoriet har varit ackrediterat för provtagning och analys av ett antal parametrar i havsvatten sedan 1994. Dessutom är SMHI som helhet sedan 2003-07-01 kvalitets- och miljöcertifierade, enligt ISO 9001 respektive ISO 14001.

- **Revision på ackrediterade laboratoriet utförd av SWEDAC**

Tillsyn av ackrediteringen, samt bedömning inför utökning av ackrediteringen utförd 2009-05-19. Resulterade i 5 stycken avvikelser. Laboratoriet rekommenderades fortsatt ackreditering. Ny ackreditering erhållen för parametern primärproduktion.

- **Deltagande i provningsjämförelser**

Deltagit i ”QUASIMEME Laboratory Performance Studies” (återkommande provningsjämförelse mellan ca 100 olika laboratorier från hela Europa) under vår och höst. Ingående parametrar: Nitrit, Nitrat, Ammonium, Total-kväve, Total-fosfor, Fosfat, Silikat, Klorofyll *a*. Bra resultat.

- **Provtagning**

Provtagningen sker enligt rekommendationer i HELCOM Guidelines for the COMBINE Programme (<http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>). Kustprovtagning sköts av speciellt utbildad SMHI-personal som utbildas av SMHI:s Oceanografiska laboratorium.

- **Provhantering**

Provhantering sker enligt våra metodbeskrivningar. Vår ackreditering täcker provhantering och analys av samtliga kemiska analysparametrar, samt växtplankton.

- **Referensmaterial**

Certifierat referensmaterial har ej använts då heltäckande och allmänt accepterat sådant ej finns att tillgå för havsvatten. Kvaliteten på internt referensmaterial kontrollerad genom deltagande i provningsjämförelser och med kontrollprover.

- **Kontrolldiagram**

I laboratoriets kvalitetssystem ingår kontrolldiagram för samtliga analyserade parametrar.

Elisabeth Sahlsten (Chef Oceanografiska Laboratoriet, SMHI)

