

# Hanöbukten

## Kustvattenmiljö 2010



Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten



# Hanöbukten

# Kustvattenmiljö

# 2010

*Blekingekustens Vattenvårdsförbund*  
*Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten*  
*Årsrapport 2010*

Susanna Andersson  
Stefan Tobiasson  
Roland Engkvist  
Anna Edman  
Anders Sjölin



**Linnéuniversitetet**

Institutionen för naturvetenskap

## *Hanöbukten*

### *Kustvattenmiljö 2010*

Blekingekustens Vattenvårdsförbund

Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Årsrapport 2010

BESTÄLLNINGSAADRESS:

Linnéuniversitetet i Kalmar

392 31 Kalmar

TELEFON:

0480-44 73 46

TELEFAX:

0480-44 73 40

EPOST:

susanna.andersson@lnu.se, stefan.tobiasson@lnu.se

HEMSIDA:

[www.hanobukten.org](http://www.hanobukten.org)

[www.bkvf.org](http://www.bkvf.org)

[www.lnu.se](http://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 2011:6

ISSN 1402-6198

GRAFISK FORM:

Karl-Erik Persson Media, Färjestaden

TRYCK:

Linnéuniversitetets Tryckeri

UPPLAGA:

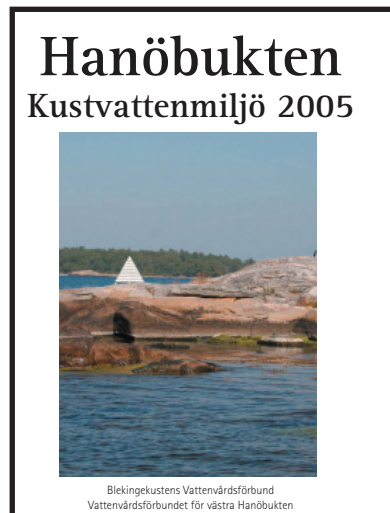
150 ex

FRAMSIDA:

Pukaviksbukten vid Norje maj 2011. Foto Stefan Tobiasson

# Innehåll

Sammanfattning	I-IV
Inledning	9
1. Tillståndet i olika vattenområden 2010	10
1.1 Västra Hanöbukten	10
1.2 Kuststräckan från Åhus till Hanö	12
1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn	14
1.4 Ronnebyområdet och västerut	18
1.5 Karlskrona- och Torhamnsområdet	21
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	31
4.2 Salthalt	31
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	34
6. Makroalger på hårbottnar	41
6.1 Utbredning och förekomst av alger	41
6.2 Undersökning i västra Hanöbukten 1993-2010	42
6.3 Undersökning av tångförekomst i Blekinge 1990-2010	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

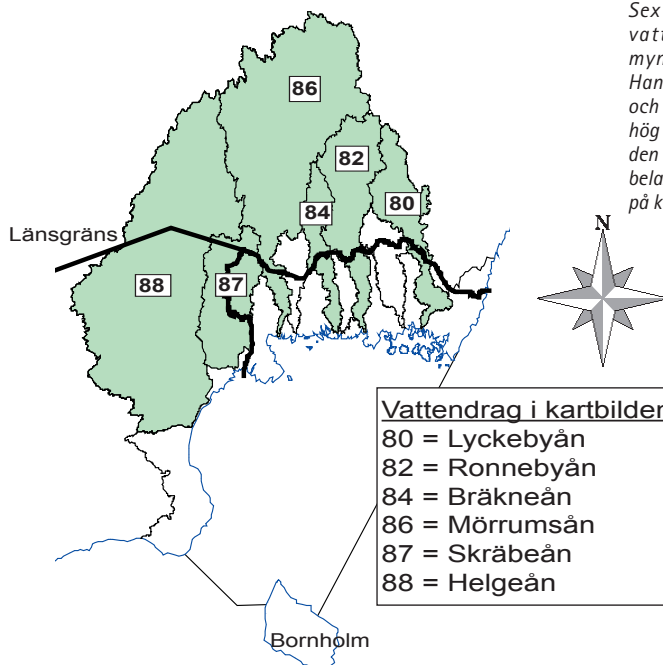
- sammanfattning av resultat från undersökningarna 2010

Under 2010 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.

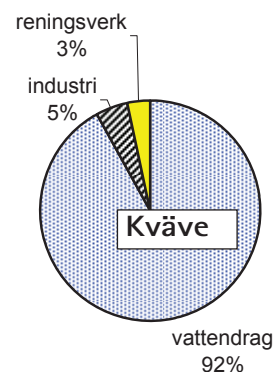
## Måttliga mängder näring till Hanöbukten under 2010

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 2010 var årsnederbörden något över det normala för perioden 1961-90 i Hanöbukstens kusttrakter. Den totala transporten av näringsämnen via åarna var normal eller något lägre än normalt under 2010. Mest nederbörd föll under sommar och senhöst vilket innebar att näringstillförseln till Hanöbukten var högre under dessa delar av året. Resultat från trendanalys på vattendragens näringstransporter visar dock att trans-

porten varken ökat eller minskat tydligt under perioden 1989-2010. Däremot har utsläppen från industri och kommunala reningsverk generellt minskat avsevärt under samma period, både med avseende på kväve och fosfor. Ett exempel är Aarhus Karlshamn Sweden AB som under 2010 installerade onlinemätning i sitt bioverk, vilket resulterade i att kväveutsläppen minskade till knappt en sjättedel av medelvärdet för åren 2007-2009. Ett undantag är kväveutsläppen från Mörrums bruk, som istället ökat. Under 2010 kom ungefär 92 % av det uppmätta kvävet via vattendragen. Motsvarande värde för fosfor var 69 %. En fjärdedel av de uppmätta utsläppen av fosfor kom från skogsindustrin. Även om den mätbara belastningen av näringsämnen minskar på sikt kan det att ta lång tid att notera effekterna i kustvattnet, kanske framförallt vad gäller fosfor, eftersom stora mängder ligger ansamlade i botten-

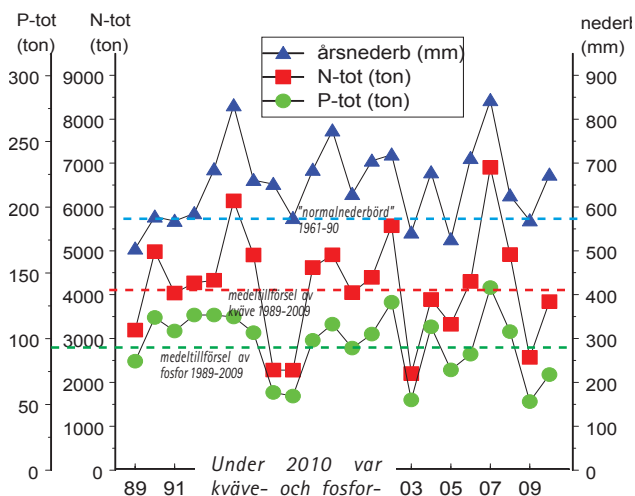


Sex stora vattendrag mynnar i Hanöbukten och bidrar i hög grad till den samlade belastningen på kusten.

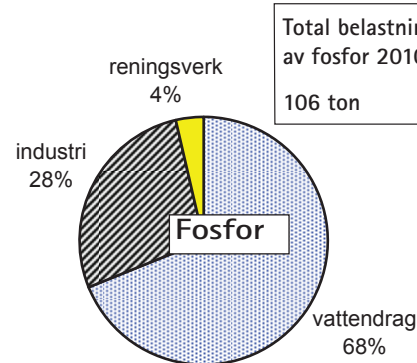


Total belastning av kväve 2010 :  
4 175 ton

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

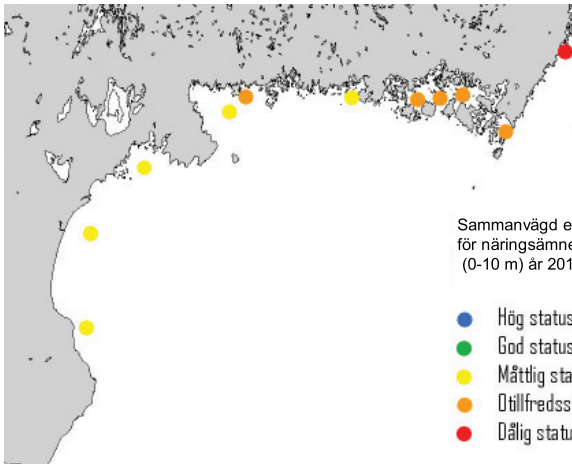


Under 2010 var kväve- och fosfortransporten via vattendragen normala, eller något lägre än genomsnittet för perioden 1989-2009



Total belastning av fosfor 2010 :  
106 ton

sedimentet och förs upp i fria vattenmassan vid uppvällning av kallt bottenvatten.



Näringsituationen i Hanöbukten var 2010 relativt långt från det uppsatta målet "god ekologisk status 2021"

## Minskande fosforhalter längs kusten 2010

Utvecklingen i Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten präglades under 2010 av fortsatta minskningar av fosforhalten som nu börjar närma sig de nivåer som rådde i början på 2000-talet. Totalfosforhalten var också relativt låg under 2010 jämfört med de senaste fem åren, men är inte nere i nivå med de halter som rådde innan den markanta ökningen som inträffade vintern 2004/2005.

Halten av oorganiskt kväve var normal eller under det normala under året, utom i samband med stor sötvattenpåverkan vid några stationer och tillfällen.

Den klassning som gjorts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar på genomgående sämre status m.a.p. fosfor än kväve längs Blekingekusten och i västra Hanöbukten. 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.

Syrgasförhållandena i bottenvattnet var över lag mycket bra i Blekinge och västra Hanöbuktens kustvatten under 2010 och den ekologiska statusen var genomgående hög.

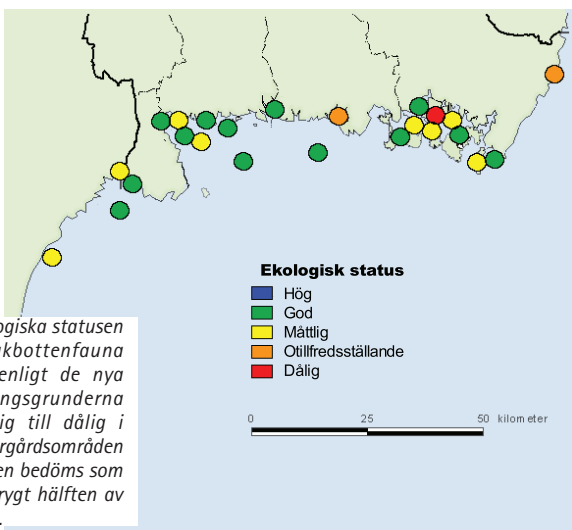
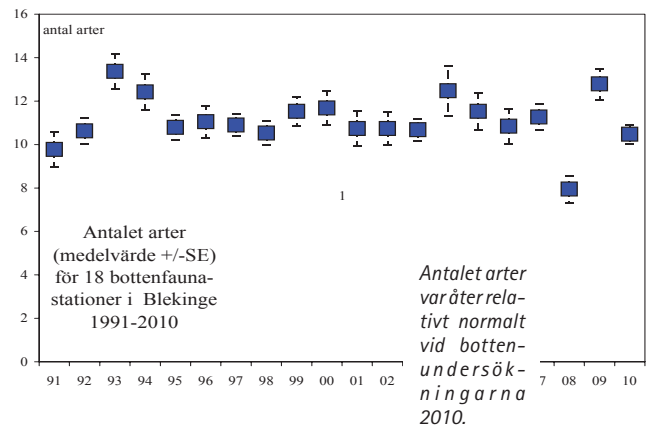
Vårblomning av växtplankton inföll 2010 i huvudsak mellan måttillfällena under våren och kan därför inte ses i mätresultaten. Under sommaren-hösten kan man däremot se högre klorofyll a-halter än normalt främst i juli och i september på flera stationer.

## Relativt lite djur i Hanöbuktens botten under 2010

Mjukbottenundersökningarna 2010 genomfördes mellan 27 maj och 2 juni. Djur påträffades vid samtliga 24 stationer. Sedan 2009 har det skett storskaliga förändringar i djursamhällena i Blekinge och Sydöstra Skåne. Individtätheten per lokal (abundansen) har gått ner från i medeltal 2300 till 1350 per kvadratmeter. I genomsnitt tolvhundra individer per lokal hade försvunnit och 255 hade tillkommit så nettoförlusten blev ca 950.

I storlek påminner denna förändring om vad som hände mellan 2007 o 2008 och som sedan till stor del åter-

ställdes till 2009. Hälften av nedgången till 2010 bestod av djur som tillfälligt befinner sig i mjukbottensystemet i anslutning till kringdrivande alger, t. ex. märlor av släktet *Gammarus*, blåmusslor och den lilla gråsuggan *Jaera albifrons*. Andra stora grupper bestod av den i antal ofta varierande, men ändå som tålig betecknade sandmasken *Pygospio elegans* och gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*). Ingen av de ovan nämnda arterna betecknas som känsliga för störning av föroreningar och kan sannolikt förväntas öka i proverna igen framöver. Den som känslig betecknade vitmärulan (*Monoporeia affinis*) har minskat ytterligare till lägsta medeltätheten hittills, samtidigt som den försvunnit från flera lokaler. Denna typ av storskalig nedgång är känd från norra Östersjön och från havsområdena norr om Åland. Vitmärulan får höga poäng vid beräkning av faunasamhällets ekologiska status (BQI) så förändringar i



Den ekologiska statusen för mjukbottenfauna klassad enligt de nya bedömningsgrunderna är måttlig till dålig i några skärgårdsområden medan den bedöms som god på drygt hälften av lokalerna.

förekomst av arten ger kraftigt utslag i BQI. Statusklassningen för vitmärulan är framtagna längre norrut i Östersjön där vitmärulan har en stabilare förekomst och där en förändring av arten också kan tänkas indikera en verklig förändring av bottenfaunas status. I Blekinge-Skåne-området varierar dock vitmärulan till synes mer slumpmässigt och inte tydligt kopplat till mänsklig aktivitet eller klimat. Avgörande förändringar av BQI, både uppåt o nedåt, på grund av ändringar i förekomsten av vitmärula bör därför tolkas med försiktighet.

De storskaliga förändringar i bottenfaunasamhällena som förekommit vid Skåne-Blekinges mjukbottenlokaler kan inte ges någon entydig förklaring utöver klimatfaktorer och biologiska faktorer.

Den ekologiska statusen klassades som god på drygt hälften av lokalerna, medan den bedöms vara måttlig till dålig i några skärgårdsområden.

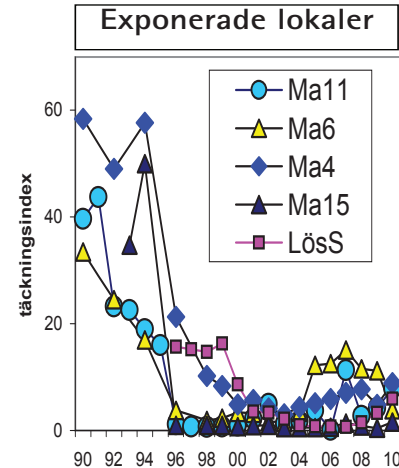
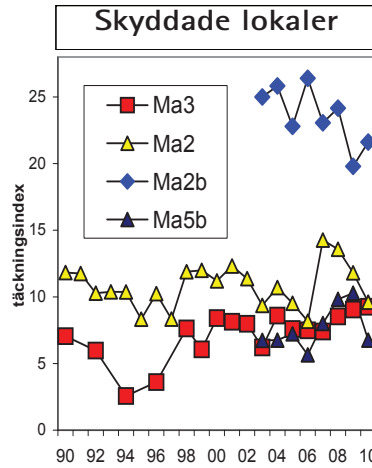


## Generellt inga stora förändringar i tångsamhällen under 2010

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 2010 på 11 av de 17 lokalerna i Hanöbukten vilket är en minskning med en lokal sedan 2009. Vid MA6, utanför Tärnö märktes 2010 en minskning av mängden tång i den mest strandnära delen av transekten. Utbredningen på djupet var dock densamma som tidigare år

Mängden påväxtalger på tången var överlag ganska liten under 2010. Det finns ingen uttalad trend för mängden epifyter under de gångna åren.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2010 var kvävebegränsad på de flesta av de provtagna lokalerna. Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på några lokaler och även totalt i Blekinge de senaste 20 åren, ffa beroende på ökande fosforhalter. 2010 noterades högre kvoter än 2009, ffa beroende på ett högre innehåll av kväve i tången. Analyseras de 10 senaste åren märks under denna period en ökande trend för kväveinnehållet på fyra undersökta

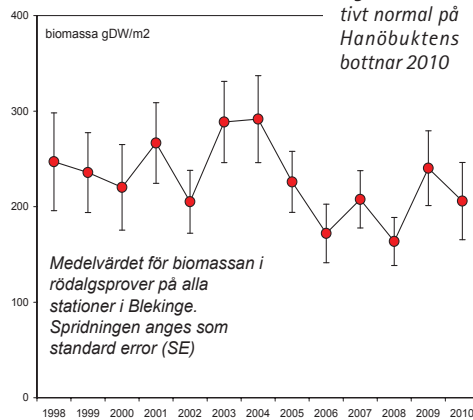


### TÄCKNINGSEX

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 röd-alger var relativt normal på Hanöbukten botten 2010



lokaler, och tendenser till ökande kväve/fosfor-kvoter på flera av stationerna.

Mängden i Västra Hanöbukten var ullsläke, *Ceramium tenuicorne* den dominerande arten, istället för fjäderslick eller gaffeltång som annars ofta dominerar rödalgsamhället i Hanöbukten. I Karlskronabassängen har rödalger successivt ökat vilket kan vara ett tecken på mindre mängd partiklar i vattnet.

perioden 1998-2010.

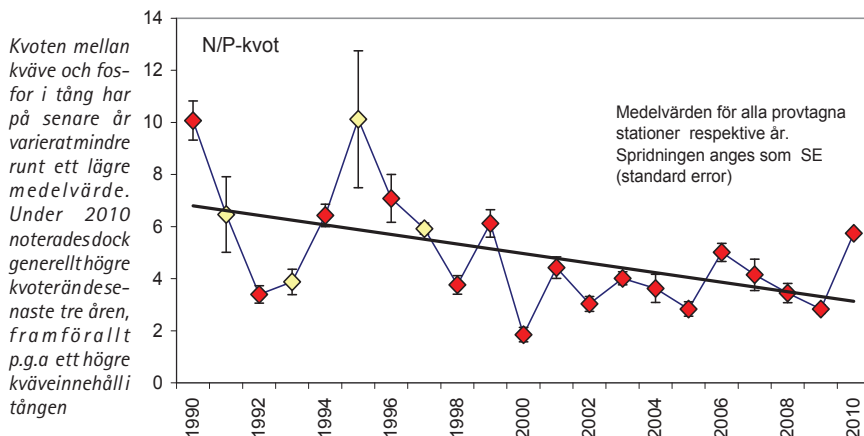
Under 2010 var mängden rödalger relativt normal jämfört med hela den provtagna perioden. På flera av de provtagna stationerna var mängden rödalger dock betydligt mindre än 2009. På vissa lokaler i Västra Hanöbukten var ullsläke, *Ceramium tenuicorne* den dominerande arten, istället för fjäderslick eller gaffeltång som annars ofta dominerar rödalgsamhället i Hanöbukten. I Karlskronabassängen har rödalger successivt ökat vilket kan vara ett tecken på mindre mängd partiklar i vattnet.

## Tånglaker i god kondition

Tånglaker i utsläppsområdena till mas-sabruken i Nymölla och Mörrum bedöms inte vara negativt påverkade av utsläppen 2010. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Lägre relativa levervikter noterades dock vid båda recipienterna till Mörrums bruk, samt vid en av recipienterna till Nymölla. Skillnaderna kan bero på naturliga skillnader i miljöförhållande, såsom t ex näringsbelastning, på lokalerna, men det kan inte helt uteslutas att en exponering för avloppsvatten från bruken orsakat den lägre relativa levervikten i dessa recipienter.



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. Under 2010 noterades dock generellt högre kvoter än senaste tre åren, framförallt p.g.a ett högre kväveinnehåll i tången

tyder på en större näringsbelastning vid dessa lokaler. 2010 förekom stora mängder musslor (*Cerastoderma hauniense*) och snäckor (*Hydrobidae*) på de skyddade lokalerna MA3 och MA5. Generellt märktes höga artantal i tången 2010. Såväl antal som biomassa av djur i tången på vågexponerade lokaler minskade under

## Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten - 2010 års resultat i korthet

- \* Under 2010 belastades Hanöbukten med måttliga till normala mängder näringsämnen för provtagningsperioden 1989–2010. Mängden nederbörd var något större än den normala och föll framförallt under sommar och senhöst.
- \* 2010 präglades Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten av minskande fosfathalter. Även totalfosforhalten har varit relativt låg under 2010 jämfört med de senaste fem åren. Nytilskottet av fosfor från mätbara källor uppvisar en minskande trend under perioden 1990–2010.
- \* Näringssituationen i Hanöbukten bedöms trots allt vara långt från det mål som eftersträvas till 2021.
- \* Generellt har bottendjurens artantal och individantal minskat något, medan biomassan däremot ökat något jämfört med 2009.
- \* 2010 fortsatte havsborstmasken *Marenzelleria sp.* öka i antal. Läget för den tidigare så vanliga havsborstmasken *Hediste (tidigare Nereis) diversicolor* var 2010 oförändrat relativt lågt.
- \* Mängden östersjömusslor som var låg på flertalet stationer 2008 och 2009 visade en antydning till återhämtning under 2010.
- \* Bedömningsgrunderna för mjukbottendjur visar att den ekologiska statusen bedömdes som god i endast drygt hälften av de provtagna lokalerna. 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 2010 på 11 av de 17 stationerna i Hanöbukten vilket är en minskning med en station jämfört med 2009. 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 även om en tendens till ökande kvävehalter finns i tången de senaste 10 åren.

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 Cooloing 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 2011:6  
från undersökningarna 2010. Undersökningarna är utförda  
av Linnéuniversitetet, SMHI och Toxicon.

TEXT Susanna Andersson, Roland Engkvist, Stefan Tobiasson, Anna  
Edman och Anders Sjölin  
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.

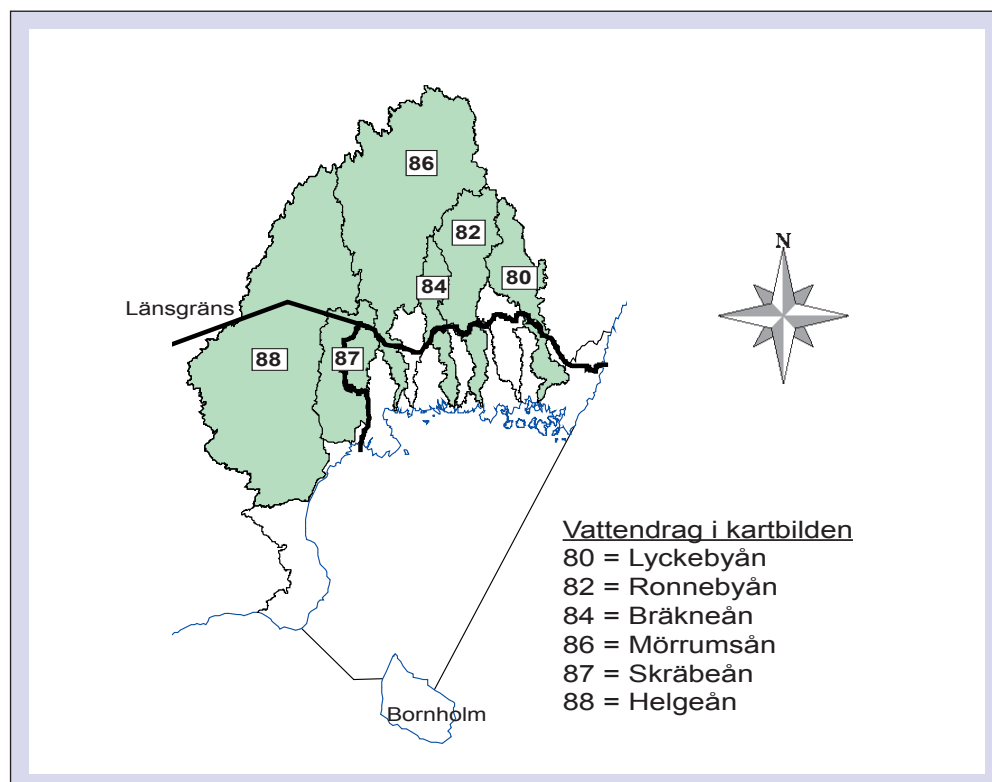
Under 2010 genomfördes samordnad recipientkontroll i Blekinge och västra Hanöbukten enligt de program som fastställdes 2003. Kontrollen har omfattat fysikaliska/kemiska parametrar i vatten, biologiska undersökningar av bottendjur och makroalger samt fiskfysiologi för tånglake. Metoder och stationsnät 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 ALS Scandinavia AB. 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 2010

## 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 bottenarna 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.

Vattenföring och närsalttransporter från Helgeån 2010 framgår av figur 1. Transporten av såväl kväve som fosfor var koncentrerad till våren och slutet av året. Totalt var transporten av näringsämnen normal (N), eller något lägre (P) än medelvärdet för de senaste 20 åren. Under perioden 1990-2010 har Helgeåns transport av fosfor tenderat att minska 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 2010 (jämfört med 2000-2009). Enda undantaget från detta var i januari då både kväve och kiselhalterna var höga samtidigt som salthalten var lägre än normalt. Med andra ord var påverkan av sötvatten större än vanligt vid mättillfället i januari. Bedömningsgrunderna visar på god respektive måttlig status m.a.p. oorganiskt kväve, vilket även

gäller för totalkväve.

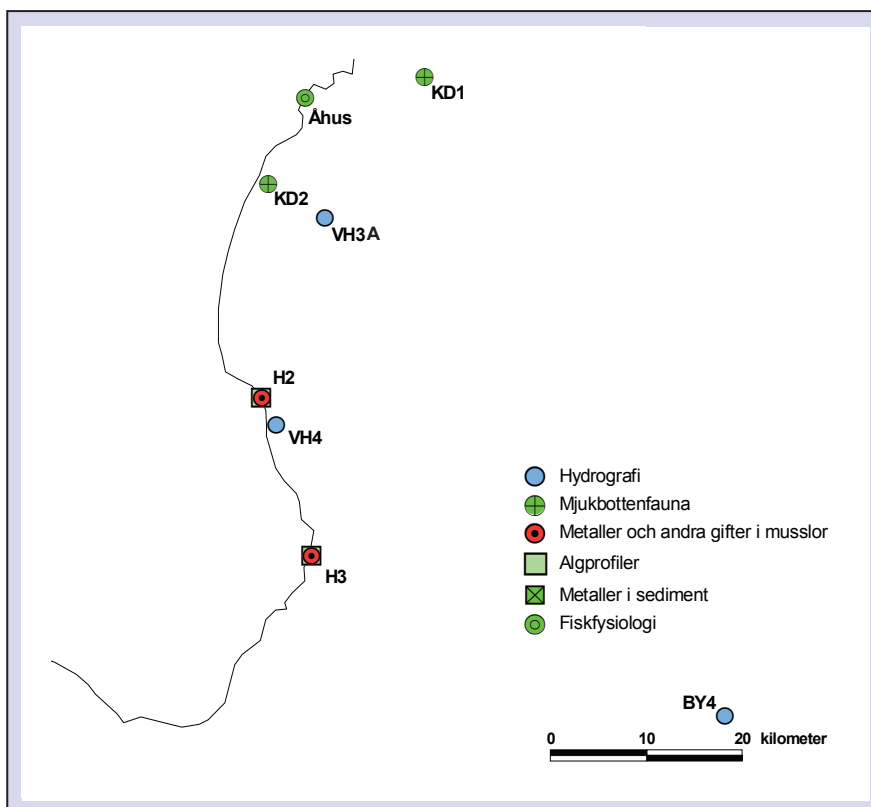
I Figur 2 ses att vinterpoolen av fosfat (topparna i figuren) i området har fortsatt att minska sedan rekordvintern 2004/2005. 2010 var vintervärdena av fosfat åter nere i nivå med början av 2000-talets värden. För totalfosforhalten har vintervärdena legat kvar på en hög nivå i början av 2010, men däremot varit låga under resten av året. Trots nedgående fosfathalter blir statusen i området fortfarande otillfredsställande eller måttlig m.a.p. fosfor.

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

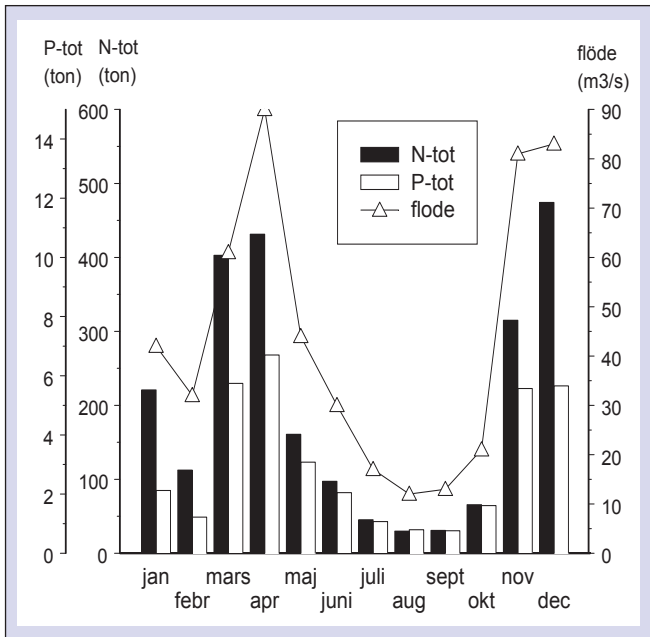
Siktdjupet under sommaren låg på 6 – 7 m, vilket innebär måttlig status enligt bedömningsgrunderna. Högst siktdjup under året uppmättes till 15 m i maj och som lägst uppmättes 4 m i samband med sötvattenpåverkan i januari.

Uppmätta syrgashalter i bottenvattnet under året visar höga och bra värden. Lägsta syrgashalt i bottenvattnet under året var 6.8 ml/l i september, vilket innebär att statusen i området klassas som hög.

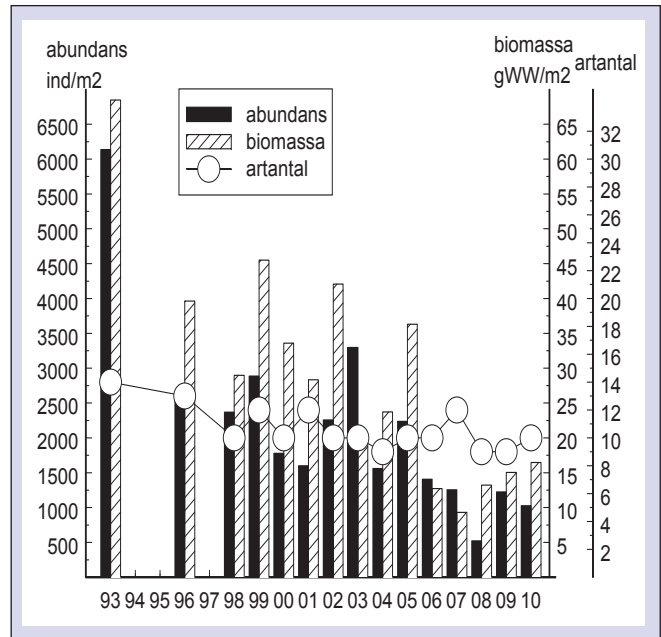
En bottenfaunastation (KD2) med relativt grov sandbotten belägen SO om Åhus och en annan (KD1) med finare sand belägen i Valjevikens mynning, provtas sedan 1993. Vid båda lokalerna har biomassa av djur i flera år varit låg (figur 3). Det är inte ovanligt med låg djurbiomassa i botten med grov sand, som vid KD2, men nivån de senaste åren måste betraktas som låg. Flera andra stationer i Hanöbukten med liknande botten har dock också haft låg djurbiomassa vid några mättillfällen. 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 domineras i antal av fåborstmaskarna (*Oligochaeta*) och den rörbyggande sandmasken (*Pygospio elegans*, gruppen havsborstmaskar). Dessa båda taxa har dock här, liksom vid många lokaler i Blekinge gått tillbaka sedan 2009. Det synes vara en, kanske klimatpåverkad, trend i hela området. KD1 o KD2 är de



Karta 2 Provtagningsstationer i vattenområdet Västra Hanöbukten.



Figur 1 Flöde och näringsämnestransport i Helgeå 2010



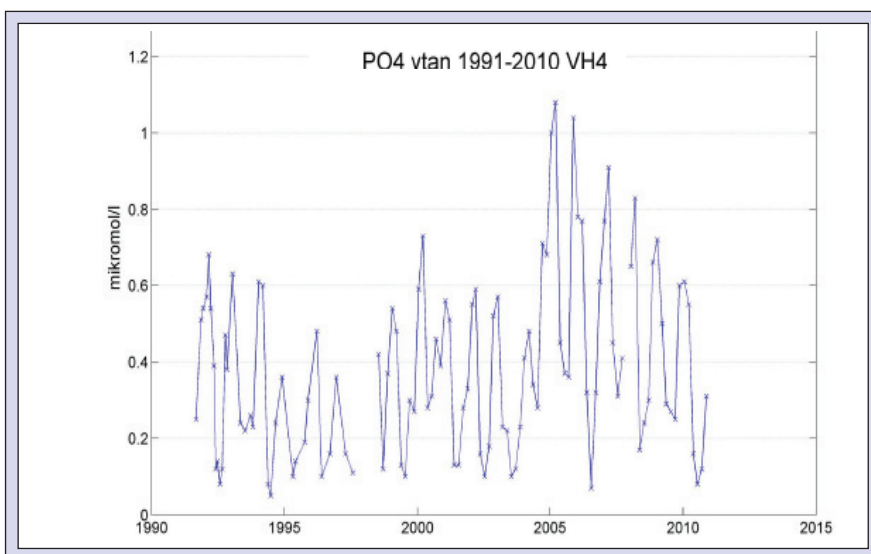
Figur 3 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation KD2 under åren 1993-2010.

enda lokalerna i hela programmet som har bestånd av den mikroalgsbetande sandmärlan (*Bathyporeia pilosa*). Biomassor och abundanser har legat relativt stilla de senaste åren (figur 3, 9 och 50). Sett över alla år som provtagning skett har dock 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 (*Hediste diversicolor*) återkom 2008 och fanns kvar 2010 fast i mycket lågt antal. På grund av de låga

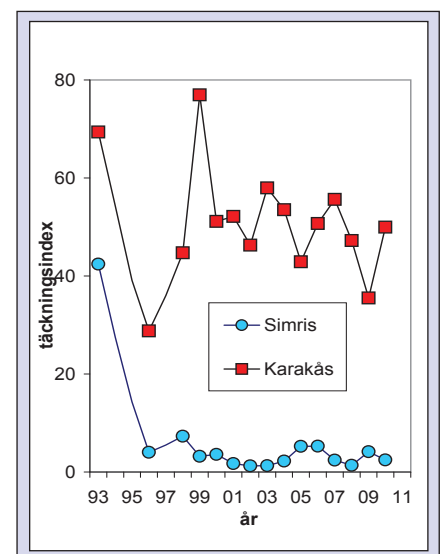
abundanserna klassas KD2:s ekologiska status som måttlig enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (se bilaga 10) medan KD1 med sitt rikare samhälle fått beteckningen god status.

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 2010 fortfarande mycket dålig. Vid Karakås (H2), där det förekommer mer tång, var täckningsgraden relativt hög, från 2,4m djup täckte tången 75%, vilket gav ett

högre tångindex jämfört med 2009. 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 betydligt 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 mer liknade det vid stamprofilen, med undantag av att täckningsgraden nära ytan minskat betydligt

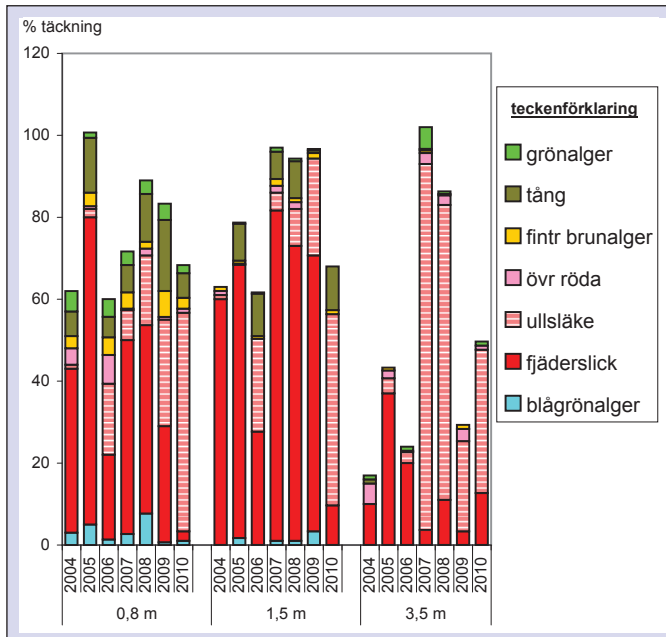


Figur 2: Halten av fosfat ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station VH4 under åren 1991-2010.

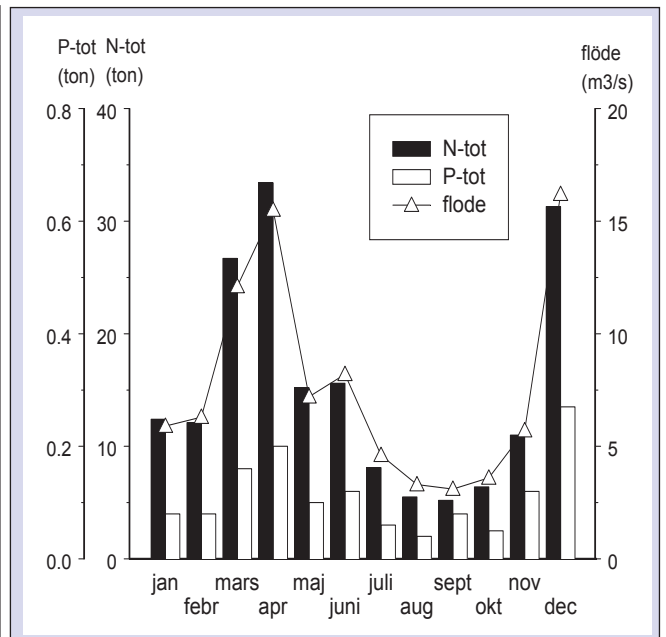


Figur 4 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårbottenkapitlet s 43) på två stationer i v Hanöbukten under perioden 1990-2010.





Figur 5 Täckningsgrad för olika alggrupper vid Simris 2004–10. 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 2010.

sedan 2009 (figur 56).

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 2010 rödalgen ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) på samtliga djup (figur 5). Tidigare år har fjäderslick, *Polysiphonia fucoides* dominerat i de två grundare rutorna. Det är vanligt att dessa två arter alternerar som dominanta på grunda hårdbottnar i Östersjön även om fjäderslick vanligtvis är den dominerande

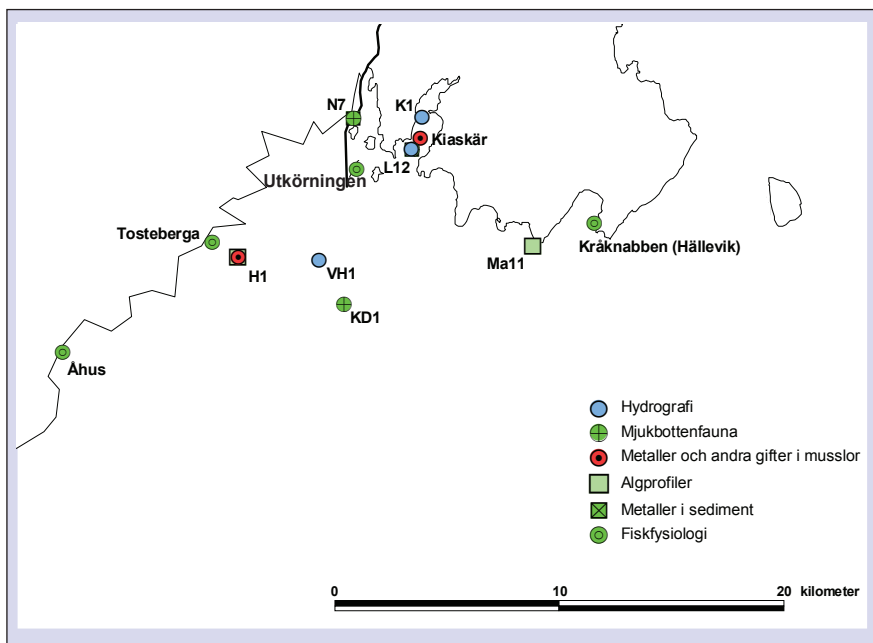
arten på 3 m djup. Ullsläke betraktas normalt som mer gynnad av en ökad näringsnivå. Såväl artantal och total täckningsgrad i algsamhället tenderar att minska under perioden 2003-2010, vilket antyder att algsamhället vid Simris har blivit alltmer utarmat under de år provtagning har skett.

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. Det totala artantalet har ökat på det mellersta djupet (2,5 m) de

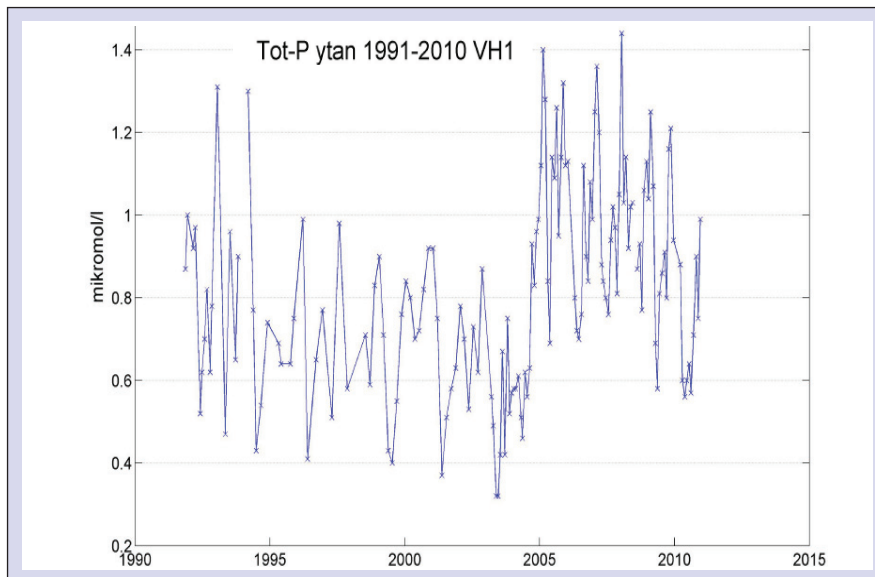
senaste sju åren. På de grundaste nivåerna (0,8 och 2,5 m) har täckningsgraden av fintrådiga brunalger ökat enligt trendanalys. Algsamhället vid Karakås uppvisar inga tecken på störning. Den ekologiska statusen för algsamhällena klassades enligt bedömningsgrunderna som hög vid Karakås, och god vid Simris, trots att förekomsten av tång här var mycket låg. För fler figurer hänvisas till hårdbottingen omgången på sidan 42.

## 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 näringsämnestransport under 2010 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



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 1991–2010.

stort. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 3.

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 halter av oorganiskt kväve under 2010, med undantag av april då halten var över det normala till följd av tillförsel från land med vårflooden. Enligt bedömningsgrun-

derna var statusen god eller måttlig.

Fosfathalten var lägre än normalt under större delen av 2010, jämfört med 10-årsperioden 2000–2009. Fosfathalterna följer i huvudsak samma utveckling som längre söderut i västra Hanöbukten, d.v.s. de har fortsatt att minska och är nu åter nere i nivå med början av 2000-talets värden. Totalfosforhalten har också minskat jämfört med föregående 5 år, men är inte nere i nivå med början av 2000-talets värden, se Figur 7. Trots nedgående fosfathalter blir den ekologiska statusen i området fortfarande otillfredsställande m.a.p. fosfor.

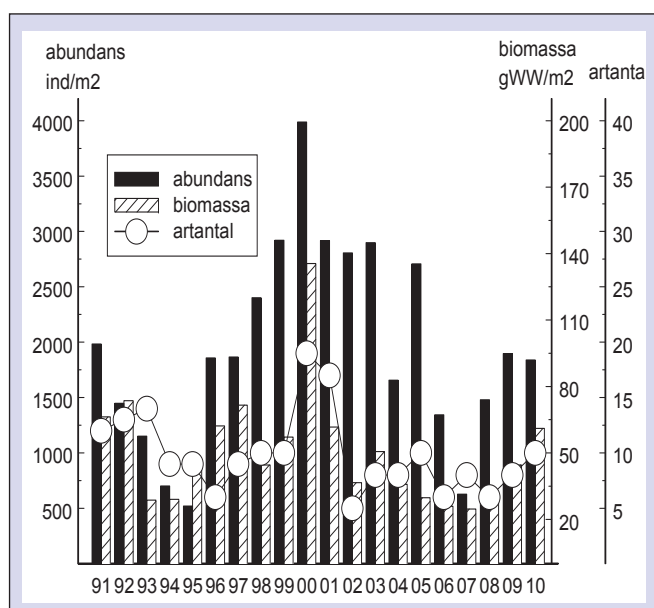
Mätresultaten i september från station

K1 och L12 uppvisade, till skillnad från VH1, hög totalfosforhalt. Station L12 och K1 provtas enbart i september och resultaten kan därför inte utvärderas enligt bedömningsgrunderna.

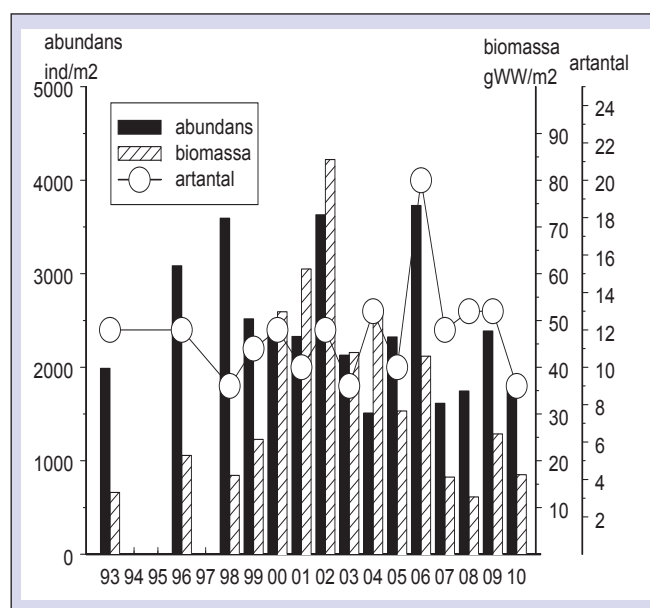
Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen i området avseende näringsämnen blir därmed måttlig status. Siktdjupet under sommaren varierade från 8 m till 10 m vid VH1. Detta innebär god status. Lägst siktdjup uppmättes i september-oktober. Vid K1 var siktdjupet endast 1 m i september. Syrgashalten i bottenvattnet höll sig över 7 ml/l hela året och statusen var hög.

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)). På provpunkten i Valjeviken (N7) fanns 2010 9 (förra året 11) arter och biomassan ökade något (figur 8) och på L12 fanns 14 (förra året 16) arter. De föroreningståliga 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. Biomassan på L12 har varierat mellan åren men ändrades inte till 2010. Mängden rovbormaskar (*Hediste diversicolor*) är fortsatt lågt, men följer ett geografiskt allmänt mönster.

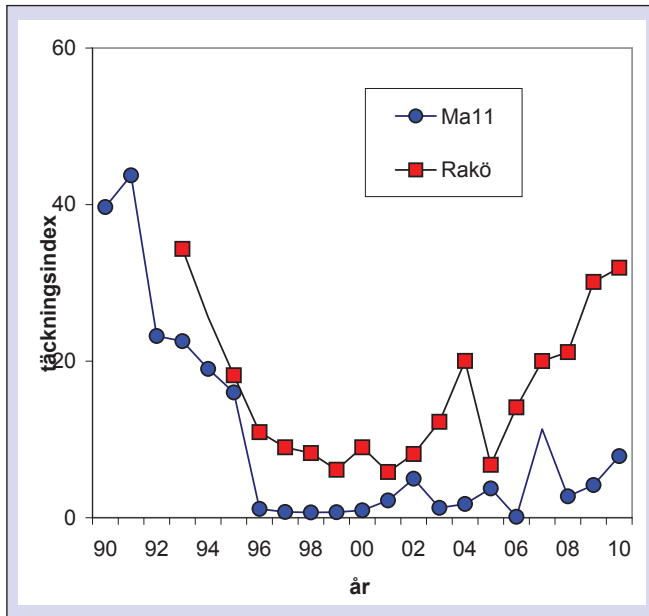
I vattenområdet finns även en station



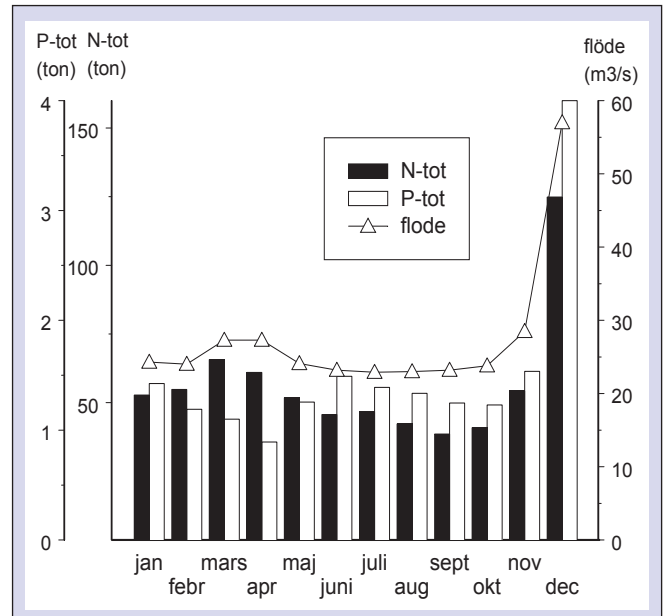
Figur 8 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation N7 under åren 1991–2010.



Figur 9 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation KD1 under åren 1993–2010



Figur 10 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårbottenkapitlet s 43) vid Rakö och Björknabben (Ma11) under perioden 1990-2010.



Figur 11 Flöde och näringsämnestransport i Mörrumsån 2010.

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, figur 52). Biomassaförändringarna förklaras ofta av sandmusslans (*Mya arenaria*) varierande vikt. Sedimentet på platsen är fast och trots extra tyngder på provtagningsskopian 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 alltså kan förklara varför biomassan varierat en del mellan åren. Typdjuren *Pygospio elegans* och *Oligochaeta* följde en allmän trend neråt medan den mikroalgsbetande märklan *Bathyporeia pilosa*, ökade i antal. Artsammansättningen vid lokalen liknar den vid närliggande KD2 utanför Åhus och M1 i Pukaviksbukten (se figur 53). Kanske på grund av ett relativt finkornigt sediment har KD1 lite större individantal och lokalen fick god status enligt BQI (se bilaga 10). Sammantalet finns det inget i de utförda undersökningarna som antyder att området påverkas negativt av utsläpp annat än av goda ämnen.

Algprofilen vid Rakö (H1) kompletteras 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 tånggråsguggor (*Idotea* spp). 2005 hade mängden tång i profilen minskat avsevärt men de senaste åren har ett nytt tångbestånd etablerat sig (figur 10) och 2010 var mängden tång i samma nivå som 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 ökat sin täckningsgrad och fått mindre påväxt av blågröna bakterier. Mängden trådformiga alger som till exempel grönslick (*Cladophora glomerata*), brunalgerna smalskägg (*Dictyosiphon foeniculaceus*), trådslick, (*Pilayella littoralis*) och sudare (*Chorda filum*) förekom i relativt höga täckningsgrader 2010. Tången dominerade dock fortfarande i det grundaste området. Överlag antyder utvecklingen vid Rakö mycket glädjande att situationen har blivit bättre under senare år. För figur på artsammansättning i rutorna hänvisas till hårbottenomgången på sidan 42.

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 2010 fanns ett relativt tätt tångbälte på grunt (0,5m) vatten. Djursamhället i tången dominerades liksom tidigare av tånggråsguggor (*Idotea baltica*) och märkräftar (*Gammarus* sp.) som båda är potentiella betare på tången.

Vid besöket 2010 var djurens antal och biomassa i samma nivå som 2009, 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. Rödalgsamhället på 6 m djup dominerades liksom tidigare av gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*). Mängden rödalger var 2010 relativt låg. Någon långsiktig trend finns inte, men biomassorna ligger i nivå med dem på liknande stationer.

Enligt de nya bedömningsgrunderna var statusen på lokalen hög.

Under 2010 gjordes, liksom tidigare år, fiskfysiologiska undersökningar i utsläppsområdet för Nymölla bruk. Tångläkar uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning.

### 1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn

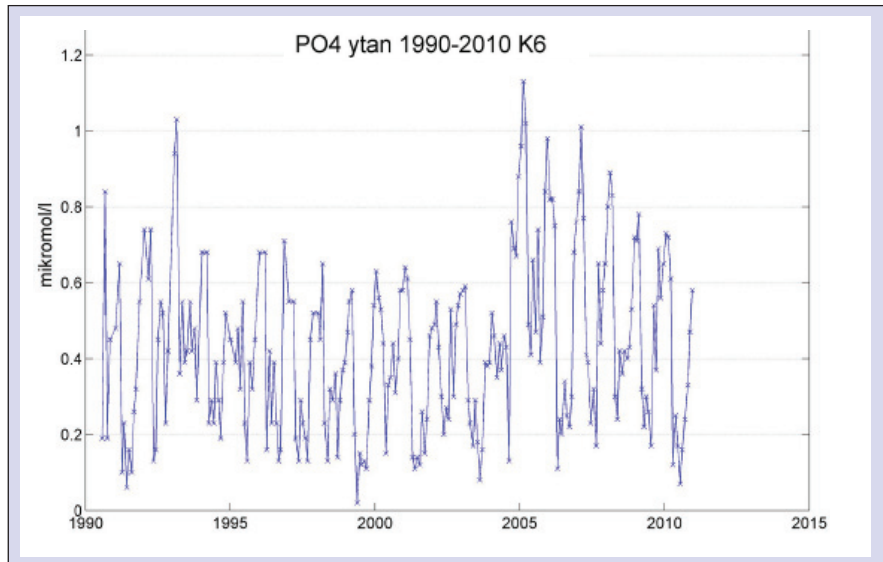
Pukaviksbukten är tämligen öppen ut mot havet och vattenomsättningen måste därmed betraktas som god. Det är endast i den inre delen in mot Pukavik som vattenutbytet är något begränsat. Bottnarna i Pukaviksbukten består därför med något undantag av finsand eller sand. I Pukaviksbukten mynnar Mörrumsån, Blekinges största vattendrag. Här finns också länets största fosforutsläpp (Södra Cell Mörrum). I figur 11 visas flöde och transport av närings-

ämnen via Mörrumsån 2010. Transporten var relativt låg under våren, och var som högst i december. Transporten av både kväve och fosfor var lägre än medelvärde för åren 1990-2009 men trots det tenderar transporten av såväl kväve som fosfor att öka under perioden. 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 Stårnö 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 ett vattendrag (Mieån) i hamnen. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 4.

En markant minskning av kvävebelastningen från AarhusKarlshamn Sweden AB märktes 2010, efter att företaget installerat onlinemätning i sitt bioverk. Kväveutsläppen minskade med hela 84 % 2010 jämfört med medelvärdet för de senaste tre åren.

Både station K6 och K7 uppvisade under 2010 normala eller lägre halter än normalt (jämfört med 2000-2009) av oorganiskt kväve. Vid K7 i Karlshamnsfjärden är så gott som alltid kvävehalterna högre än vid K6 i Pukaviksbukten eftersom K7 ligger närmare land och därmed är mer påverkad av sötvattentillförsel från Mörrumsån. Denna påverkan av sötvatten syns mycket



Figur 12: Halten fosfat ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K6 under åren 1990-2010.

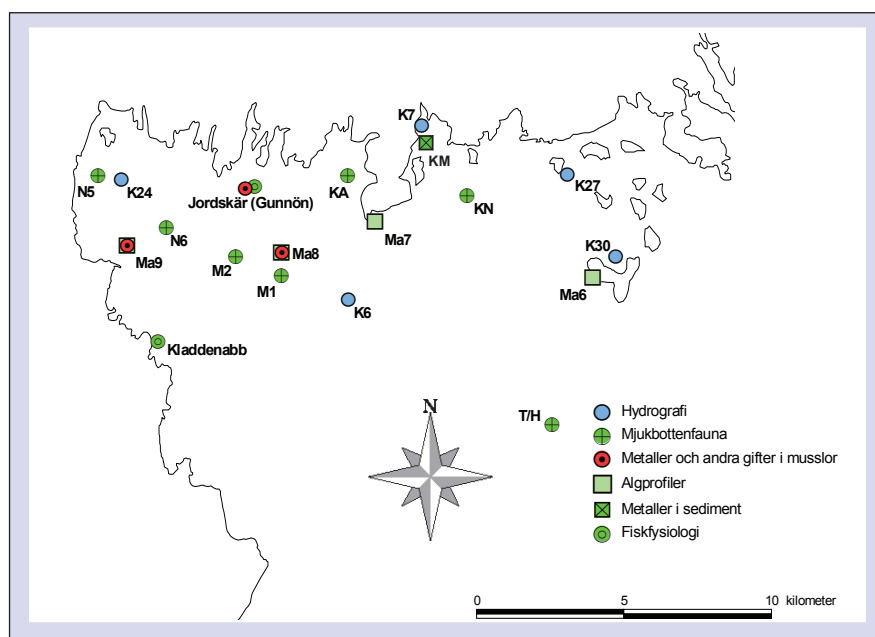
tydligt vid K7 i september med ett tydligt utsötat ytskikt och förhöjda kväve- och silikathalter. Den ekologiska statusen m.a.p. kväve i området varierade från god vid K6 till otillfredsställande vid K7.

Fosforhalterna vid K6 i Pukaviksbukten följer samma mönster som norra delarna av västra Hanöbukten (VH1) med fortsatt minskande fosforhalter som nu åter är nere i nivå med början av 2000-talets värden, se figur 12. Även totalfosforhalten har minskat under 2010 jämfört med föregående 5 år. Vid K7 i Karlshamnsfjärden är variationen större från år till år och några tydliga mönster är svårare att se. Under 2010 har fosforhalten varit låg här, medan totalfosforhalten legat förhål-

landevis högt med en årstoppnotering på  $3.6 \mu\text{mol/l}$  i samband med algblomning i juli, se Figur 13. Den ekologiska statusen m.a.p. fosfor varierade från måttlig vid K6 till dålig vid K7.

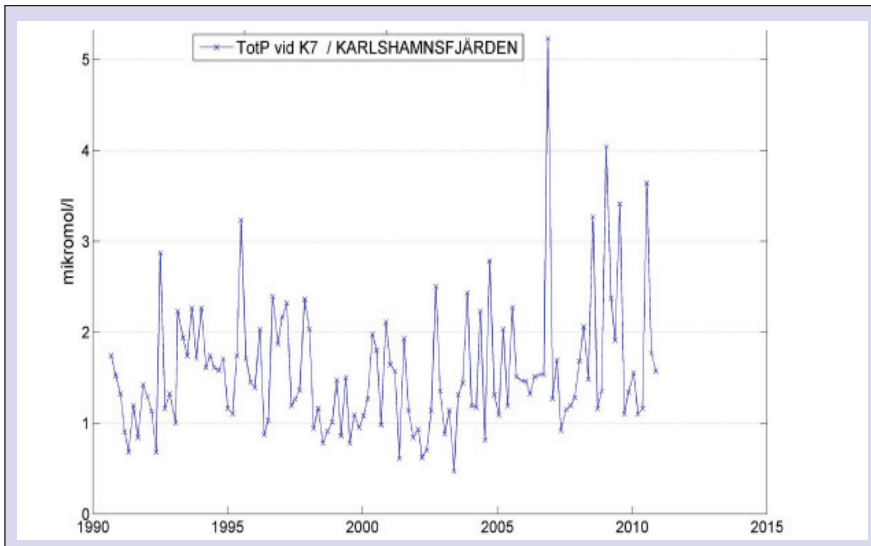
Näringsituationen ser därmed sämre ut inne i Karlshamnsfjärden (K7) än ute i Pukaviksbukten (K6). Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen i området avseende näringsämnen visar på måttlig status i Pukaviksbukten och otillfredsställande status i Karlshamnsfjärden. Station K24 i området provtas endast i september och resultaten kan därför inte utvärderas enligt bedömningsgrunderna. Sikt djupet i området varierade under sommaren från  $3.5 \text{ m}$  vid K7 i juli till  $9 \text{ m}$  vid K6 i augusti, vilket innebär otillfredsställande respektive god status. Lägsta sikt djupet under året var  $3 \text{ m}$  vid K7 i september i samband med stor sötvattenpåverkan i ytskiktet. Syretillgången i bottenvattnet i området var god och statusen hög. Som lägst uppmättes  $5.9 \text{ ml/l}$  vid K6 i augusti, vilket är normalt.

Bottenarna i Pukaviksbukten består, som tidigare konstaterats, nästan uteslutande av sand. Detta avspeglar sig även i bottenarnas djursamhällen som domineras av sandrörsbyggande havsborstmaskar (*Pygospio elegans*), små fåborstmaskar (*Oligochaeta*) vilka dock följt en allmän trend för hela området och minskat kraftigt, samt östersjömusslor. Djursamhällets struktur styrs för övrigt i hög grad av djupet och i Pukaviksbukten antyder artsammansättningen låg grad av förorening. Station N6 är den lokal i området som tydligast förändrats de senaste åren. Antalet djur var lågt och djursamhället dominerades av stora öst-



Karta 4 Provtagningsstationer i vattenområdet Pukaviksbukten och Karlshamn.



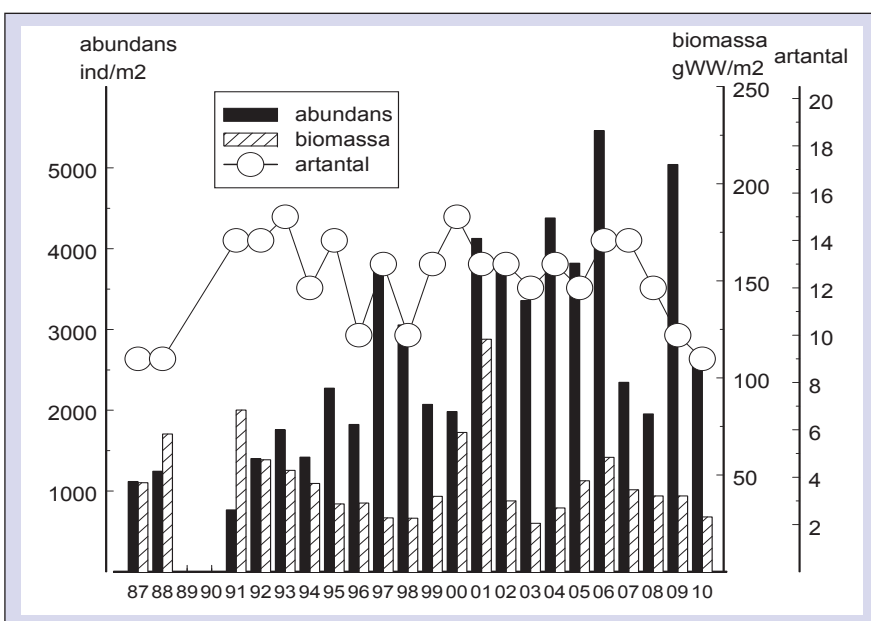


Figur 13: Halten Totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K7 under åren 1990–2010.

ersjömusslor. En stor del av förklaringen finner vi då vi studerar sedimentet vars halt av organiskt material kan variera mycket mellan åren. Uppenbarligen sker det tidvis inlagring av organiskt material som därefter transporteras vidare varvid livsmiljön förändras. De senaste tre åren har sedimentets organiska halt minskat från 10,2 % till 1,8 %, dvs lokalen har förvandlats från ackumulationsbotten till erosionsbotten (bilaga 7). Stora östersjömusslor minskade men en sannolikt tillfällig ökning av arter från hårda bottenar såsom märlor av släktet *Gammarus* gjorde att lokalens ekologiska status gick upp till strax ovanför gränsen mellan måttlig och god (Bilaga 10). Notera hur lokalen varierat sitt BQI mellan åren, till följd av

det varierande sedimentet.

Den grunda stationen N5, innerst i Pukaviksbukten har egentligen ett sandigt sediment, men har ändå hållit, en nu utgången, population fjädermygglarver (*Chironomidae*). Lokalen hade 2010 en relativt stor population av havsborstmasken *Marenzelleria* spp, följande en ökande trend för hela Pukaviksbukten. Här finns en signifikant negativ trend (regression,  $p < 0,05$ ) för stora östersjömusslor samtidigt som det förekommer stor rekrytering av samma art. Till 2010 hade lokalen förlorat ca 4 000 individer per kvadratmeter, fr a av gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och sandmask (*Pygospio elegans*). Biomassan av östersjömussla dominerades därför av småmusslor. Den



Figur 14 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation M1 i Pukaviksbukten under åren 1987–2010.

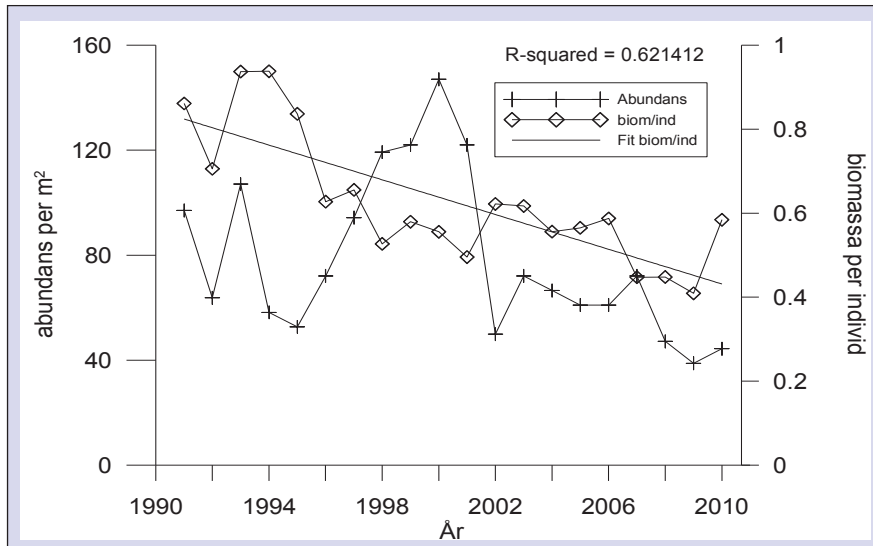
annars i stort tillbakagående rovborstmasken (*Hediste diversicolor*) fanns åter vid lokalen men tusensnäckorna hade åter minskat. Ekologisk status enligt BQI (bilaga 10) låg nära gränsen till måttlig status.

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 några år. Det är framförallt mängden små havsborstmaskar (*Pygospio elegans*) som har fluktuerat mellan åren och till 2010 hade de tappat större delen av detta bestånd. 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 (ex figur 51 o figur 52). Mängden musslor och därmed även den totala biomassan ökade under några år men sjönk sedan igen. Emellanåt är det sandmusslan (*Mya arenaria*) som 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), som har ett mer fin-kornigt och något mer organiskt sediment, har biomassan tidigare under programets gång sjunkit. Den har nu ökat igen på grund av fler stora östersjömusslor. Lokalen har hög diversitet och närvaron av några känsliga arter gjorde att den fick god status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (BQI, bilaga 10).

Lokalen KA, väster om Sternö, i avslutning till Stillerydshamnen, håller, liksom lokal M1, sedan fyra år en ökande population av den "nya" havsborstmasken *Marenzelleria* spp. KA har över åren förlorat nästan alla musslor, och alla individ av havsborstmasken *Bylgides sarsi*. Lokalen har i likhet med många andra lokaler också förlorat hälften av sin population av denna lokaltyps karaktärsart, rörbyggaren *Pygospio elegans*. Att lokalen är avvikande kan utläsas av dess perifera läge i figur 53. Över åren visar lokalen jämnt men lågt BQI (bilaga 10) på gränsen till att betecknas måttlig ekologisk status. Möjligen kan fartygs-trafiken, som går rakt över lokalen, ha en inverkan på sedimentet och därmed på djursamhället.

Det finns bara en bottenfaunastation i området närmast söder om Karlshamn (KN), något rikare än KA. Bottensubstratet på stationen, liksom i hela kustområdet utanför Karlshamn, är sand. Stationen





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

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. Lokalen följer den i Blekinge allmänna trenden med stora minskningar av sandmask (*Pygospio elegans*) och fåborstmaskar (*Oligochaeta*). 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.

Den 39 m djupa utsjölokalen T/H sydväst om Tärnö visade minskande antal för många arter inklusive vitmärla och saltvattensmärlan *Pontoporeia femorata*. Vitmärlan har nu den svagaste förekomst som uppmätts vid denna lokal. Populationen vitmärlor har dock kraschat både i Bottenhavet, Bottenviken och i Norra Östersjön, men där börjat återhämta sig igen. Man har inte hittat någon orsak till nedgången. Kanske finns en koppling till predation från havsborstmaskar och större kräftdjur.

Totala antalet individ vid lokalen ökade dock tack vare ett tillskott av mycket små individ av den sedimentätande havsborstmasken *Marenzelleria* spp så att T/H nu är den lokal i Blekinge som har flest individer av denna art. I och med att det rör sig om rekryter, kan de mycket väl försvinna igen till nästa mätning.

Den rovlevande fjällborstmasken (*Byligides sarsi*) återfanns inte i år. Därmed saknas denna art helt i programmet. Den har dock varit varierande och under 90-talet var den borta under 5 års tid. Arten visar också en starkt nedåtgående trend

vid de nationella provtagningarna kring Utklippan och i Kalmar län. Den tillika rovlevande skorven (*Saduria entomon*) minskade. Båda dessa organismer kan ha drabbats av födobrist på grund av de vikande vitmärlbeståndet. Märkligt nog ökade den rovlevande korvmasken (*Halicryptus spinulosus*) vid T/H.

Populationen av östersjömusla var fortsatt svag, men den visade en tendens till ökad rekrytering och aningen högre biomassa per individ. En längre tids tendens till minskad biomassa per musselindivid (svält?) kan vara bruten (figur 15).

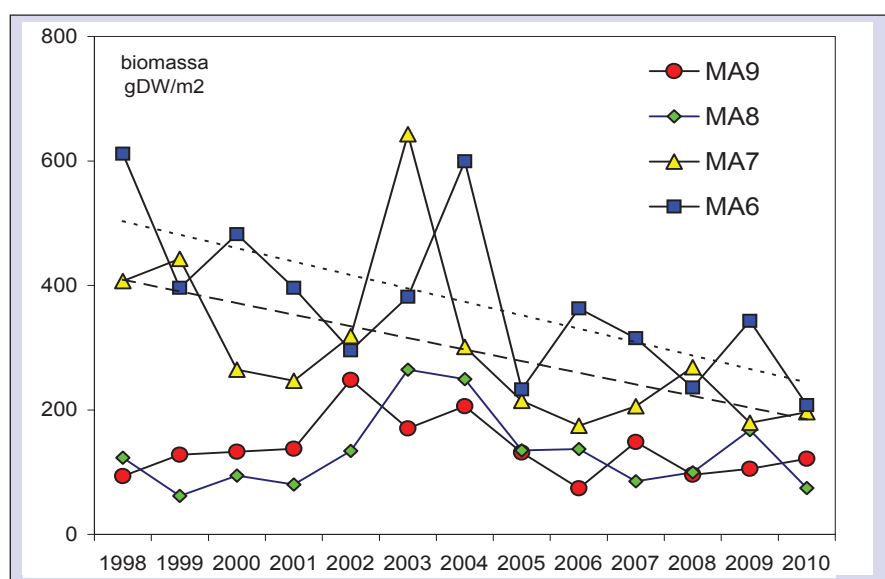
Sammanfattningsvis ökade havsborstmasken *Marenzelleria* spp i hela Pukaviksområdet, medan vitmärlan

minskade. Dessutom minskade de små sandmaskarna (*Pygospio elegans*) och fåborstmaskarna (*Oligochaeta*) tydligt.

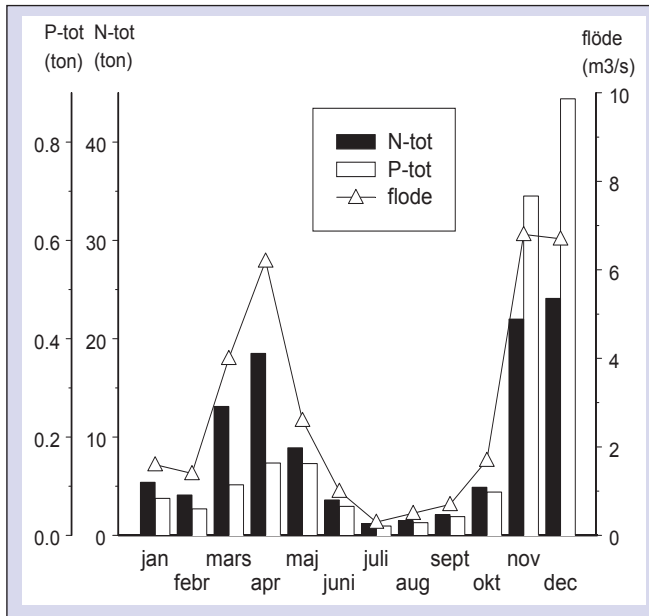
Tångens täckningsindex vid Norrören (Ma9) var i stort sett oförändrad jämfört med 2009. Den har i princip legat på samma nivå de senaste 10 åren och det finns ingen trend som visar att mängden tång har minskat. Däremot har tångens djuputbredning minskat avsevärt sedan starten 1990. De senaste åren har ingen tång vuxit djupare än ca 2 meter. Djursamhället i tången dominerades 2010 liksom på de mest vågexponerade stationerna av kräftdjur. 2010 förekom även en hel del fjädermygglarver (*Chironomidae*) i tången vid Ma9. Liksom 2009 fanns relativt lite djur i tången vilket innebär mindre risk för betskador till nästa år.

Mängden påväxtalger vid Norrören var relativt låg jämfört med medelvärdet för den provtagna perioden. Fintrådiga brunalger *Pylaiella/Ectocarpus* förekom, vilket kan förklara förekomsten av fjädermygglarver i djursamhället. 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 nya bedömningsgrunderna klassas den ekologiska statusen som hög trots den begränsade djuputbredningen för tång.

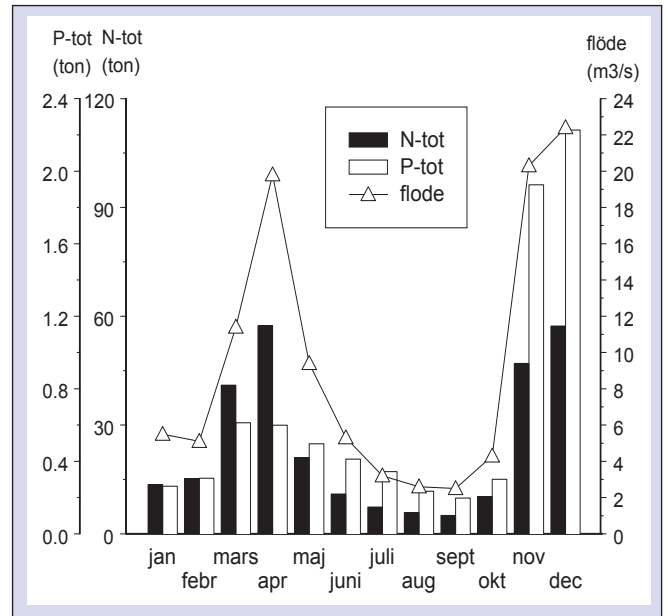
Vid Rockegrund (Ma8) saknas tång sedan många år. Den totala biomassan av rödalger på 6 meters djup var låg 2010, men det finns ingen trend för hela den provtagna perioden. Rödalgen gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) dominerar flertalet år men även fjäderslick och ullsläke har en framträdande roll vissa år. Ingen av arterna uppvisar någon tidstrend.



Figur 16: Rödalgerens biomassa på 6 m djup under åren 1998-2010. Signifikant trend (linjär regression) för Ma6 och Ma7 anges med prickad resp. streckad linje.



Figur 17 Flöde och näringsämnestransport i Bräkneån 2010.



Figur 18 Flöde och näringsämnestransport i Ronnebyån 2010.

Ekologisk status på stationen bedöms som god trots att tången har försvunnit.

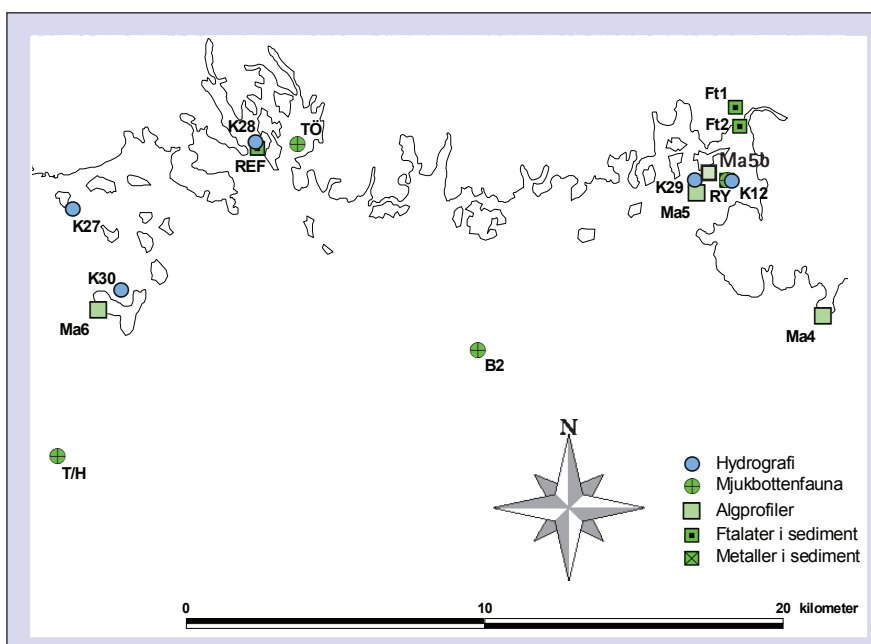
Tångens situation vid Stärmö (Ma7) har inte förändrats nämnvärt senaste åren. En viss återhämtning av tångens utbredning antydde 2007 men liksom 2009 återfanns 2010 inte en enda planta. Tången för analys som därför samlas in i en intilliggande vik, hade relativt lite algpåväxt 2010. De senaste tre åren har mängden påväxt varit betydligt större. Trådalger av släktena *Pylaiella* och *Ectocarpus* dominerade även 2010. Djursamhället dominerades av kräftdjur som tånggråsuggor och tångmärlor, samt blåmusslor (*Mytilus edulis*) och snäckor (*Theodoxus*

*fluviatilis*). Rödalgern på 6 meters djup visar något minskande totalbiomassa under den provtagna perioden. Gaffeltång dominerar fortfarande, men inslaget av rödblåd (*Coccotylus/Phyllophora*) och rödris (*Rhodomela confervoides*) visar en ökande tendens de senaste åren. Den ekologiska statusen klassas som god till hög.

Vid Tärnö (Ma6) hade mängden tång minskat tydligt jämfört med 2009. Den återhämtning som märktes mellan 2005 och 2007 verkar därefter ha upphört (figur 20). Tången var täckt av relativt mycket påväxt 2010 och det förekom även mycket djur (mer än 300 ind/100g tång) i anslut-

ning till tången. Djursamhället utgjordes nästan uteslutande av tånggråsuggor och tångmärlor, men inga betskador noterades på tången. 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). Enligt bedömningsgrunderna klassas lokalen som hög med avseende på ekologisk status

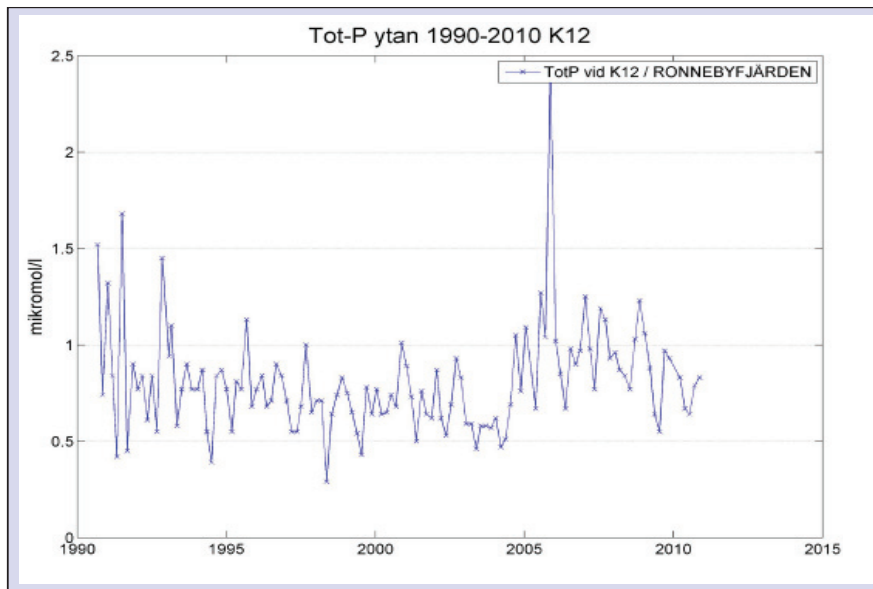
Under 2010 gjordes, liksom tidigare år, fiskfysiologiska undersökningar i utsläppsområdet för Södra Cell Mörrum. Tånglakar uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Däremot konstaterades en dubbelt så hög exponering för pyrenliknande PAH-metaboliter i galla vid Kladdenabben, den ena av de två recipientlokalerna, jämfört med övriga lokaler 2010. En signifikant lägre relativ levervikt noterades också för tånglake på de båda recipientlokalerna till Mörrums bruk, jämfört med de två referenslokalerna. Dessa skillnader kan bero på naturliga skillnader i miljöförhållanden, men det kan inte uteslutas att en exponering för avloppsvatten från bruket gett upphov till de lägre relativa levervikten i recipienterna.



Karta 5 Provtagningsstationer i vattenområdet Ronneby och västerut.

#### 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 tätar öarna till en bredare skärgård, exempelvis vid Tärnö. Ett större vattendrag (Bräkneån) mynnar i detta område och dessutom fanns



Figur 19 Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station K12 under åren 1990–2010.

där under 2010 ett par fiskodlingar. Flöde och transport av näringsämnen via Bräkneån för 2010 framgår av figur 17. Området utanför Ronneby karaktäriseras av en smal moränskärgård 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 2010 framgår av figur 18. Transporten av såväl kväve som fosfor var i de båda åarna koncentrerad till vår och senhöst/vinter. Bräkneån transporterade något mindre mängder näringsämnen 2010 jämfört med medelvärdet för de senaste 20 åren, medan transporten via Ronnebyån tvärtom var något högre än normalt. Näringstransporten via åarna har inte förändrats signifikant under perioden 1990–2010 även om en svag 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 2010 var halten oorganiskt kväve normal, jämfört med 10-årsperioden 2000–2009, med undantag av mars då den var högre än normalt till följd av sötvattentillförsel från Ronnebyån som mynnar i Ronnebyfjärden. Den ekologiska statusen klassas som hög med avseende på oorganiskt kväve vintertid medan den var måttlig för totalkväve.

Även fosfathalten var normal eller under det normala jämfört med 2000–2009. Inte heller totalfosforhalten uppvisade några extremer, varken högt eller lågt,

utan låg under 2010 på en nivå i linje med de senaste 5 åren, se Figur 19. Den ekologiska statusen m.a.p. fosfor i Ronnebyfjärden varierade därmed från måttlig till otillfredsställande.

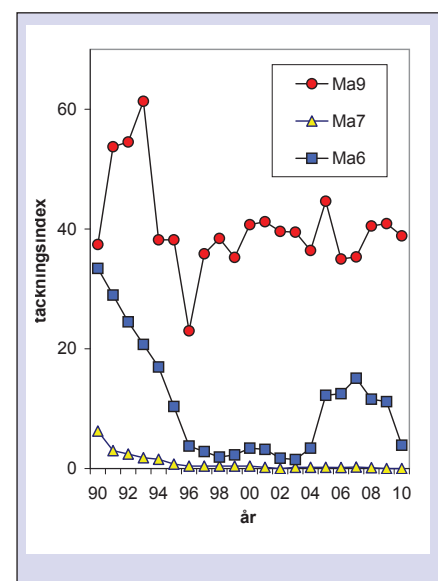
Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen avseende näringsämnen visar på måttlig status i Ronnebyfjärden. Eftersom stationerna K27–K30 provtas endast i september, så kan de inte bedömas enligt bedömningsgrunderna. Siktdjupet i området varierade från 4 m vid K27 i september till 7 m vid K12 i juli. För K12 innebar detta måttlig status enligt bedömningsgrunderna, vilket är en förbättring från året innan. Syrgashalten i bottenvattnet vid K12 uppmättes som lägst till 6.7 ml/l i september, d.v.s. syretillgången var god under året och den ekologiska statusen hög. Vid K30 uppmättes i september en syrgashalt på 4.4 ml/l vid botten.

TÖ är den enda mjukbottenstation i området väster om Ronneby. Djursamhället där har varierat mellan åren, men det har ofta innehållit djurarter som kräver botten med låg föroreningsbelastning (Leppäkoski 1975). Variationerna kan förklaras av att där ibland förekommer lösdrivande alger med åtföljande djursamhällen och av att sedimentstrukturen förändras på grund av strömsättning. Under åren 2006, 2007 och 2008 ändrades sedimentets innehåll av organiskt material från 1,1 % till 13,5 % resp. 8,6 % vilket sänkte antalet arter och biomassan avsevärt till 2008. Liknande effekter har setts tidigare, t ex vid lokalen N6 i Pukaviksbukten där individantalet över artgränserna sjönk i genomsnitt med över 80 % när mängden organiskt material ökade. Till 2009 sjönk

sedimentets organiska halt till 1,4 % varvid både artantal, individantal och biomassa gick upp till för lokalen mycket höga värden bland annat på grund av att det drev in alger över botten och det återfanns djur som normalt hör hemma i växtsamhällen. 2010 var den organiska halten i sedimentet 1,5%. Det totala antalet individ var halverat jämfört med 2009, då de hårbottenrelaterade arterna såsom blåmusslor (*Mytilus edulis*) och märlor (*Gammarus* spp) försvann igen, dvs det fanns inga lösliggande alger kvar på lokalen. Lokalens normala mjukbottendjur som östersjömusslor och korvmask (*Halicryptus spinulosus*) fanns kvar. BQI låg kvar på starkt god status. 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 åren. Såväl antalet arter, abundans som biomassa har fluktuerat mellan åren (figur 21). Förändringar av biomassan förklaras ofta av förändringar i antal östersjömusslor. 2010 års minskning förklaras dock huvudsakligen av nedgång i en grupp fjädermygglarver vilken är naturligt variabel mellan år. Lokalen har vidare förlorat sina bestånd av vitmärla och tusensnäckor (*Potamopyrgus antipodarum*). Den kallvattensberoende vitmärlan har egentligen inte någon stabil hemort på dessa lokaler men orsakade med sitt försvinnande att BQI sjönk under gränsen till otillfredsställande status (bilaga 10).

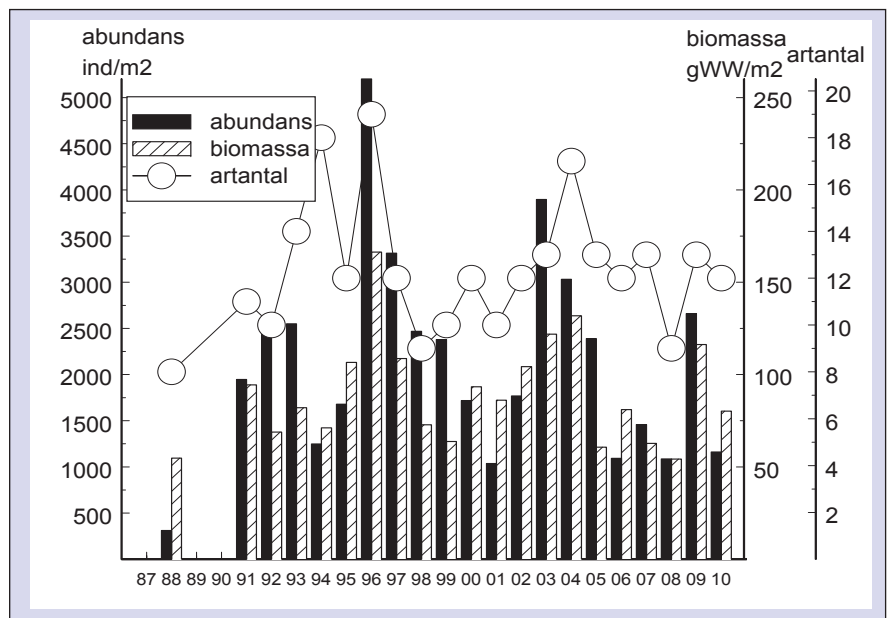
Den vågexponerade bottenfaunastationen söder om Ronnebyfjärden (B2) har förändrats ganska rejält. Stationen



Figur 20. Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårbottenkapitlet s 44) på tre stationer i Karlshamnsområdet under perioden 1990–2010.

har, liksom flera andra med sandbotten, låg biomassa. Antalsmässigt dominerar den sandrörsbyggande havsborstmaskan *Pygospio elegans* tillsammans med gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*). Dessa taxa, den föreningskänsliga men variabla *Diastylis rathkei*, skorven (*Saduria entomon*), och vitmärlan (*Monoporeia affinis*) har alla minskat kraftigt sedan 2009. Totalbiomassan vid lokalen hade ändå ökat, tack vare att antalet stora östersjömusslor hade ökat. Den invaderande havsborstmaskan *Marenzelleria* spp hade etablerat ett individrikt bestånd, vilket kan komma att påverka djursamhället. Sammantaget gör detta att BQI-status sjunkit men lokalen klassas ändå till god status (bilaga 10). Sammanfattningsvis uppvisar den skyddade delen av Ronnebyområdet tecken på övergödningseffekter. Minskningar i kommunalt utsläpp kan kanske inte kompensera det fortsatt höga tillflödet från Ronnebyån (se bilaga 3). Den vågexponerade, relativt djupa B2 har blivit av med många individ av flera arter. Delvis följer mönstret här vad som skett vid liknande lokaler i hela Blekinge, men det är ändå anmärkningsvärda förändringar.

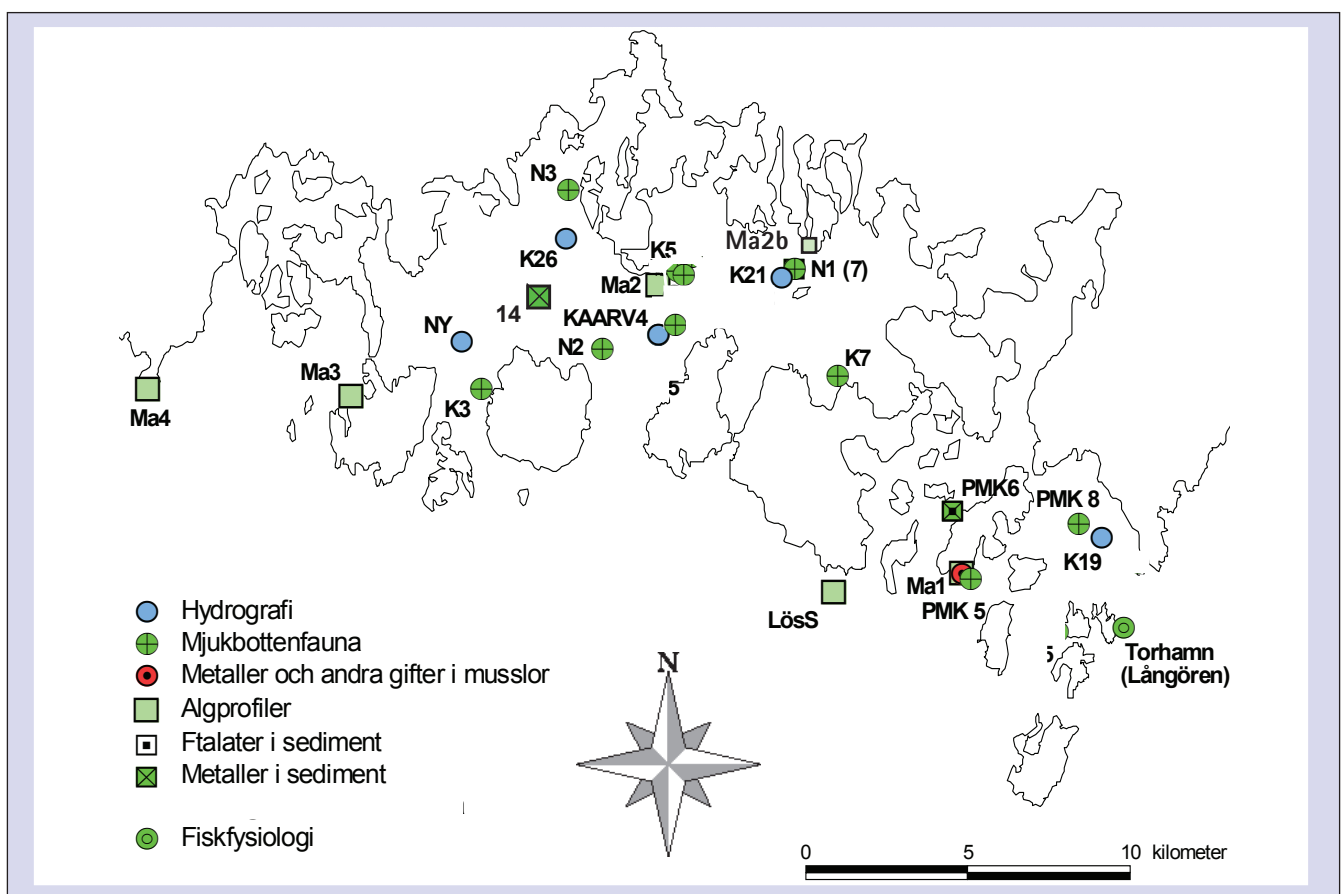
Algprofilen vid Lindeskär (Ma5) var oförändrat utan tång. Rödalgeras bio-



Figur 21 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation RY i Ronnebyfjärden under åren 1988-2010.

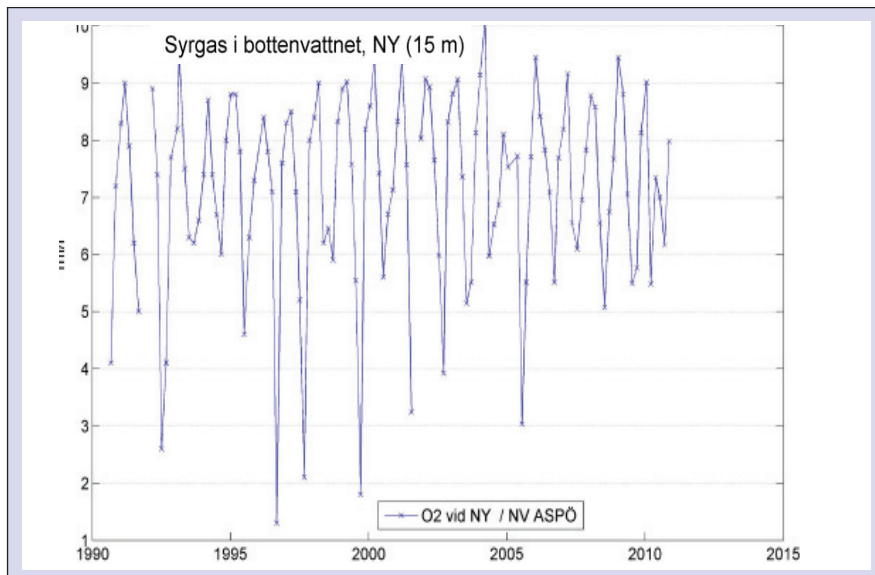
massa på 3 m djup var liksom tidigare år låg och bottarna täcktes till stor del av slam. Gaffeltång dominerade, tillsammans med fintrådiga brunalger (*Pylaiella/Ectocarpus*). Fjäderslick som förekom i relativt stor mängd 2009 återfanns bara i marginell omfattning. Den ekologiska

statusen bedöms som måttlig 2010. 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 mindre än 2009, framförallt i den innersta delen av



Karta 6 Provtagningsstationer i vattenområdet Karlskrona / Torhamn.





Figur 23 Syrgashalt (mg/l) i bottenvattnet på station NY under åren 1990–2010.

transekten. Den tydligt ökande trenden för tångindex som setts de senaste åren har därmed brutits. Såväl mängden påväxt, som antalet djur i anslutning till tången var 2010 högre än tidigare år. Mängden påväxt var dock fortsatt liten, jämfört med många andra stationer. Djursamhället var artrikt och flera arter av snäckor (*Theodoxus fluviatilis*, *Rissoa* sp), kräftdjur (bl a *Gammarus* spp, *Jaera* sp, *Leptocheirus pilosus*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*) förekom i relativt stor mängd.

Vid den vågexponerade algprofilen vid Lindö (Ma4) hade tångbeståndet tätat något vid besöket 2010. Trenden är fortfarande minskande om man ser till hela provtagningsperioden. Mängden påväxt

var normal jämfört med medelvärdet för åren 1990–2009. Arten tångludd, *Elachista lubrica* dominerade. Djursamhället dominerades av tångmärlor (*Gammarus* spp.) och 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 något högre 2010 jämfört med medelvärdet för perioden från 1990.

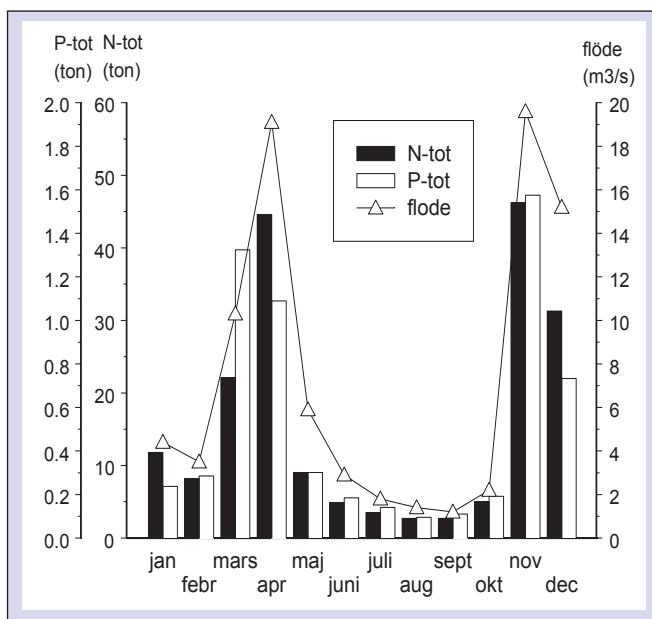
### 1.5 Karlskrona- / Torhamnsområdet

Karlskrona skärgård ligger innanför ett antal stora öar med smala sund emellan. Öarna i Karlskrona skärgård är genom-

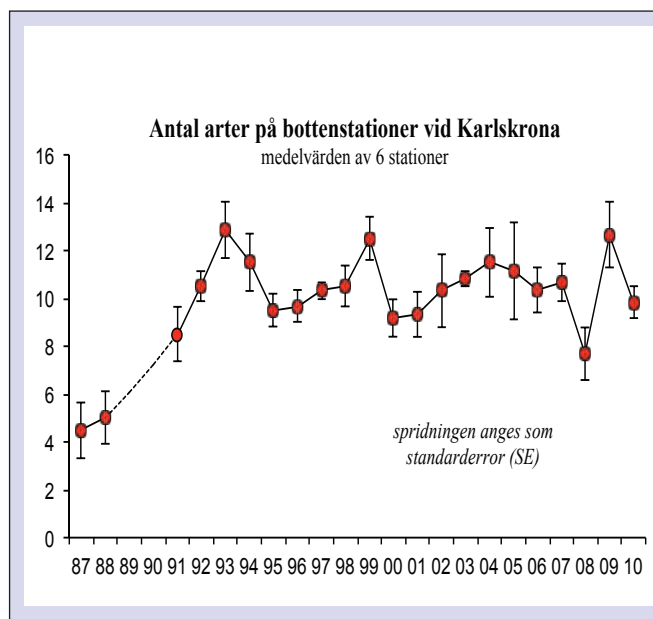
gående låga. I fjärdarna ligger djupområden på 10–20 meter. Hela bassängen har ett gyttigt sedimentet med relativt hög organisk halt. Ett större vattendrag (Lyckebyån) belastar området liksom utsläpp från reningsverk motsvarande drygt 50 000 personekvivalenter, fr a från Karlskrona stad. Flöde och transport av kväve och fosfor i Lyckebyån 2010 framgår av figur 22. År 2010 var utsläppen av kväve och fosfor normala eller något högre än normalt för perioden 1990–2009. Det finns dock ingen trend då det gäller utflödet av näringsämnen från Lyckebyån under perioden 1990–2010 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 normal eller under det normala (jämfört med perioden 2000–2009) under i stort sett hela 2010. Halter över det normala uppmättes på ett par platser i mars då inverkan av sötvatten i ytskiktet var stor. Den ekologiska statusen med avseende på oorganiskt kväve vintertid var därmed god till måttlig i hela området. Totalkvävehalten



Figur 22 Flöde och näringsämnestransport i Lyckebyån 2010.



Figur 24 Medelartantal på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1987–2010. Spridningsmättet är standard error (SE).



klassas som måttlig överlag, utom vid K19 i Torhamns skärgård sommartid där den var otillfredsställande.

Fosfathalten vid K19 låg något över det normala i början av året, i övrigt var det normala eller låga halter i Karlskrona/Torhamnsområdet under 2010. Totalfosforhalten varierade ovanligt lite under året, men låg fortsatt på en högre genomsnittlig nivå än vid 2000-talets början.

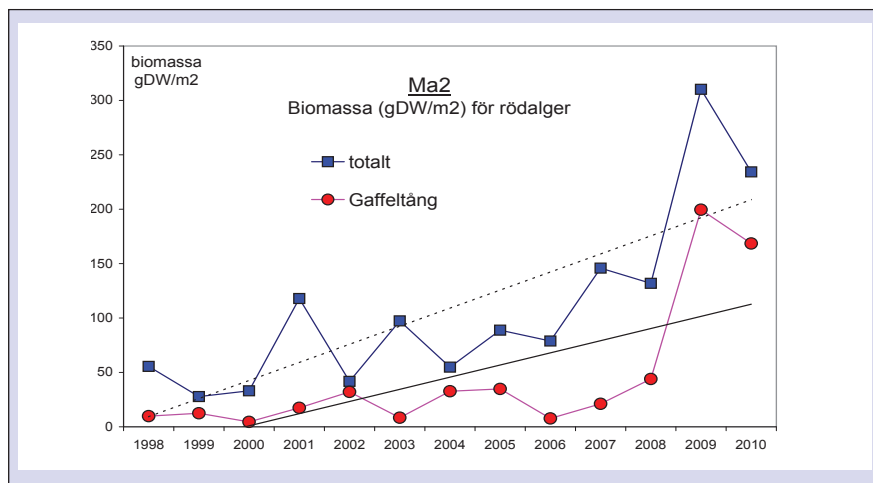
Karlskrona/Torhamnsområdet har därmed dålig status m.a.p. totalfosfor sommartid och måttlig till otillfredsställande status vintertid. För fosfat ser det inte mycket bättre ut än att statusen är otillfredsställande vid samtliga fyra mätstationer i området.

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

Siktdjupet varierade inte nämnvärt under sommaren, utan höll sig kring 6-7 m. Den ekologiska statusen klassas därmed som måttlig till otillfredsställande.

Syreförhållandena i bottenvattnet var goda under 2010 och statusen var genomgående hög, precis som längs övriga Blekingekusten och västra Hanöbukten. Lägst syrehalt i bottenvattnet var det redan i mars på station NY med 5.5 ml/l, vilket är mycket under det normala för årstiden. Vid mättillfället var vattenmassan skiktad vilket innebar att utbytet med ytvattnet försvårades och att syret successivt förbrukades i bottenvattnet. Vid station NY 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



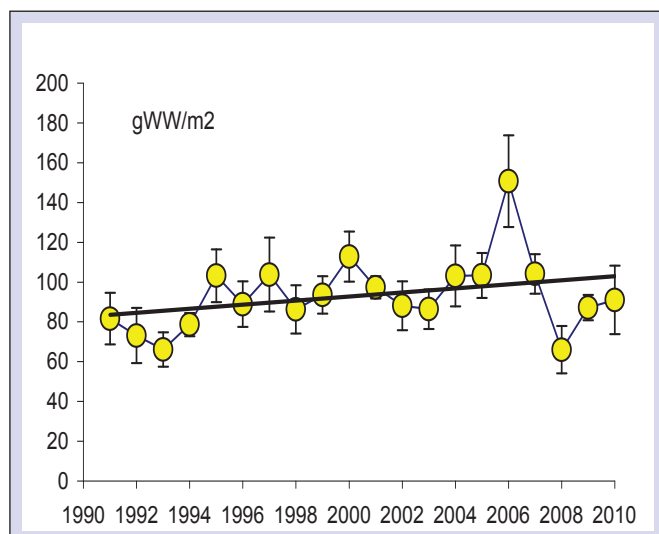
Figur 26 Mängden rödalger (totalt och gaffeltång) på station Ma2 i Yttre redan under åren 1998-2010. Signifikanta trender (linjär regression) anges med linjer.

runter Karlskrona kan man se en minskning av sedimentets glödförlust (organiska halt) på flera stationer (bilaga 7). Undantag utgörs av KAARV4 i Yttre redan som istället är den enda stationen i länet där den organiska halten har ökat signifikant även om den nu synes ha stabiliserats på en högre nivå. 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 framför allt i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering. Främst vattendrag (här Lyckebyån) har dock inte bidragit till någon förbättring (se bilaga 3).

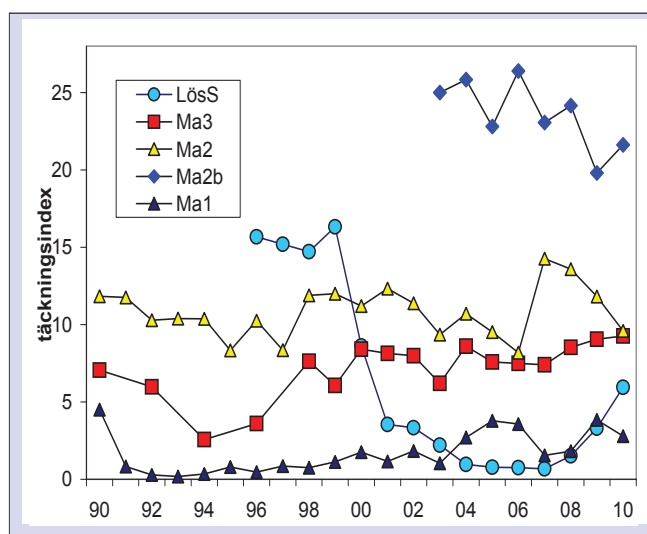
Under 1990-talet ökade artantalet på flera av stationerna (figur 24) vilket antyder att situationen blev bättre. Fram till och med 2007 var sedan artantalet stabilt för att 2008, samtidigt med både abundans o biomassa, falla drastiskt.

2009 visar en tillfällig 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 till 2010 gått tillbaka igen. Tusensnäckorna har minskat genomgående vid organiskt belastade botten i hela Blekinge vilket leder tanken till att den relativt tuffa vintern 2009-2010 kan ha bidragit till syrebrist i bottenarna. Hydrografimätningarna visar dock inga sådana tendenser (Bilaga 4 och 5).

Oftast dominerar biomassan, av östersjömuslan (*Macoma baltica*). Den ökade fram till och med 2006 (figur 25) för att sedan gå neråt. Möjligen kan man se en återhämtning. Rovborstmasken (*Hediste diversicolor*) har minskat och stannat vid låga antal (figur 42), en trend som var tydlig även i andra delar av länet och i Kalmar län. Figuren och siffror från



Figur 25 Medelvärde för östersjömuslornas biomassa på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1991-2010. Spridningsmättet är standard error (SE). Trendlinjen enligt vanlig kvadratmetod.

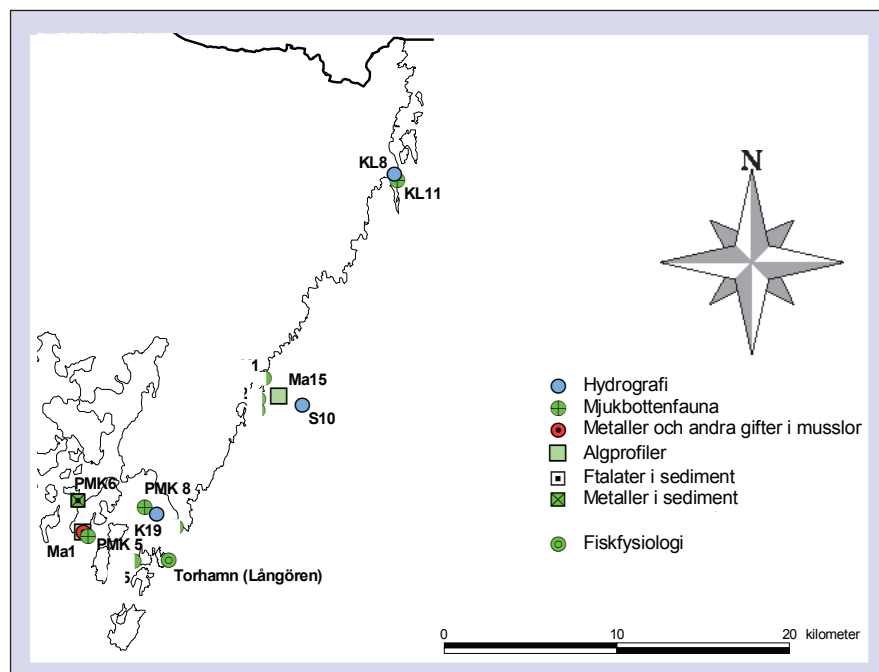


Figur 27 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårdbottenkapitlet s 43) på 5 stationer i Karlskrona/Torhamnsområdet under perioden 1990-2010.

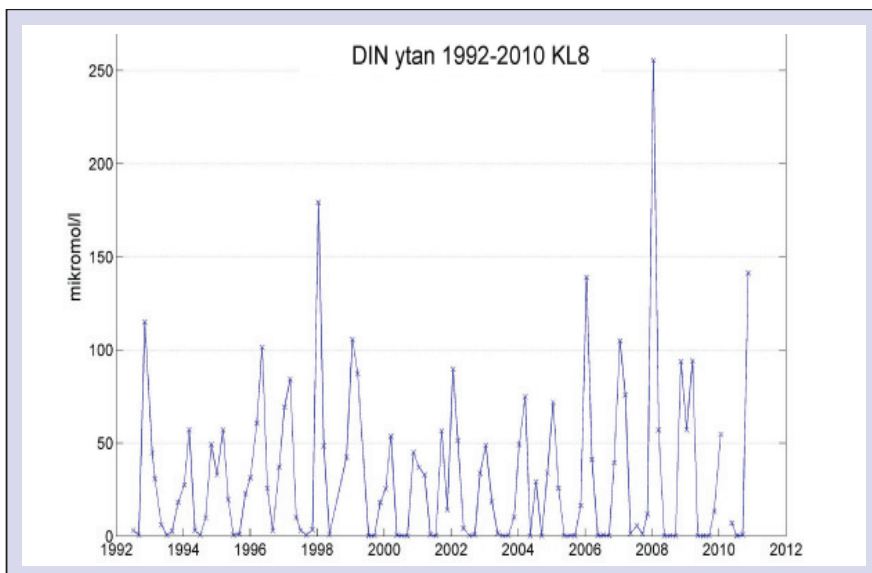
andra lokaler antyder en liten uppgång på vissa håll. Yttre rednen (KAARV4, N2 och K5, men även N1) har flera år haft en artsammansättning som skiljer sig något från de övriga delarna av området, med ett betydligt större inslag av arter som kräver förhållandevis rena och bättre ventilerade bottenar. Denna tendens har varit bruten några år. Lokalerna har varit artfattiga och med låga abundanser huvudsakligen bestående av stora östersjömusslor, fåborstmaskar och ett fåtal vitmärlor. Istället har föroreningsstålga arter som fjädermygglarver etablerat sig. Ett litet bestånd av vitmärla (*Monoporeia affinis*) har försvunnit sedan 2009. Lokalernas ekologiska status (BQI) har därför gått ner så att flera av lokalerna fick beteckningen måttlig status (Bilaga 10)

I nuvarande provtagningsprogram finns två stationer med ackumulationsbottenar 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.

Den grunda, gyttjiga PMK8 hade återhämtat framför allt östersjömusslorna, som nu är uppe i tidigare nivåer. Övriga arter är ganska konstanta så här kan man inte avläsa den allmänna minskning som kan ses vid nästan alla andra lokaler. Rovborstmasken *Hediste diversicolor* levde vidare med oförändrat antal men med tendens till ökad medelvikt per individ (ANOVA,  $p=0,07$ , stor variation mellan proverna). PMK 5 har efter en nedgång



Karta 7 Provtagningsstationer vid Blekinges ostkust.



Figur 28 Halten av oorganiskt kväve ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station KL8 under åren 1992-2010.

i artantal, abundans och biomassa de senaste åren visat 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 och för några andra arter har dock sänkt lokalens ekologiska status (BQI) till måttlig (Bilaga 10).

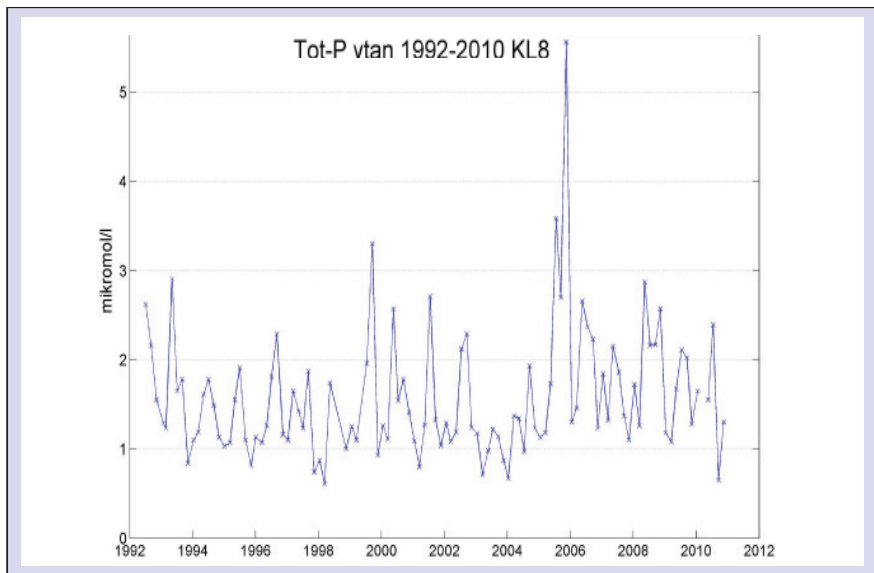
Algprofilen vid Getskär (Ma2) har ett relativt välutvecklat tångsamhälle med både blå- och sågtång men däremot har rödalgsamhället länge varit glest. Rödalgeras täckning och biomassa har ökat tydligt under senare år (figur 26) Det är fr a gaffeltång (*Furcellaria lum-*

*bricalis*) som har ökat och ökningen kan vara ett tecken på något bättre sikt i vattnet. Vid besöket 2010 var tångens täckningsgrad något lägre än tidigare år (figur 27), men det finns ingen trend för perioden 1990-2010. Djursamhället var relativt individrikt och dominerades av tånggråsuggor (*Idotea* spp) och tångmärlor (*Gammarus* spp). Liksom tidigare år noterades betskador 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. 2010 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 har minskat de tre senaste åren och var 2010 den lägsta som uppmätts på stationen, men någon trend föreligger inte för perioden 1998-2010. Fjäderslick, (*Polysiphonia fucoides*) var den dominerande arten. Den ekologiska statusen bedöms vara måttlig.

Vid Hästholmen i Kållafjärden (Ma1) var djuputbredningen av tången oförändrad dålig, tångindex visar en ökande trend (figur 27). Mängden betande tånggråsuggor har varit måttlig de senaste tre åren vilket innebär att det finns möjlighet för tången att öka sin utbredning igen. Mängden påväxt på tången var normal 2010.

Rödalgsamhället på 3 m djup har förändrats en del under den gångna 10-års-



Figur 29 Halten totalfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station KL8 under åren 1992-2010

perioden. Framför allt har gaffeltången (*Furcellaria lumbricalis*) minskat avsevärt medan däremot fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) 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 ökande tendens de senaste tre åren (figur 27). Mängden påväxtalger och djurmängden var vid provtagningen 2010 normala jämfört med perioden 1990-2009. Rödalgssamhället hade ungefär samma artsammansättning som tidigare. Gaffeltång dominerade tillsammans med fjäderslick och rödalger totala biomassa var något lägre än medelvärdet för perioden 1990-2009. Tack vare rödalgernas djuputbredning bedöms den ekologiska statusen som hög

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. I juli 2010 uppmättes här en ytvattentemperatur på 24.5 grader, vilket är mycket över det normala och en indikation på hur skyddat KL8 ligger.

Halten av oorganiskt kväve låg på normal nivå för stationen under större delen av 2010 jämfört med perioden 2000-2009. I november uppmättes dock den extrema halten 141.3  $\mu\text{mol/l}$  (främst i form av nitrat) i samband med sötvattentillförsel från land, se figur 28. Den ekologiska statusen enligt bedömningsgrunderna var därmed fortsatt dålig för kväve.

Fosfathalten vid KL8 var högre än normalt i januari men normal eller lägre än normalt under resten av året. Totalfosforhalten varierade under 2010 mellan ca 0.5 och 2.5  $\mu\text{mol/l}$ , vilket är högre än

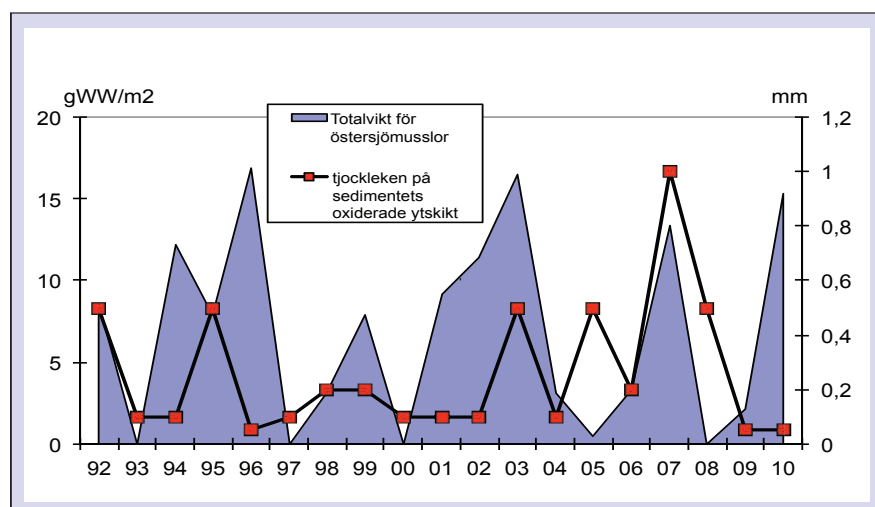
i de flesta andra områden längs Blekingekusten, men dock på en vanligt förekommande, eller t.o.m. låg nivå för KL8, se figur 29. Den ekologiska statusen var otillfredsställande eller dålig i området. Den sammanlagda bedömningen av den ekologiska statusen avseende näringsämnen visar på dålig status. Eftersom provtagning sker enbart i september kan inte S10 utvärderas enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Siktdjupsförhållandena 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 försämma siktdjupet. Under 2010 var siktdjupet vid KL8 som lägst 1 m i september. Vid S10 uppgick siktdjupet till 6 m i september. Syreförhållandena vid KL8 var goda 2010 och statusen hög.

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. 2009 återkom flera av de hårdbottenknutna arter som försvann 2008, men även den typiska mjukbottenarten östersjömussla. Den annars numera ofta fåtaliga *Hediste diversicolor* fanns 2010 med rekordbiomassan 107 g per  $\text{m}^2$ . Vid en analys av perioden 1992-2010 kan man se hur mängden östersjömusslor (mätt som biomassa) och syresituationen i sedimentet varierar (figur 30). Stationen är för grund för att kunna klassas enligt de nya bedömningsgrunderna men måste

## 1.6 Östra Blekingekusten /södra Kalmarsund

Östra Blekingekusten, från Torhamnssudde 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



Figur 30 Totalvikten för östersjömusslor samt tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på station KL11 vid Kristianopel under åren 1992-2010.

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. Undantaget var längst

ut i transekten, på drygt 3m djup, där blås-tången växte något tätare (10%) och mycket nyrekrytering noterades. Djuputbredningen var sämre 2009 och 2010 jämfört med tidigare år, då inga plantor återfanns på 6m djup. Rödalgs-samhället på 6 meters djup hade ungefär

samma artsammansättning som tidigare men biomassan var liksom 2009 högre än tidigare. Gaffeltång (*Furcellaria lumbri-calis*) dominerade starkt. Den ekologiska statusen bedöms vara hög trots nästan total avsaknad av tång.

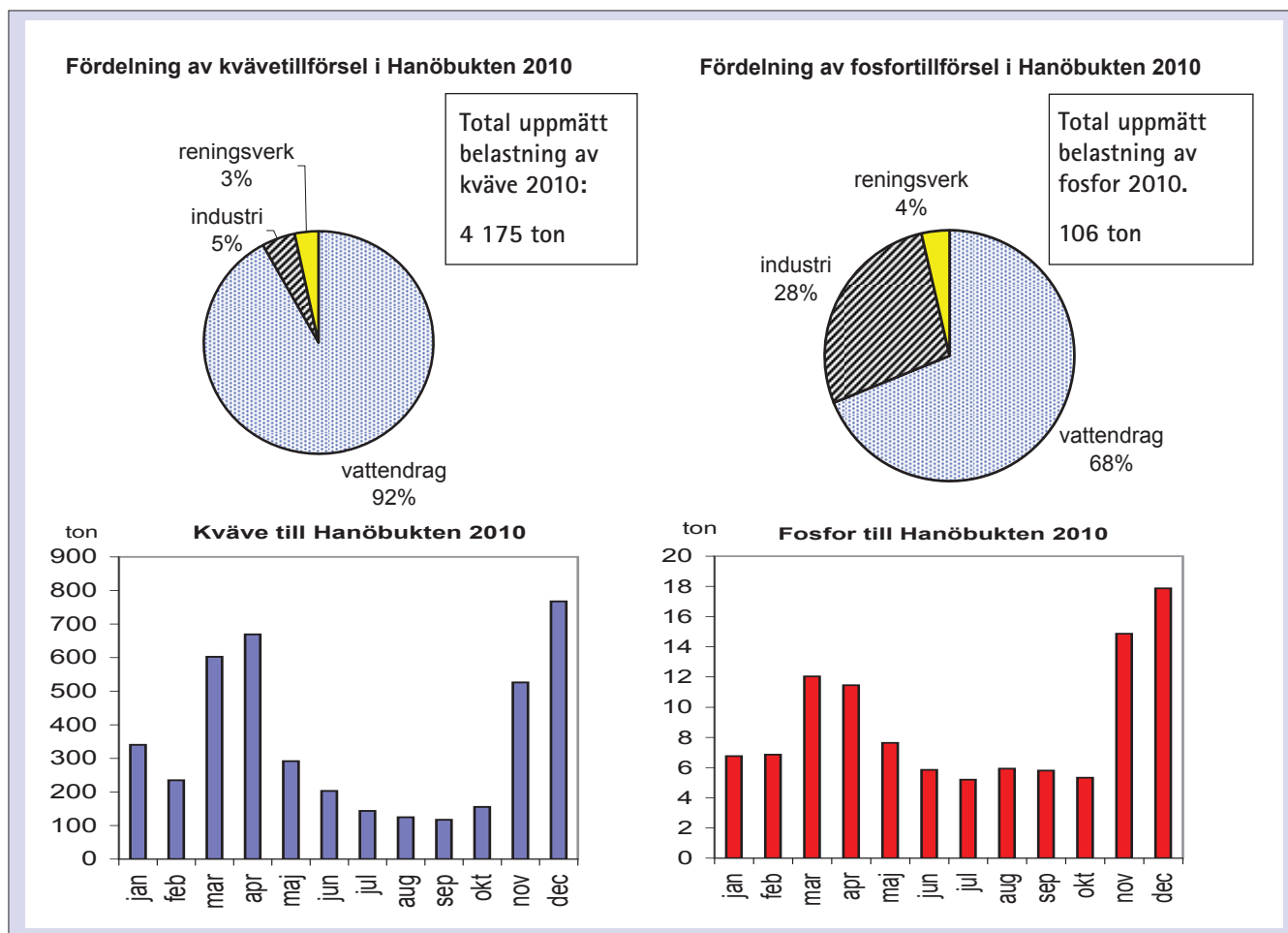
## 2. Tillförsel av föroreningar

För att kunna tolka förändringar i kust-zonen 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%.

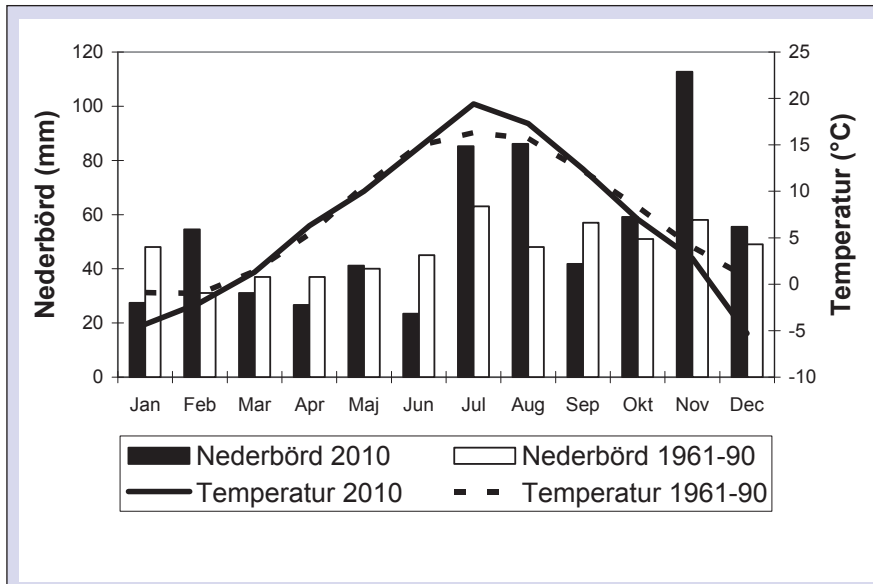
Näringstransporten från större punkt-

utsläpp samt vattendrag under 2010 redovisas i bilaga 2 och i figur 31. Där framgår att av den uppmätta kvävetillförseln 2010 kom 92% via vattendragen. För fosfor var motsvarande siffra 68% och här bidrog industrin med 28%. I figuren framgår också att merparten av tillförseln kom under vår och sen höst/vinter vilket är naturligt eftersom flödet i vattendragen var högst efter snösmältning och en nederbördsrik november.



Figur 31 Fördelning av kväve- och fosforbelastningen till Hanöbukten 2010, dels med avseende på källa, dels med avseende på tidpunkt på året.





Figur 32 Temperatur och nederbörd under 2010 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 1990-2010 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. Under 2010 märktes effekterna av att AarhusKarlshamn Sweden AB installerat onlinemätning i sitt bioverk, vilket resulterade i att kväveutsläppen minskade till knappt en sjättedel av medelvärdet för åren 2007-2009.

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 och Nordersund.

En viktig faktor att ta hänsyn till när det gäller tillförseln av framför allt närings-

ämnen 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.

Till skillnad mot tidigare under 2000-talet, så blev 2010 ett mycket kallt år i stort sett hela Sverige. Längs Västra Hanöbukten och Blekinges kuststräcker hamnade årsmedeltemperaturen ca 0,5 grader under det normala, medan årsnederbörden var över det normala.

Det kalla vädret som avslutade 2009 fortsatte in på det nya året. Januari-februari bjöd både på kyla och på mycket snö. I Karlshamn låg snö från 6 januari till 19 mars och som mest uppmättes 38

cm snödjup den 23-24 februari. Fram i mars kom sedan våren smygande och det var först mot mitten-slutet av månaden som snösmältningen tilltog. Vårfloden i vattendragen som mynnar i Hanöbukten nådde således sin kulmen en bit in i april.

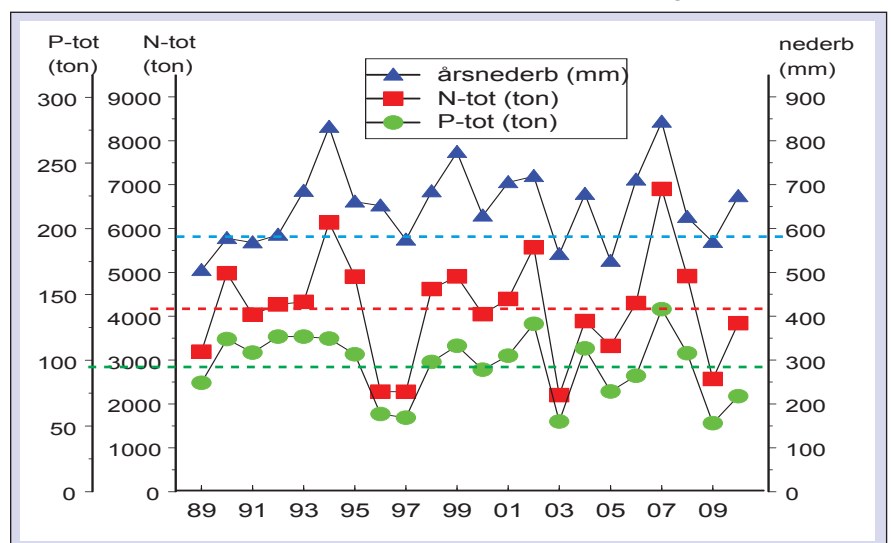
Våren fortsatte med varmt och torrt väder i april och därefter var det förhållanden nära det normala i genomsnitt i maj.

Sommaren inleddes med både varma och ostadiga perioder i juni. Från midsommar till mitten av augusti var det sedan varmt. Under första halvan av juli nådde temperaturen flera gånger över 30 grader och man hade tropiska nätter (över 20 grader) på sina håll. Längs kusten av Hanöbukten varierade nederbörds mängderna mycket under sommaren, men som helhet föll större mängder än normalt.

Höstvädret var växlande med både gråmulna perioder samt perioder av soligt högttrycksbetonat väder. Slutet av året var, liksom inledningen, kallare än normalt och från slutet av november var det återigen snötäckt längs Hanöbuktes kuststräcka. I december rådde sträng kyla och köldrekord sattes på flera platser i södra Sverige, t.ex. i Kristianstad med 24,6 minusgrader.

Nederbörden var 2010 något större än normalt längs Blekingekusten och västra Hanöbukten. Den mesta nederbörden föll under sommar och sen höst (figur 32).

Transporten av näringsämnen via åarna följer i stort sett kurvan för årsnederbörden. Under 2010 var transporterna relativt normala, eller något lägre än normalt för perioden 1989-2009, med avseende på kväve och fosfor (figur 33).



Figur 33 Nederbörd i Hanöbukens avrinningsområde samt beräknad vattendragstransport av kväve och fosfor till kusten från de sex största vattendragen (Helgeå, Skräbeån, Mörrumsån, Bräkneån, Ronnebyån och Lyckebyån) 1989-2010. Normalnederbörden för åren 1961-90 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.

Halten oorganiskt kväve var under hela 2010 låg eller normal. Under sommaren är halterna av de lättillgängliga oorganiska

näringsämnen normalt mycket låga till följd av upptag i biomassa.

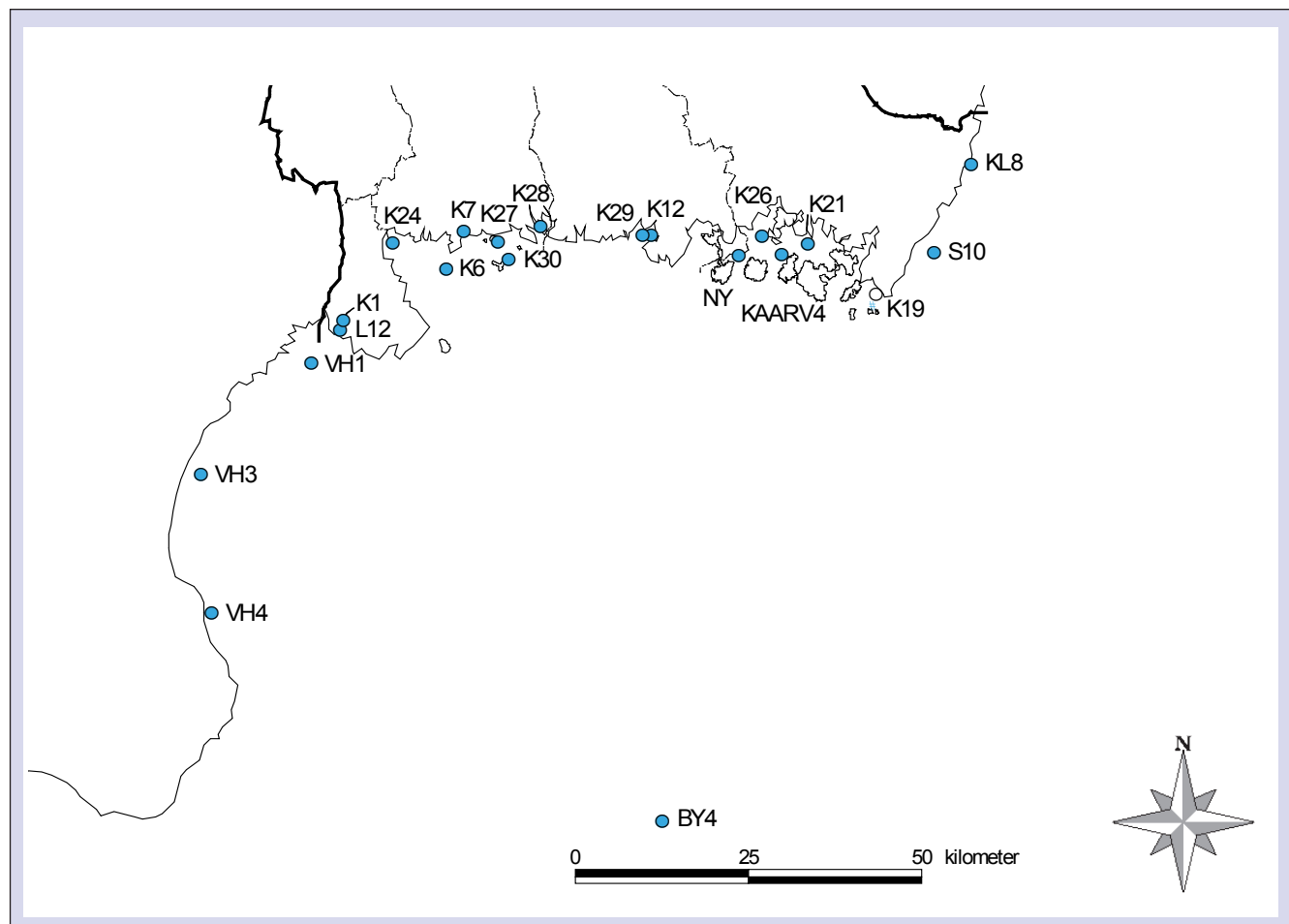
Fosfathalten däremot var över det normala under januari-februari samt i december. De flesta av utsjöstationerna i södra delarna av egentliga Östersjön har under flera års tid visat höga fosfathalter, men i år var det normala halter med undantag av vintermånaderna.

Som nämnts ovan var de oorganiska kvävehalterna låga under 2010. 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 sannolikheten ytterligare. Detta gjorde att det främst under juli var utbredd algblooming i Hanöbukten och övriga Östersjön.

Silikathalten följde 2010 ungefär samma mönster som fosfathalten i utsjön med högre halt än normalt under vintermånaderna och i övrigt normala halter.

Syreförhållandena vid botten (90 meters djup) höll sig under 2010 på normal nivå. Den uppmätta halten varierade mellan 0 och knappt 4 ml/l. Svavelväte uppmättes vid några tillfällen under sommaren-hösten. I oktober var syrgashalten över det normala vid BY4 till följd av att nytt vatten letat sig in längs botten.

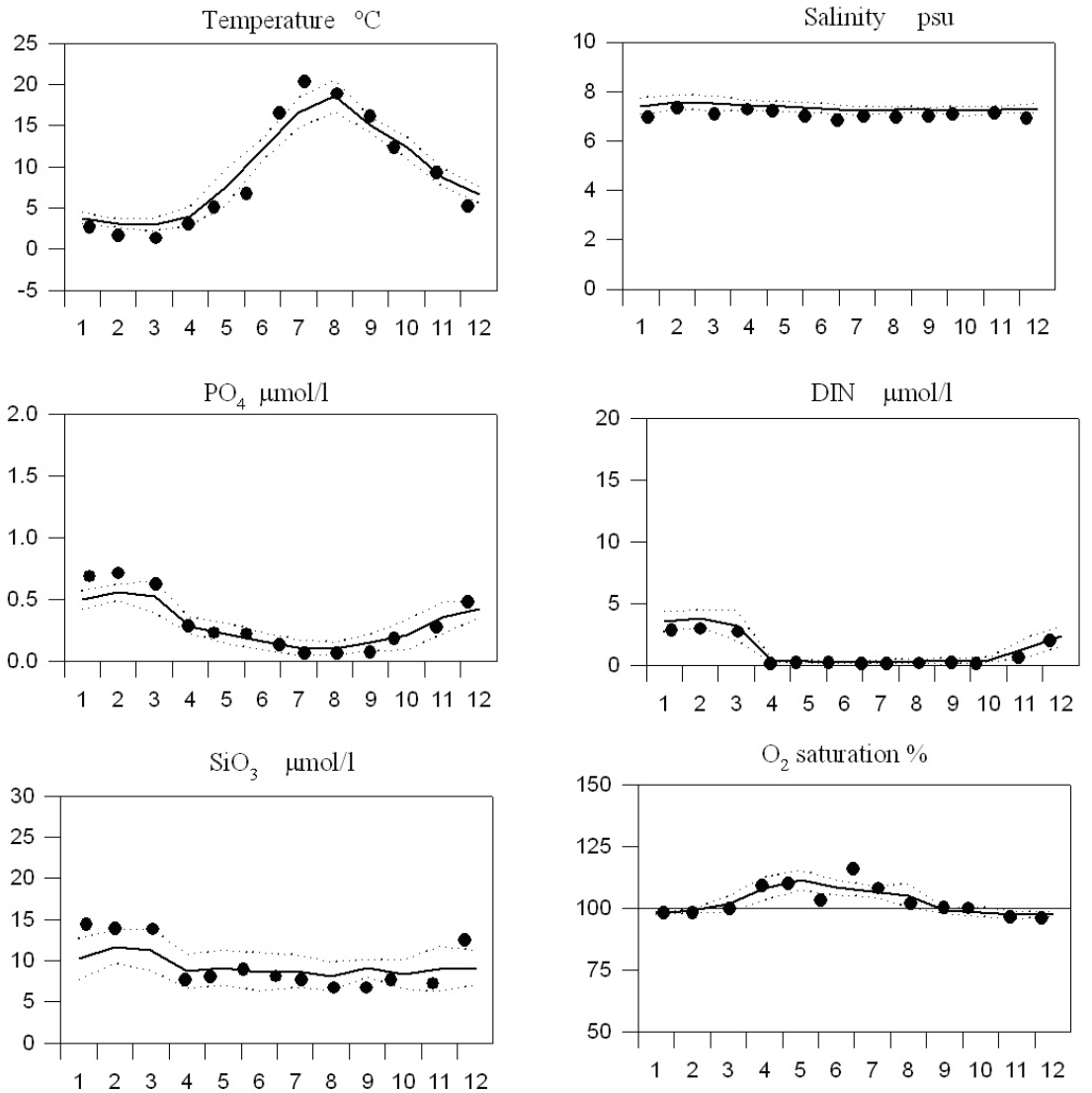


Karta 8 Hydrografiska provtagningsstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten, samt referensstationen BY4 ute i Hanöbukten.

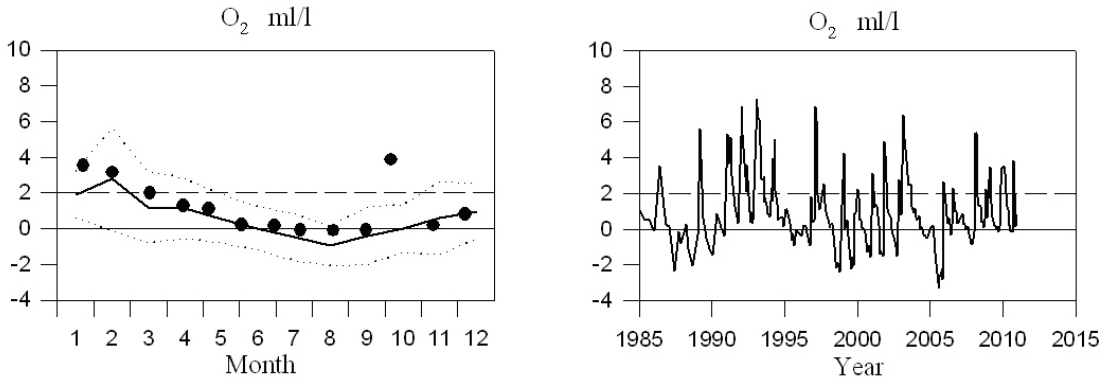
## STATION BY4 SURFACE WATER

### Annual Cycles

— Mean 1995-2004      ..... St.Dev.      ● 2010



### OXYGEN IN BOTTOM WATER



Figur 34: Resultat från mätningstationen BY4 vid Christiansö under 2010 samt medelvärden och standardavvikelse för perioden 1995-2004.

# 4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten

2010 bjöd på en ovanligt lång och kall vinter och en varm sommar. Vintervädret gjorde att flera provtagningar uteblev p.g.a. svåra isförhållanden samt att vårfloden kom ovanligt sent. Det lugna och varma sommarvädret gjorde att vi uppnådde sköna badtemperaturer (24.5 °C i Kristianopel) men det skapade också goda förutsättningar för omfattande algblomningar i Östersjön.

Utvecklingen i Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten präglades under 2010 av fortsatta minskningar av fosfathalterna som nu börjar närma sig de nivåer som rådde i början på 2000-talet. Totalfosforhalten var också relativt låg under 2010 jämfört med de senaste fem åren, men är inte nere i nivå med de halter som rådde innan den markanta ökningen som inträffade vintern 2004/2005. Halten av oorganiskt kväve var normal eller under det normala under året, utom

i samband med stor sötvattenpåverkan vid några stationer och tillfällen. Den klassning som gjorts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar på genomgående sämre status m.a.p. fosfor än kväve längs Blekingekusten och i västra Hanöbukten. 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.

Syrgasförhållandena i bottenvattnet var över lag mycket bra i Blekinge och västra Hanöbuktens kustvatten under 2010 och den ekologiska statusen var genomgående hög.

Vårblomningen 2010 inföll i huvudsak mellan mätillfällena under våren och kan därför inte ses i mätresultaten. Under sommaren-hösten kan man däremot se högre klorofyll a-halter än normalt främst i juli och i september på flera stationer

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 med hänsyn till exempelvis näringsämnen. Införandet av EU:s vattendirektiv ledde bland an-

nat till etablering av nya vattenmyndigheter och målsättningen är att sjöar, vattendrag och kustvatten ska ha uppnått "god ekologisk status" senast 2015. Vattenmyndigheten för södra Östersjön har i sin förvaltningsplan för 2009-2015 ([www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se)) gett en tidsfrist till 2021 för samtliga

kustvattenförekomster att uppnå målet. Statusklassificering anges i ekologiska kvalitetskvoter (EK) för att kunna jämföra vattnets tillstånd mellan länder. 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 siktdjup. 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 tre årens mätningar, för att inte ett enskilt extremt år ska få för stort genomslag. Det värde som anges för 2010 avser alltså data från 2008-2010.

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

Oorganiskt kväve	DIN = Dissolved Inorganic Nitrogen	Summan av: Nitrat = NO <sub>3</sub> = NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> Nitrit = NO <sub>2</sub> = NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> Ammonium = NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
Totalkväve	Summan av oorganiskt och organiskt kväve	Tot-N
Oorganiskt fosfor	DIP = Dissolved Inorganic Phosphorus	Fosfat = PO <sub>4</sub> = PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Totalfosfor	Summan av oorganiskt och organiskt fosfor	Tot-P
Syre, syrgas		O <sub>2</sub> = O <sub>2</sub>
Partikulärt organiskt kol		POC
Partikulärt organiskt kväve		PON

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

### Bedömningsgrunder för näringsämnen

Halten av lösta oorganiska närsalter under vintern, då oftast endast obetydlig primärproduktion förekommer, ger ett mått på den eutrofieringspotential som finns. När det gäller totalhalter av kväve och fosfor fungerar sommarhalterna som ett mått på hur mycket av dessa ämnen som finns i systemet totalt, både löst och uppbundet. Differensen mellan totalhalt och oorganisk halt beskriver den organiska belastningen, och är därmed ett mått på eutrofieringspåverkan. Referensvärden och klassgränser för näringsämnen tar hänsyn till att kustvatten består av en blandning av sötvatten och utsjövatten. Blandningsfaktorn bestäms ur salthalten vid mätstationen. Nära kusten där salthalten är nära noll gäller sötvattnets referensvärden för ämnens förekomst i sötvatten, i yttre områden med högre salthalter gäller referensvärden för utsjön. Fördelningen av referensvärden däremellan kan beskrivas som en funktion av salthalten.

Vinterpoolen av näringsämnen beskrivs med hjälp av följande parametrar: löst

oorganiskt fosfor (DIP) och löst oorganiskt kväve (DIN). Vinterpoolen börjar tömmas när vårbloomingen sätter igång och växtplankton förbrukar närsalterna. Under perioden december till mars beräknar man medelvärdet av mätningarna av DIN i de översta 10 m av vattenkolumnen. Det mättillfället där medelvärdet av DIN är högst (maximal vinterpool) används även för klassning av tot-N (motsvarande gäller även för DIP och tot-P).

För varje enskilt prov från det mättillfället som har det högsta medelvärdet beräknas det aktuella referensvärdet och klassgränserna av näringsämnet i fråga utifrån den salthalt som observerats samtidigt med provtagningen. Sedan beräknas den ekologiska kvalitetskvoten EK=provets värde/referensvärde. Det måste finnas minst 3 mättillfällen under perioden för att beräkningen ska kunna genomföras. Statusklassningen sker med hjälp av medelvärdet av EK för varje parameter. För att inte mellanårsvariationen ska påverka klassningen för mycket beräknas ett medelvärde för minst en treårsperiod (rullande treårsmedel för klassning av fler än tre år).

För en klassificering av kvalitetsfaktorn näringsämnen vägs de enskilda parametrarna samman. Ifall den sammanvägda statusen är sämre än god 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 åtgärder som är nödvändiga.

### Typindelning av Sveriges kustvatten

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 (se Tabell 2). Bedömningsgrunderna är anpassade efter de olika typområdena.

Årets vattenprovtagningar har vid några tillfällen och stationer inte kunnat genomföras enligt gällande provtagningsprogram (Bilaga 1) p.g.a. svåra isförhållanden som i sin tur innebar båt haveri vid decemberprovtagningen. Dessutom har siktdjupet vid några tillfällen under vinterhalvåret inte kunnat mätas p.g.a. dåliga ljusförhållanden vid provtagningstillfället.

Provtagningsområdet, som inkluderar både programmet för västra Hanöbukten och Blekinge, 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 SMHI:s oceanografiska stationsnät inom det nationella provtagningsprogrammet.

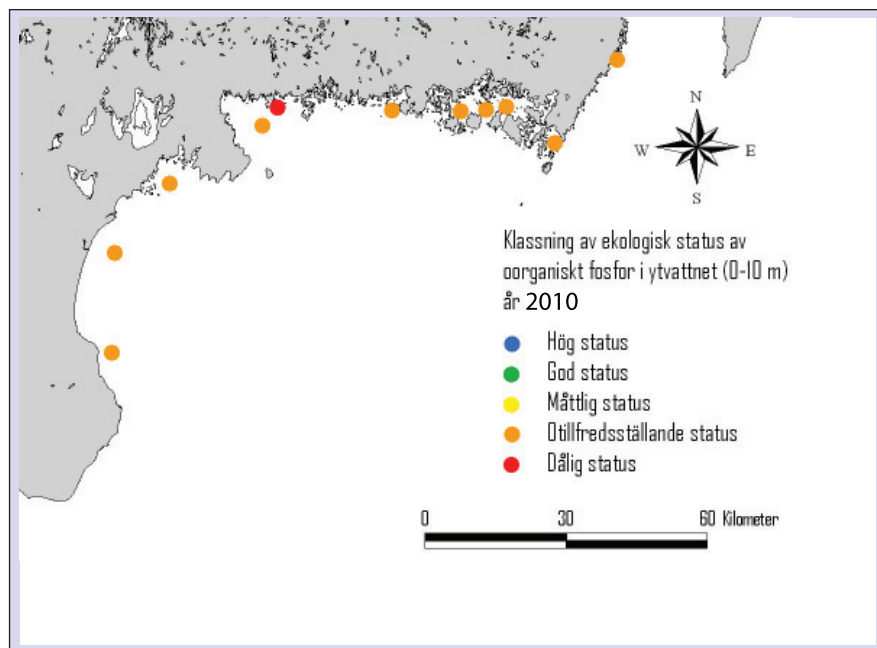
Tabell 3 Statusklassning av hydrografiska mätdata 2010 enligt Naturvårdsverkets Handbok 2007:4 (Naturvårdsverket 2007). Stationerna KL8 och K19 är grunda vilket gör att siktdjupet inte kan klassas här. För mer information se även bilaga 5.

	DIP	Tot-P	DIN	TOT-N	Tot-P	Tot-N	Siktdj	Syre
	vinter				juli-aug			
VH4 (S Hanöbukten)	4	3	2	3	4	2	3	1
VH3A (Åhus)	4	3	3	2	4	3	3	1
VH1 (Tosteberga)	4	4	2	3	4	2	2	1
K6 (Pukaviksbukten)	4	3	2	3	4	2	2	1
K7 (Karlshamn)	5	4	3	4	5	3	4	1
K12 (Ronneby)	4	3	1	3	4	3	3	1
NY (NV Aspö)	4	3	2	3	5	3	3	1
KAARV4 (Y redden)	4	3	3	3	5	3	3	1
K21 (SE Verkö)	4	3	3	3	5	3	4	1
K19 (Torhamn)	4	4	2	3	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 2010. Klassningen är gjord på vintermätvärden från december-februari.

#### 4.1 Temperatur

Det kalla vintervädret och den varma sommaren 2010 avspeglade sig också i ytvattentemperaturen under året, med lägre temperatur än normalt under årets början och slut respektive högre temperatur än normalt vid julprovtagningen. Som mest uppmättes hela 24.5 °C i juli vid station KL8 vid Kristianopel, vilket är flera grader över det normala. Ytvattentemperaturer under det normala uppmättes i januari – mars samt i maj och i december. 2010 var det med andra ord ovanligt kallt i kustvattnet.

#### 4.2 Salthalt

Under stor del av 2010 var salthalten längs Blekingekusten och västra Hanöbukten lägre än normalt (jämfört med perioden 2000-2009). Salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i hela kustområdet. Vid skiktning kan ventileringen av vattnet under språngskiktet hämmas. Den tydligaste skiktningen och störst variation i salthalt förekommer i de inre delarna av skärgården där tillrinningen från land är mest märkbar. Vid några enstaka stationer har salthaltsskiktning observerats några gånger under året. Vattenmassan har i övrigt varit i stort sett homogen och välblandad vid mätillfällena. Salthaltsskiktning i samband med tillrinning via vattendrag observerades främst vid stationerna K7, K12 och KL8. Vid K7 i Karlshamnsvärdarna observerades ett tydligt utsötat skikt i den översta me-

tern av vattenmassan i september och i november. Detsamma gällde vid K12 i Ronnebyfjärden i mars. I ytvattnet på den starkt sötvattenpåverkade stationen KL8 var också salthalten mycket lägre än normalt i november. Högre salthalt än normalt i ytvattnet observerades under året endast vid K7 vid provtagningarna i januari och mars.

#### 4.3 Siktdjup

Siktdjupet uppvisar betydande rumsliga och tidsmässiga variationer och påverkas bl.a. av förekomsten av plankton som når sitt maximum under vårbloomingen men också under bl.a. cyanobakterieblomningar 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.

Under 2010 kunde inte siktdjupet mätas vid ett flertal tillfällen under vintern p.g.a. isförekomst. Siktdjupet uppmättes som mest till 15 m vid VH3A i västra Hanöbukten i maj och som lägst uppmättes 1 m vid KL8 (Kristianopel) i september.

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 under sensommaren är NY i Karlskrona skärgård. Så var dock inte fallet under 2010, utan i stället uppmättes den lägsta syrgashalten i bottenvattnet på 10 meters djup vid K30 i september. Halten uppgick där till 4.4 ml/l. Vid station NY uppmättes lägst syrgashalt i bottenvattnet redan i mars med 5.5 ml/l, vilket är mycket under det normala för årstiden. Vid mätillfället var vattenmassan skiktad vilket skulle kunna innebära att bottenvattnet blivit "stående" och syret successivt förbrukats.

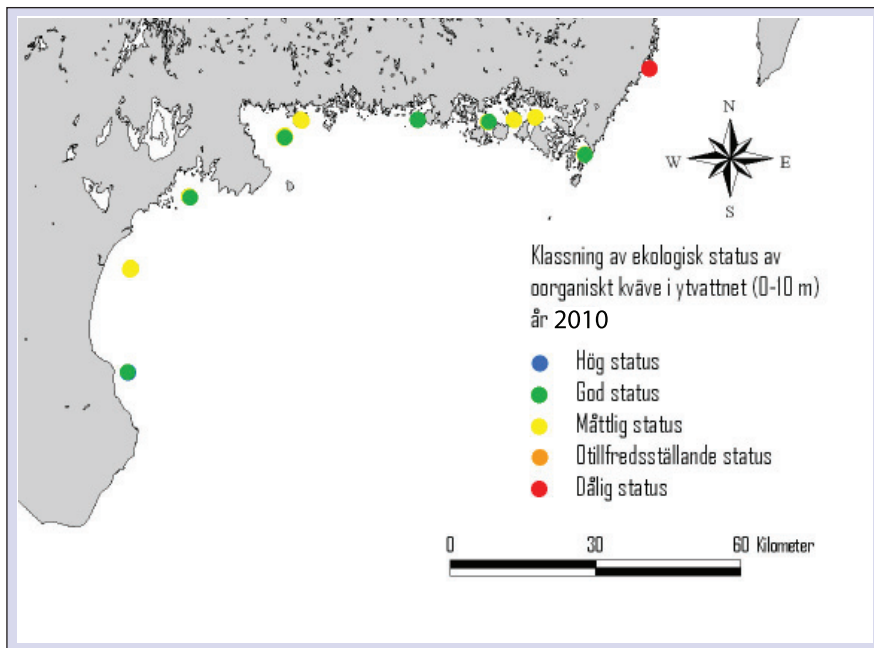
Den ekologiska statusen var hög på samtliga stationer enligt bedömningsgrunderna och det var alltså bra syreförhållanden 2010 i Blekinges och västra Hanöbukten kustvatten.

#### 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 vårbloomingen 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 algbloomingar den kommande växtsäsongen.

Under 2010 var fosfathalten under stor del av året under det normala jämfört med perioden 2000-2009. Successivt har fosfathalten i Hanöbukten kustvatten minskat från den markanta ökning som skedde vintern 2004/2005 och är nu på flera håll åter nere i nivå med värdena



Figur 36 Statusklassning av oorganiskt kväve (DIN-dissolved inorganic nitrogen) i ytvattnet 2010. Klassningen är gjord på vintermätvärden från december-februari.

i början på 2000-talet. Detta gäller särskilt de västra delarna av Hanöbukten och Blekinge. Längre österut (vid K21, K19 och KL8) uppmättes högre halter än normalt i början på året, men därefter normala eller lägre halter än normalt.

Även totalfosforhalten har varit jämförelsevis låg under 2010 jämfört med de senaste fem åren, men är inte nere i nivå med de halter som rådde innan ökningen 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 juli 2010 var utbredd algblomning i Hanöbukten och Östersjön.

Kartan i Figur 35 visar statusklassning av fosfat i ytvattnet vintertid 2010. Trots minskande fosfathalter överlag så var det dålig status i Karlshamnshjärden (K7) och otillfredsstillande status i övriga områden.

#### 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 den totala kvävemängden. Efter vårbloomingen förblir halterna av oorganiskt kväve låga ända fram till produktions-säsongens slut i september-oktober.

Kväve förs till kustvattnet genom tillrinning från land. Högre halt oorganiskt kväve än normalt uppmättes därmed under 2010 först och främst i samband med tydlig sötvattenpåverkan, exempelvis K7 i september, KL8 i november samt K12 och K21 i mars. Vid K7 var halten oorganiskt kväve tvärtom under det normala i mars samtidigt som salthalten var över det normala, d.v.s. inverkan av sötvatten var här ovanligt låg för årstiden. Även under hösten var halten oorganiskt kväve lägre än normalt på sina håll, främst i de västra delarna av undersökningsområdet.

Kartan i Figur 12 visar statusklassning av oorganiskt kväve i ytvattnet vintertid 2010. KL8 utmärker sig som alltid med extrema kvävehalter, vilket gav dålig status. I övrigt var statusen måttlig eller god.

#### 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 närnsalterna med en topp under vintern och nedgång i halterna i samband med vårbloomingen.

Under 2010 var silikathalten omväxlande både över och under det normala. Lägre halter än normalt uppmättes på stationerna i västra Hanöbukten under hösten och på stationerna i Karlshamnshjärden i mars där inverkan av sötvatten var ovanligt låg för årstiden. Höga silikathalter observerades i samband med stor sötvattenpåverkan vid exempelvis KL8 i november och K7 i september.

Högst silikathalter brukar påträffas vid KL8, vilket också var fallet under 2010 då en högsta halt på 150  $\mu\text{mol/l}$  uppmättes i november.

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 material, både dött och levande, t.ex. biomassa. Halterna visar hur mycket material som kan falla ut och belasta bottenarna. Höga POC- och PON-halter uppmättes exempelvis vid K6 i juni och oktober samt vid K19 i augusti i samband med blomning.

#### 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 2010 inföll vårbloomingen i huvudsak mellan mätstillfällena under våren och kan med andra ord inte ses i mätresultaten. Under sommaren-hösten kan man däremot se högre klorofyll a-halter än normalt främst i juli och i september på flera stationer.

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

Sedan 2009 har det förekommit storskaliga förändringar i djursamhällena i Hanöbukten. Individtätheten per lokal (abundansen) har gått ner från i medeltal 2300 till 1350 per kvadratmeter. I storlek påminner denna förändring om vad som hände mellan 2007 o 2008 och som sedan till stor del återställdes till 2009.

Hälften av minskningen till 2010 bestod av djur som tillfälligt befinner sig i mjukbottensystemet med hjälp av kringdrivande alger, t. ex. märlor av släktet *Gammarus*, blåmusslor och den lilla gråsuggan *Jaera albifrons*. Andra stora grupper bestod av den i antal ofta varierande, men ändå som tålig betecknade sandmasken *Pygospio elegans* och gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*). Ingen av de ovan nämnda arterna betecknas

som känsliga för störning av föroreningar och kan sannolikt förväntas öka i proverna igen framöver.

Den som känslig betecknade vitmärlan (*Monoporeia affinis*) minskade ytterligare till lägsta medeltätheten hittills samtidigt som den försvunnit från flera lokaler. Denna typ av storskalig nedgång är känd från norra Östersjön och från havsområdena norr om Åland. Någon entydig förklaring utöver klimat- och biologiska faktorer har inte kunnat ges.

Den ekologiska statusen klassades som god på drygt hälften av lokalerna, medan den bedöms vara måttlig till dålig i några skärgårdsområden.

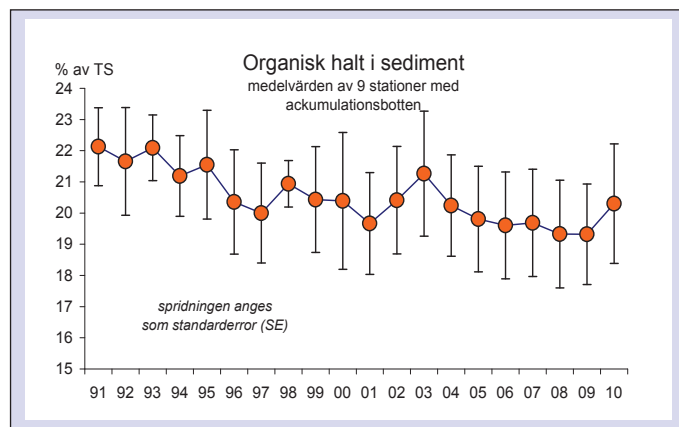
Mjukbottenundersökningarna 2010 genomfördes mellan 27 maj och 2 juni. Djur påträffades vid samtliga 24 stationer. Resultaten avseende sedimentanalyser, artantal, individantal, biomassa mm återfinns i bilagorna 6 till 10. Stationernas geografiska läge framgår av karta 9.

## 5.1 Sediment

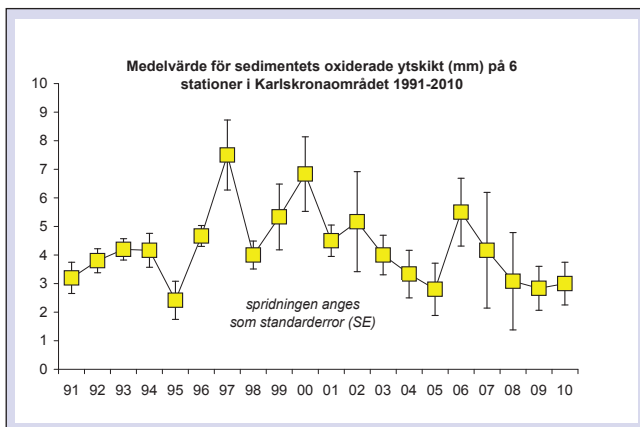
Mängder med partiklar i form av mine-ralkorn och växtrester från omgivande landområden tillförs Östersjön varje år. Utöver detta produceras växtplankton och annat organiskt material på plats ute i havet. Döda växtplankton och de

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 havsbotten. I grunda områden längs öppna kuster 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 renspolat så att det blir bar klippbotten. Denna typ av botten kallas erosionsbotten (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 bottenar flyttas alltså partiklarna flera gånger från plats till plats och de kallas därför transportbottenar. 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 bottenar kallas ackumulationsbottenar 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 sedimente-



Figur 37 Organisk halt (glödförlust) på 9 stationer med ackumulationsbotten i Blekinge under åren 1991-2010. Medelvärden med spridningsmått (SE).



Figur 38 Medelvärde för tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på 6 stationer i Karlskronafjärden under åren 1991-2010. Tjockleken anges i mm och är uppskattad direkt i bottenhuggaren.

rade organiska materialet däremot först på 50-60 meters djup (Persson 1989). Djursamhället som lever nere i botten påverkar i sin tur utseendet på sedimentet genom sin grävaktivitet och genom att bidra till nedbrytning av organiskt material.

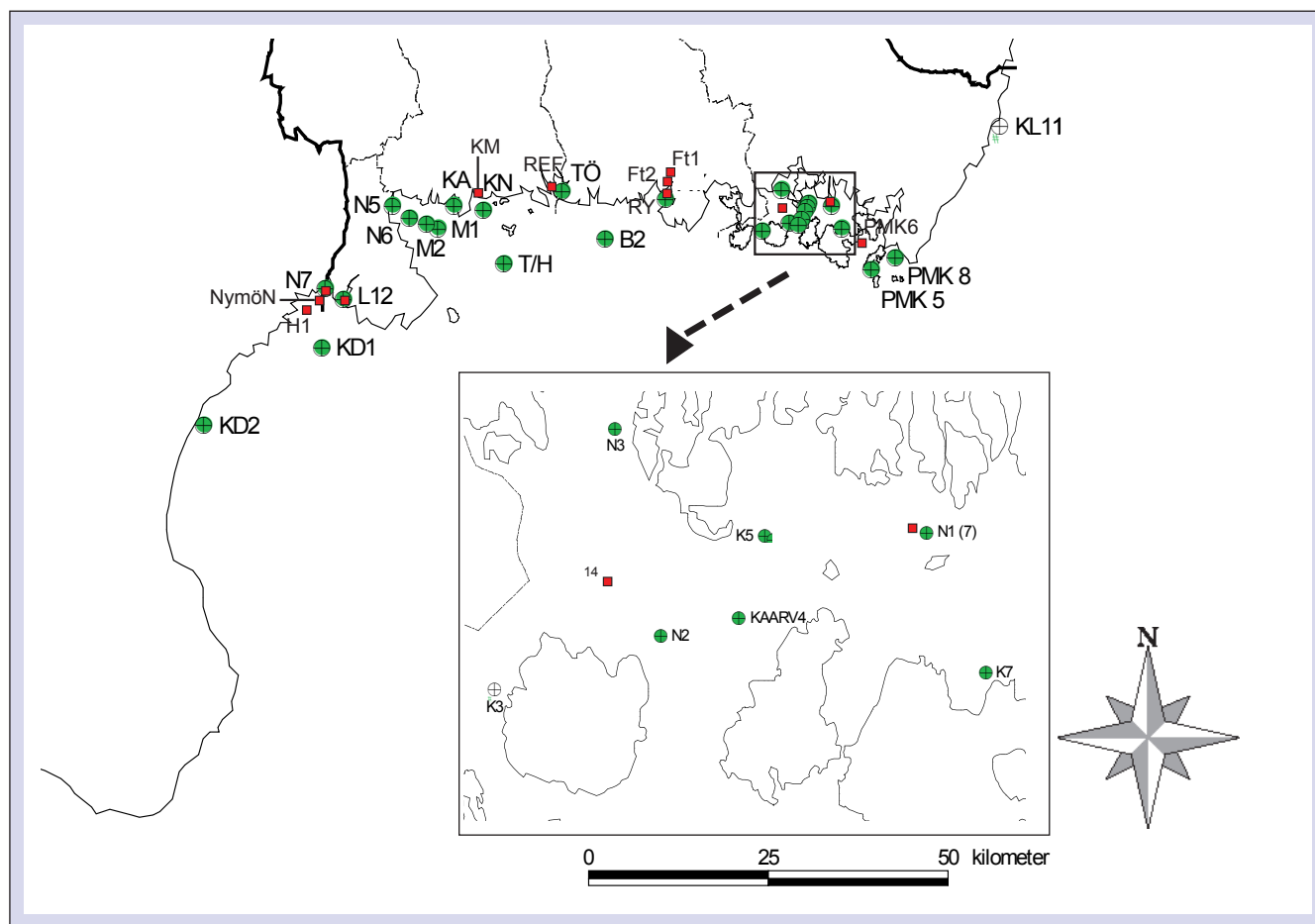
Ute i centrala Östersjöns ackumulationsbottnar växer sedimentlagret med ca 1 mm per år men närmare land är tillväxten betydligt större. I skyddade lägen och på stora djup ansamlas alltså organiskt material och det är på dessa platser som man snabbast ser effekter av förändrad föroreningsbelastning. På 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 botten-djuren. Skillnaden i organisk halt och vattenomsättning gör att syre-sättningen av sedimentet går olika djupt i de tre botten typerna.

Vid 2010 års provtagning hade, liksom året innan, 12 av de totalt 24 lokalerna ackumulationsbotten (organisk halt >10%), 2 transportbotten (organisk halt 4-10%) och 10 erosionsbotten (organisk halt <4%). Jämfört med 2009 var glödförlusterna (organiska halterna) endast marginellt förändrade, såväl på stationer med gytjtjuga som sandiga sediment. Trendanalys av glödförlusten på de provtagna stationerna under perioden 1991-2010 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 Karlskrona-bassängen) visar en signifikant ökande trend med ett språng kring 1999-2000. Vid den sandiga lokalen B2 syd Ronneby ökar glödförlusten också signifikant, men betydligt långsammare och fortfarande som typisk erosionsbotten. Den djupa T/H visar minskande trend. Lokalen är utsatt för blomningar till havs och den upplever uppenbart en minskad tillförsel från t ex döda växtplankton. Den generella minskning av glödförlus-

ten som inträffat framför allt i skärgårds-områden (figur 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 de senaste två åren åter litet. En jämförelse med avseende på kornstorleksfördelningen för perioden 1991 till 2010 visar att de flesta stationerna har haft ett relativt oförändrat sediment de senaste åren med en antydning om tillfällig övergång till grövre sediment under 2009 (Bilaga 6).

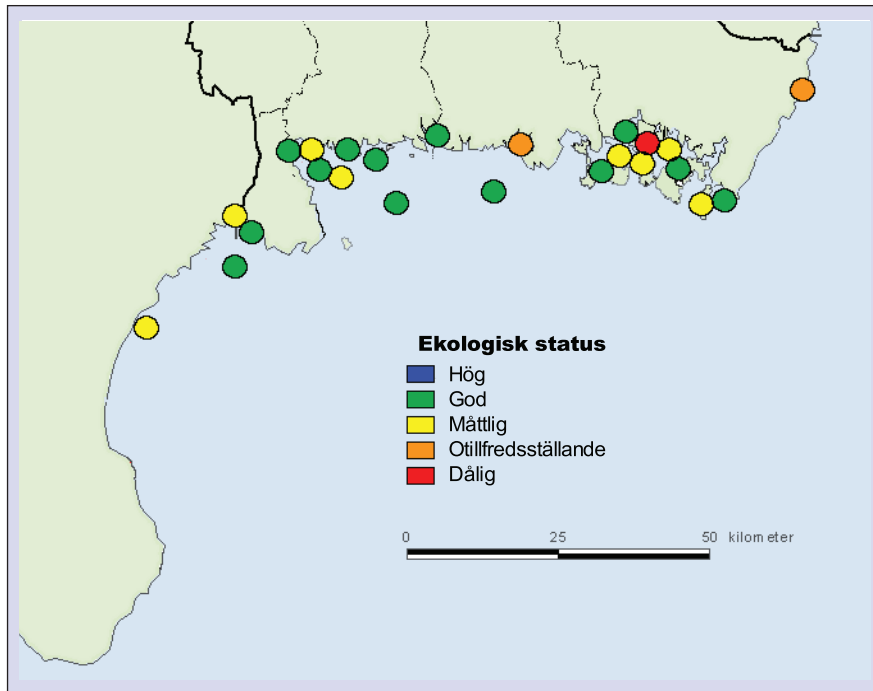
## 5.2 Bottenfauna

På och i sedimentet finns normalt ett stort antal djur. Eftersom östersjövatten är utsötat finns här dock betydligt färre arter än i rent marin miljö. Totalt förekommer av och till ett drygt femtiotal arter av större botten-djur i det undersökta området. De flesta botten-djur i Östersjön gynnas av en viss ökning av



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 2010 enligt de nya bedömningsgrunderna. Klassningen är gjord efter tjugonde percentilen.

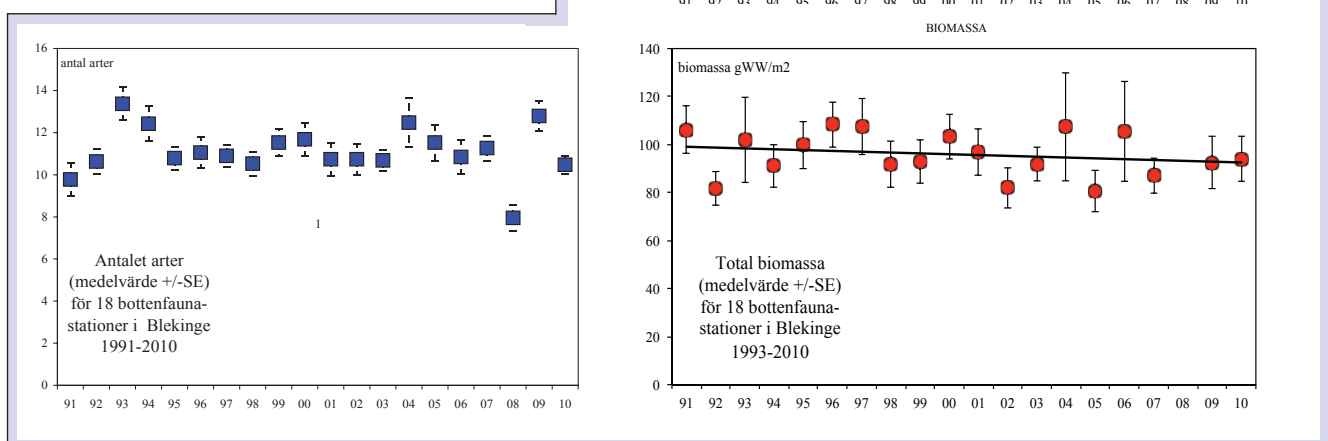
mängden organiskt material i vatten och sediment. Detta leder till bättre tillväxt och fler individer. Med ytterligare ökad föroreningsgrad försvinner emellertid några känsliga arter, i allmänhet kräftdjur, medan musslor och maskar fortsätter att öka. De djur i våra vatten som är mest tåliga mot förorening är östersjömusslan, vissa fåborstmaskar, rovorbstmasken och framförallt flera arter fjädermygglarver (Leppäkoski 1975).

Under 2007 kom nya bedömningsgrunder för bentiska evertetrater (Naturvårdsverket 2007) enligt krav i ramdirektivet för vatten. Ekologisk status för ett vattenområde beräknas med utgångspunkt i olika djurarters förekomst. Olika arter har tilldelats olika känslighetsvärden och för varje prov räknas ett kvalitetsindex (BQI) ut. Därefter delas stationerna in i klasserna Hög, God, Måttlig, Otillfredsstillande och

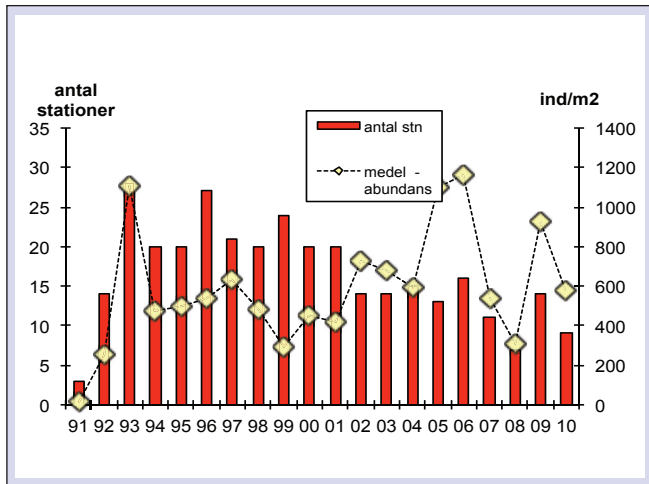
Dålig ekologisk status. Bedömningsgrunderna är egentligen anpassade för att användas på flera stationer i ett vattenområde varefter ett medelvärde används och inte som här på enstaka stationer. I det följande kommer att

hänvisas till BQI, vilket finns beräknat för samtliga lite djupare lokaler i bilaga 10. Det har visat sig att detta index inte alltid visar ett rimligt värde då t ex vissa djur som inte normalt har jämn och kontinuerlig förekomst i Skåne-Blekinge samtidigt har ett högt indexvärde. Ett sådant djur är vitmärlan (*Monoporeia affinis*), som där indexet togs fram, längre norrut i Östersjön, normalt har en jämnare förekomst än vad den har vid Blekingekusten. När det nedan hänvisas till BQI-ändringar orsakade av förändringar i vitmärlans förekomst kommer detta att nämnas i texten. BQI ger annars en bra uppskattning av miljötillståndet i ett område.

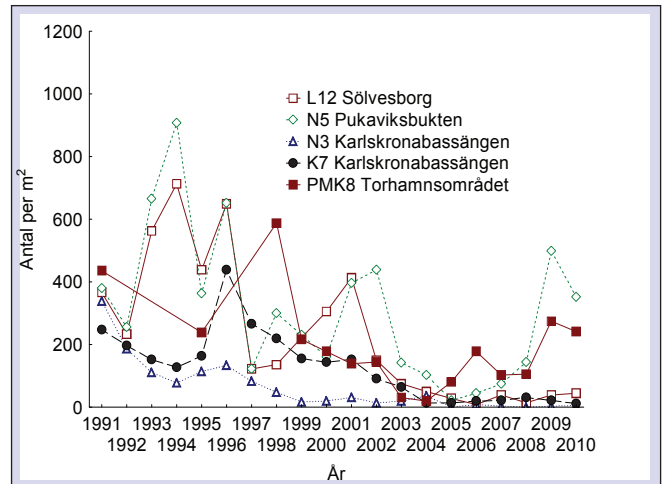
Klassningen av 2010 års resultat i Hanöbukten visar att bara drygt hälften av stationerna hade god ekologisk status och då låg ändå några nära gränsen mot måttlig status (bilaga 10). Ingen lokal hade hög status! På flertalet av lokalerna kunde ingen statistiskt säkerställd trend för BQI under perioden 1991-2010 fastställas, även om tendenser till minskande BQI fanns på flera lokaler. Statistiskt signifikant negativ utveckling av BQI hade t ex L12 vid Sölvesborg, KA och N6 i Pukaviksbukten samt N2 i Karlskronafjärden. Man kan dock inte hävda att BQI visar på någon allmän



Figur 40 Förändringar av medelantal arter, medelförekomst o medelbiomassa på 18 stationer i Blekinge



Figur 41 Antalet stationer med *Pygospio elegans* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2010. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 42 Mängden rovbormaskar (*Hediste diversicolor*) på fem stationer längs Blekingekusten 1991–2010.

utveckling för hela området. De nedgångar av BQI som märkts inträffade framförallt mellan åren 1990 till 1995 varefter utvecklingen snarare legat stilla på en lägre nivå.

#### Arter

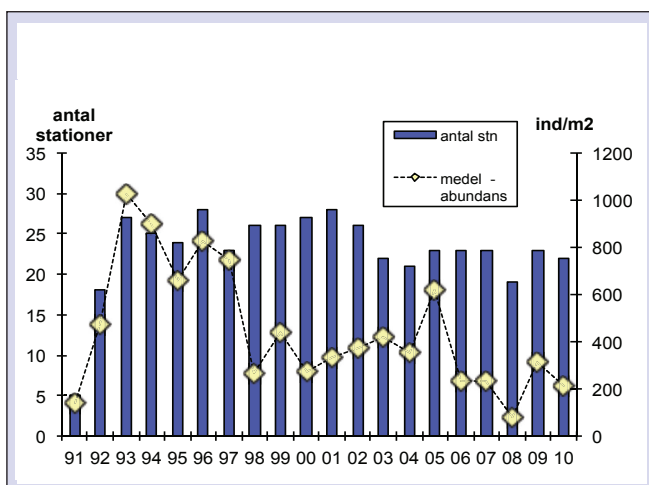
Djur påträffades på samtliga 24 bottenfaunastationer. Antalet arter eller högre taxa var totalt 39, vilket är jämförbart med resultatet från 2009, då 41 arter påträffades i proverna. Såväl 2009 som 2010 var artantalet betydligt högre än 2008 års bottennotering på 26 (bilaga 9). De arter som återetablerats jämfört med 2008 är oftast sådana som är mer eller mindre tillfälliga på grund av att de följt med drivande alger eller förekommit bara med enstaka individer. Ökningen antyder därmed att mängden drivande alger ökat igen. Artantalet per station varierade mellan 7 och 20 (21 var max förra året) (se bilaga 8) och

medelantalet arter per station var 11 (13 förra året, figur 40). Medelantalet individer per lokal minskade rejält, från 2 300 till 1 350. Det är de små djuren som minskat. Sandmasken (*Pygospio elegans*, figur 41), gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*, figur 43), vitmärlan (*Monoporeia affinis*, figur 44) och småsnäckor av gruppen *Hydrobia* sp samt arten *Potamopyrgus antipodarum* (figur 47, figur 51 mfl) är de viktigaste. Till och med fjädermygglarverna hade minskat. Det är naturligtvis dessa nedgångar som ligger bakom de låga BQI-värden som redovisas ovan och i bilaga 10. Alla dessa arter hör till djurgrupper som ofta varierar stort mellan år. Betoningen på att det är smådjuren som minskat framhävs av att medelbiomassan per lokal tenderade att öka (bilaga 9, figur 40) trots att antalet djur per lokal nästan halverats.

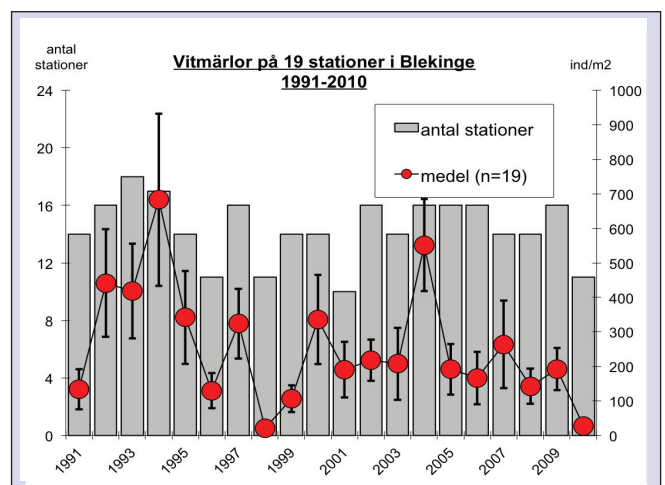
Det var inget område som utmärkte sig

som speciellt artfattigt. Station KL11 vid Kristianopel som förra året hade 8 arter hade 2010 sju arter, inklusive den tillfälligt (?) återetablerade östersjömusslan. Situationen på denna station är instabil och det behövs bara lite extra lång isläggning under vintern för att bottendjursamhället ska slås ut till följd av syrebrist.

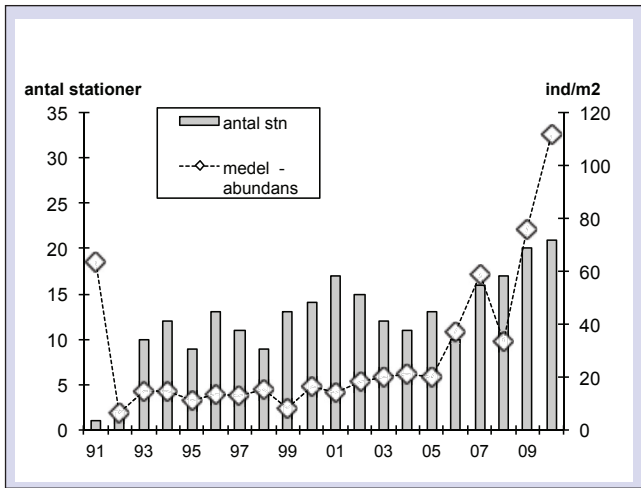
Havsbormasken *Hediste diversicolor* (tidigare *Nereis diversicolor*) betraktas som föroreningstålig och den trivs även i sediment som är organiskt belastade (Leppäkoski 1975). Arten har tidigare haft en stark ställning och förekommit på lite drygt hälften av de provtagna stationerna, främst på gytjtjuga men även med mer småvuxna exemplar på sandiga bottnar. De senaste tio åren har arten minskat, speciellt på stationerna i Karlskronafjärden, även om 2010 års resultat antyder en liten återhämtning (figur 42). Nedgången har varit av bred karaktär och noterats även i Kalmar län (Tobiasson 2005). Det



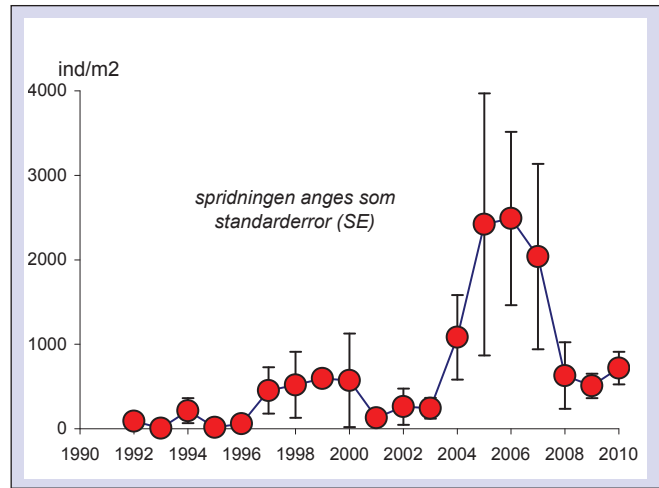
Figur 43 Antalet stationer med *Oligochaeta* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2010. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 44 Antalet vitmärlor i medeltal för 19 mjukbottenstationer i Blekinge 1991–2010. Dessutom anges totala antalet stationer som hade vitmärlor.



Figur 45 Förekomsten av arten amerikansk rovborstmask (*Marenzelleria* sp.) 1991–2010. 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 1991–2010. Spridningen anges som standarderror (SE).

finns ännu inga förslag till förklaringar till dessa storskaliga förändringar. Den relativt nyetablerade detritusätande havsborstmasken *Marenzelleria* spp har antsetts kunna konkurrera ut *H. diversicolor* (Kotta et al. 2001) men sådana effekter har inte varit tydliga här.

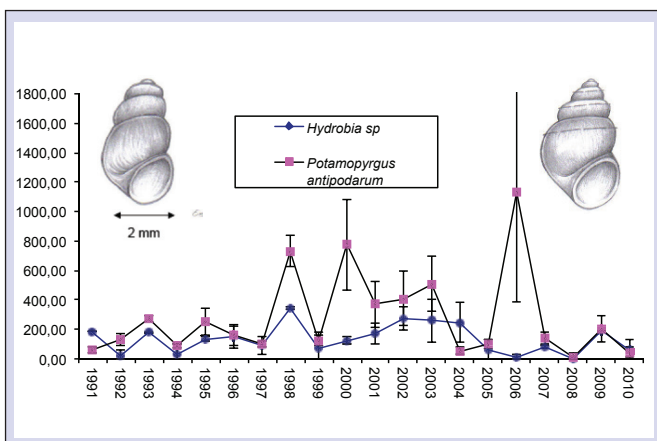
*Marenzelleria* spp förekom 2010 på 21 av stationerna (förra året 20) med ökande individualantal. Arten påträffades 2010 i mycket höga antal på både djupare o grundare lokaler i Kalmar län (muntligen Stefan Tobiasson). Den visar därmed en storskaligt ökande trend. De högsta tätheterna i Blekinge påträffades vid några lokaler i Pukaviksbukten (se bilaga 8 och figur 45). I Sverige hittades arten för första gången 1990 i Blekinge (Persson 1991). Den föroreningskänsliga fjällborstmasken *Bylgides sarsi* (tidigare *Harmothoe sarsi*) har minskat i flera år och finns från och med 2010 inte längre kvar på de lokaler som provtas i Hanö-

bukten. Samma utveckling sågs vid den nationella övervakningen kring Utklippan. Här kan det röra sig om födobrist då ett prefererat byte, vitmärulan, minskat till så låg täthet att den kanske är svår att hitta.

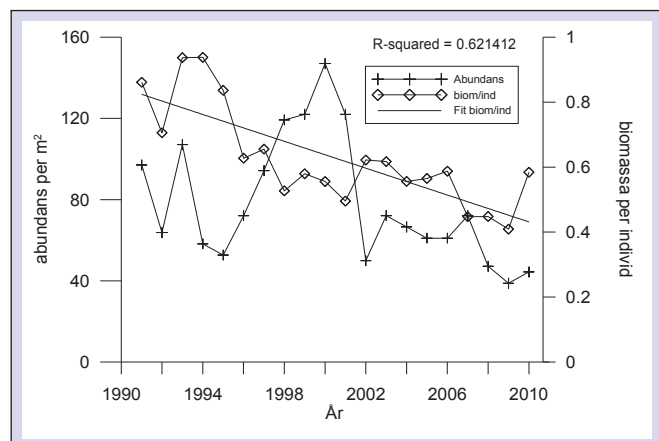
Fåborstmaskar ("dagmaskar", *Oligochaeta*) ökade totalt sett kraftigt i antal fram till 1993 men har sedan dess minskat igen, speciellt på sandiga bottenar (figur 43). Mellan 2009 och 2010 minskade arten kraftigt framförallt vid sandiga lokaler, dvs kring Pukaviksbukten. Det torde vara mellanårsvariationer i väder eller biologiska faktorer som ligger bakom.

Mängden av den upp till tio mm stora vitmärulan (*Monoporeia affinis*) kan variera mycket mellan åren. Arten är en ishavsrelikt och föredrar därmed kallt vatten. Den anses dessutom vara känslig för föroreningar (Leppäkoski 1975) och utnyttjas därför som miljöindikator, framförallt längre norrut i Östersjön där

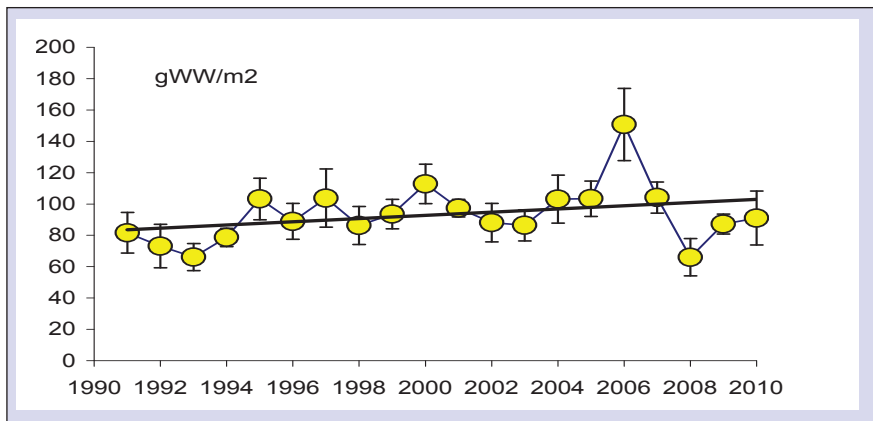
den har en mer kontinuerlig förekomst. Arten är mot denna bakgrund vanligast på djupa och inte så organiskt belastade bottenar. Mellan 2009 och 2010 minskade den kraftigt på i stort sett alla lokaler där den förekom. 2009 fanns den på 21 stationer och 2010 bara på 13 och dessutom med ett mycket lägre medelantal per station. Den djupa T/H har brutit en ökande trend, kanske pga att den effektiva predatorn ishavsgåsuggan (*Saduria entomon*) tidigare etablerat ett stort (men småvuxet) bestånd på stationen. I och med 2010 är båda arterna nästan borta från lokalen. Kanske ser vi här ytterligare ett exempel på födobrist i form av vikande vitmärkebestånd. Även havsborstmasken *Marenzelleria* spp var 2010 etablerad på lokalen och det finns tvetydiga antydningar om att den kan konkurrera med vitmärulan (Neidemann et al. 2003, Wiklund et al. 2009). Den är mer kallvattens- och salthalts-beroende



Figur 47 Abundans (Individ per m2) för tusensnäckor på 4 lokaler i Karlskronabassängen. Illustrationer av Emma Tinnert..



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



Figur 49 Östersjömusslornas biomassa förändring mellan 1991 och 2010 på bottenfaunalokaler i Karlskronaområdet. Spridningen anges som Standarderror (SE).

släktingen *Pontoporeia femorata* förekom 2010 bara på den djupa T/H och även den i lägre antal.

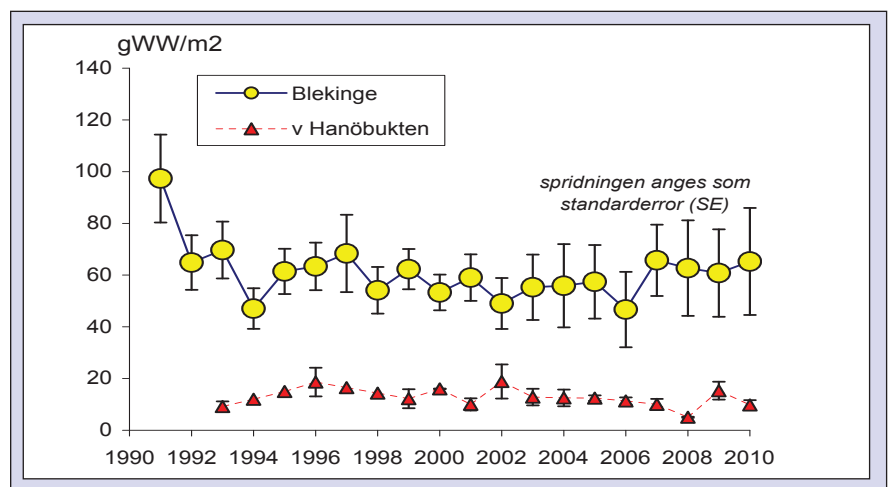
Den lilla mikroalgsbetande sandmärlan (*Bathyporeia pilosa*) trivs bäst i finsand och är känd för att vandra ut och in längs kusten och kan därför variera mycket mellan åren. Djuret gräver i sanden och är därmed känsligt för om sedimentet blir grövre vilket vi inte har kunnat konstatera i de gjorda undersökningarna. En av stationerna i Västra Hanöbukten (KD1 vid Nymölla) har vissa år haft ett relativt stort antal av arten, så även 2010 (bilaga 8).

Gruppen fjädermygglarver (*Chironomidae*) har ofta en stark ställning på organiskt förorenade botten. Några av arterna inom gruppen betraktas som de mest tåliga av alla vad avser hög organisk belastning och dåliga syreförhållanden (Leppäkoski 1975). Fjädermyggorna förekommer i stort sett på samma stationer och i samma tätheter som 2009. Vid Sölvesborg har gruppen under ett antal år varit dominant men 2010 var antalet mer än halverat jämfört med 2007 vid L12 och kvar vid relativt låga antal från 2008 vid N7 i närliggande Valjeviken. En tidigare ökande trend har avstannat (figur 46). Fjädermyggor var under några år så vanliga i området att de upplevdes som en stor olägenhet för de kringboende. Möjligen kan ökningen vara bruten i och med de senaste årens lägre antal. 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 talrika fr a på måttligt djupa botten med visst organiskt innehåll är tusensnäckorna. De representeras i våra vatten huvudsakligen av gruppen *Hydrobida* sp och den snarlika *Potamopyrgus antipodarum*. De är ca 1-3 mm stora, rör sig 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), återkom 2009 men har nu åter minskat på de flesta håll. Det är svårt att se någon orsak till dessa förändringar. Gruppen har minskat både på sandiga o på gytjtiga botten varför det är svårt att hävda att det skulle bero på syrebrist. Utav dessa två taxa är det *P. antipodarum* som minskat kraftigast. Arten fanns mest på gytjtiga botten, där risken för syrebrist är reell, så den förklaringen kan inte uteslutas.

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



Figur 50 Biomassa förändringar för Östersjömusslorna på 7 erosionsbotten i Blekinge och två i västra Hanöbukten 1991-2010.

Efter 2008 års markanta nedgång var dock förekomsten av östersjömussla åter ökande eller oförändrad vid flera lokaler 2009. Det fanns 2010 en antydning till ökande biomassa (t ex figur 49, figur 50 och bilaga 9).

Ett specialfall kan ses vid den djupa lokalen T/H där man kan notera att de stora musslorna minskat i vikt över tid (figur 48) trots att beståndet glesnat. Kanske är konkurrensen om födan för stor från andra arter vid denna lokal eller kan det vara en effekt av minskad födotillgång på grund av mindre sedimentation av planktonalger?

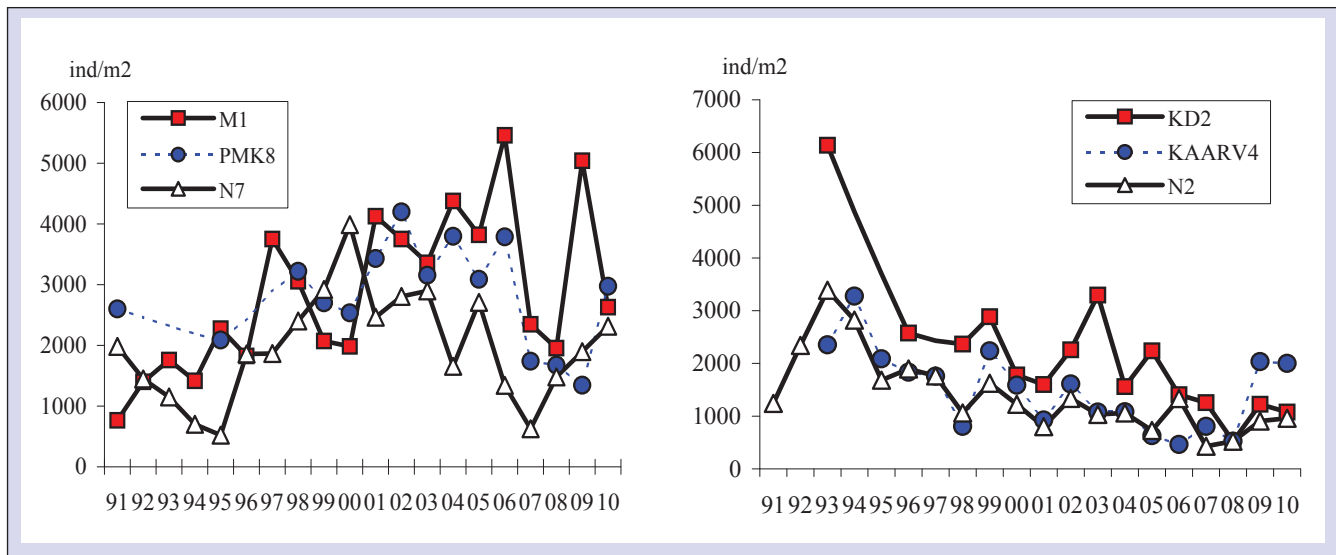
### Analys av djursamhällen

Så kallad multivariat analys av artsammansättningen på de undersökta stationerna visas i figur 53 där år 2009 jämförs med år 2010. Denna typ av analys ger en bild av hur lika djursamhällena är mellan lokaler. Två lokaler med likartade djursamhällen ligger nära varandra i figuren. Analysen kan fungera som varningsklocka om någon lokal plötsligt lämnar sin "normala" plats i diagrammen och därmed talar om att samhället har ändrats.

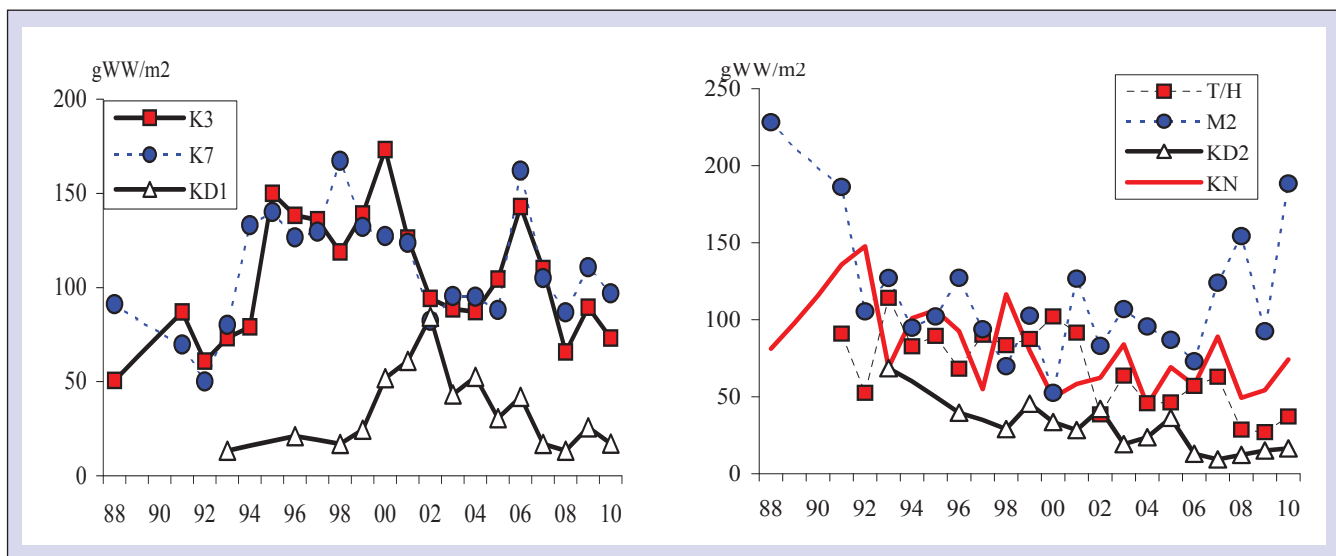
Lokaler som är gruppvis inringade med en tunn oval är lika varandra i sin artsammansättning till minst 60 %. Enskilda inringade lokaler är inte lika någon annan lokal till så mycket som 60 %, dvs de avviker från alla andra lokaler i sin artsammansättning. Lokaler inringade med en kraftig oval behandlas speciellt i texten nedan. Vid dessa lokaler har djursamhällena gemensamma villkor i form av likartade vattendjup och sedimenttyper. Dessa två faktorer har stor betydelse för bottenfaunasamhällets struktur.

Grupp 1 i figur 53 består av grunda lokaler med gytjtigt sediment, dvs de





Figur 51 Individtätheten på några stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991-2010.



Figur 52 Totalbiomassa (gWW/m²) på några mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1988-2010.

har jämförbara substrat, djup o måttlig vågpåverkan. De har därför ofta likartade djursamhällen trots att de är geografiskt åtskilda mellan Sölvesborg-Ronneby-Karlskrona. De ligger samtliga nära tätorter. Djursamhället domineras av östersjömussla. Närvaro av fjädermygglarver (*Chironomidae*), vilka var talrikast vid Ronneby o Sölvesborg, antyder organisk belastning. Lokalerna har i allmänhet förlorat sina bestånd av vitmärla och tusensnäckor (framför allt arten *Potamopyrgus antipodarum*). Den kallvattensberoende vitmärlan har egentligen inte någon stabil hemort på dessa lokaler. Gruppen har ännu endast i ringa grad återfått sitt naturliga bestånd av rovborstmasken *Hediste diversicolor*. BQI ligger genomgående kring

eller under gränsen mellan god o måttlig status.

Den grunda och gytjtjiga N7 i Valjeviken visar måttlig ekologisk status (BQI). Här förekom få arter, ett relativt svagt bestånd av östersjömussla och ett, jämfört med övriga lokaler, stort antal fjädermygglarver antyder hög organisk belastning.

Den mycket grunda PMK8 i Torhamnsfjärden är egentligen en blandning av mjukbotten- och växtprovtagning. Lokalen är så grund att där finns ett väletablerat bestånd av natearter. Djursamhället består därmed av både växtanknutna och sedimentlevande organismer varför artantal o diversitet blir hög. Den är dock för grund för att passa in i BQI-systemet. Lokalen håller ett stort bestånd av den annars så fåtaliga rovborstmasken *He-*

*diste diversicolor*. Lokalen hade 2010 20 djurarter, medan övriga lokaler låg mestadels kring 10.

Den likaledes gytjtjiga och grunda PMK5 har också 20 arter, beroende på ett stort inslag av växtanknutna djur. Lokalen har fortfarande ett relativt svagt bestånd av östersjömussla sedan den vid ett par tillfällen drabbats av syrebrist. Lokalen fick för 2010 statusen god med hjälp av nämnda växtanknutna arter och trots ett övergödningsindikerande bestånd av fjädermygglarver.

Vid Kristianopel ligger den mycket grunda och gytjtjiga K11. Lokalen drabbas av och till av syrebrist men hade ändå ett litet bestånd stora östersjömusslor. Här fanns också länets största bestånd av rovborstmask (*Hediste diversicolor*).

Lokalen är för grund för att utvärderas med BQI.

De lite djupare lokalerna med gyttjebotten, KAARV 4, K5, N1 o N2 ligger alla i Karlskronafjärden (grupp 2 i figur 53). Lokalerna domineras normalt av östersjömusslan. Denna dominans har accentuerats sedan de nu förlorat sina bestånd av vitmärlor och tusensnäckor av arten *Potamopyrgus antipodarum*. Lokalerna har genomgående ett BQI kring gränsen mellan god o måttlig status vilket blivit tydligare sedan den föroreningskänsliga vitmärlan försvann. Lokalen K5 har hittills visat ett mycket varierat BQI, 2010 klassades den ekologiska statusen t o m som dålig. Den stora variationen mellan åren beror sannolikt på att lokalen ligger i en sluttning, vilket erfarenhetsmässigt ger ett rikare samhälle än ett motsvarande på plan botten.

Speciellt lokalen KAARV 4 har länge haft låg status, vilket antyder någon form av miljöpåverkan.

Vid Tjärö ligger lokalen TÖ. Den har trots 15 meters vattendjup och ett till synes vågskyddat läge ofta visat varierande sediment (bilaga 7) och kringdrivande växtrester. Det senare bidrar till att lokalen oftast är artrik och därmed hittills har haft ett BQI väl över gränsen till god. Lokalen har inte visat tecken på

övergödning, men det kan bero på gott vattenutbyte.

Lokalerna i grupp 3 i figur 53 är alla lite djupare än hittills behandlade lokaler och med mer vågexponerade lägen i Pukaviksbukten och därutanför. I stället för gyttja är det därför sandbotten här, men ändå med ett litet inslag av organiskt material (bilaga 6). Djursamhället domineras av sandmask (*Pygospio elegans*) och fåborstmaskar (*Oligochaeta*). De stora bestånden av dessa djur halverades mellan 2009 och 2010. Det är också vid dessa lokaler som vitmärlan har minskat som kraftigast. Här finns också ett bestånd av den invandrade detritusätande havsborstmasken *Marenzelleria* spp. Det verkar som om den låga halten organiskt material räcker för att dessa lokaler skall hålla ett betydligt rikare samhälle än nästa grupp lokaler. BQI har hittills legat väl över gränsen till god status, men har fallit något på grund av att vitmärlan minskat så starkt.

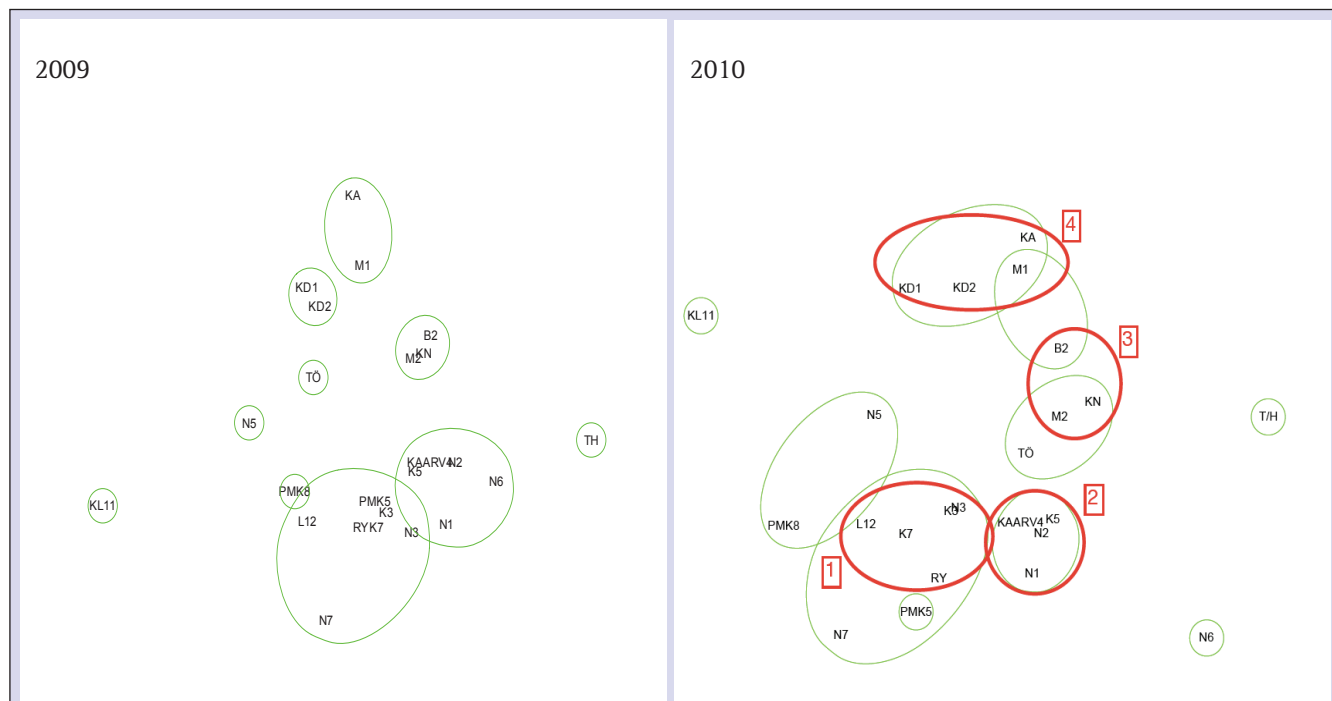
Lokalerna i grupp 4 i figur 53 är också relativt djupa men i allmänhet med ett sediment som är grövre och som har lägre halt av organiskt material. Djurlivet är därmed lite annorlunda än i förra gruppen även om det också här var dominans av sandmask och fåborstmaskar. Också här minskade dessa grupper kraftigt mellan

2009 och 2010. Vitmärlan har bara funnits här mycket tillfälligt och i små bestånd.

Tre av lokalerna har därmed en BQI-status nära gränsen till måttlig, medan lokalen KD1 stadigt legat högre, bland annat för sitt bestånd av märlan *Bathyporeia pilosa*.

Lokalen N5 längst in i Pukaviksbukten är grund och har ett varierat grusigt-siltigt sediment och liknar, trots sitt sediment den ännu grundare PMK8 i Torhamnfjärden.

T/H ute i Hanöbukten har fortsatt att tappa både arter och individrikedom. Lokalens specialitet vitmärlan var nere på mycket låg nivå, sannolikt en förklaring till att dess predator fjällborstmasken *Bylgides sarsi* var borta, inte bara från T/H utan från hela Blekingeprogrammet. Lokalen är annars en av de få där antalet individ ökade, helt förklarad av en kraftig rekrytering av *Marenzelleria* spp. Lokalen har mestadels haft högt BQI, men har nu börjat närma sig gränsen till måttlig status.



Figur 53 Artsammansättningen för djur i mjuka botten i Hanöbukten 2009 och 2010 analyserade med multivariat metod enl. Field mfl 1982. Lokaler som ligger nära varandra har likartad sammansättning av djursamhället. Grupper av lokaler som omsluts av en tunn ring är lika varandra i sin artsammansättning till minst 60%. Lokaler omslutna av en numrerad bred ring representerar botten som är lika varandra till substrat och djup. De behandlas i ett sammanhang i texten med referens till siffran.

# 6. Makroalger på hårdbottnar

Sedan undersökningarna i Hanöbukten 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 2010 på 11 av de 17 lokalerna i Hanöbukten vilket är en minskning med en lokal sedan 2009.

Mängden påväxtalger på tången var överlag ganska måttlig under 2010. Mest påväxt var det vid MA3. Det finns ingen uttalad trend för mängden epifyter under de gångna åren. Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2010 liksom tidigare var kvävebegränsad på de flesta av de provtagna

lokalerna. Kväve/Fosfor-kvoten var dock högre 2010 jämfört med 2009 på samtliga stationer. Trendanalys över hela perioden (1990–2010) visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på några lokaler och även totalt i Blekinge framförallt beroende på högre fosforhalter. De senaste tio åren tenderar dock kvoterna att öka igen på flera stationer, ffa beroende på ökande halter av kväve i tångens toppskott.

Mängden djur har under åren 1998–2010 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 1998–2010.

Under perioden 1998–2010 minskade mängden rödalger, framförallt gaffeltång, vid de vågexponerade lokalerna.

Under 2010 (30 aug-13 oktober) 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.

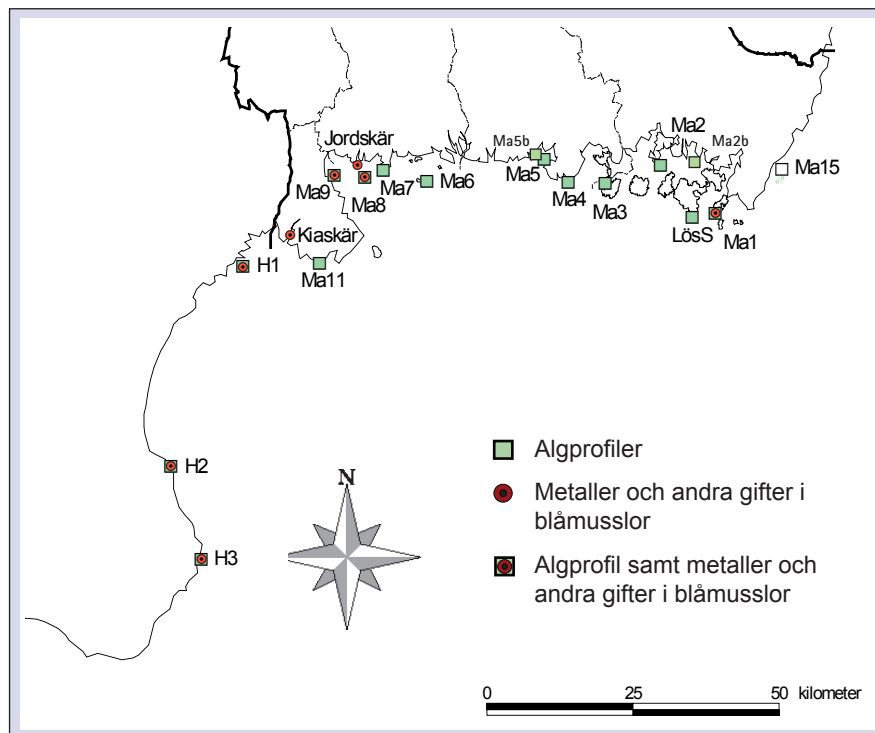
## 6.1 Utbredning och förekomst av alger

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-

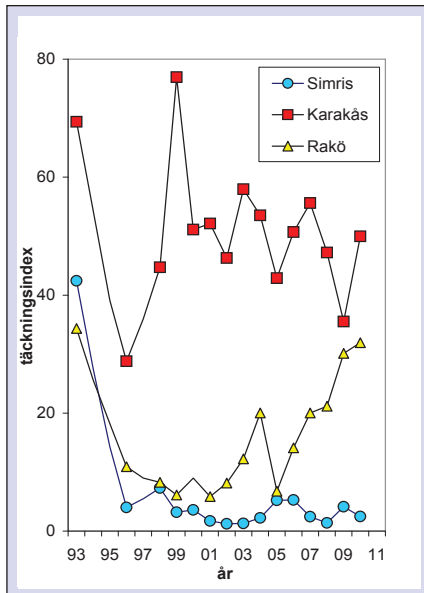
buktens vågexponerade områden finns ibland lämpligt substrat och ljus ner till mer än 20 meter, även om bristen på ljus gör att mängden växter blir liten på sådant djup. I mer skyddade miljöer, som i Blekinges skärgårdar, är det både sämre ljusförhållanden och mer slam på hårdbottnarna vilket begränsar 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 Algorprofiler 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 1990–2010.

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.

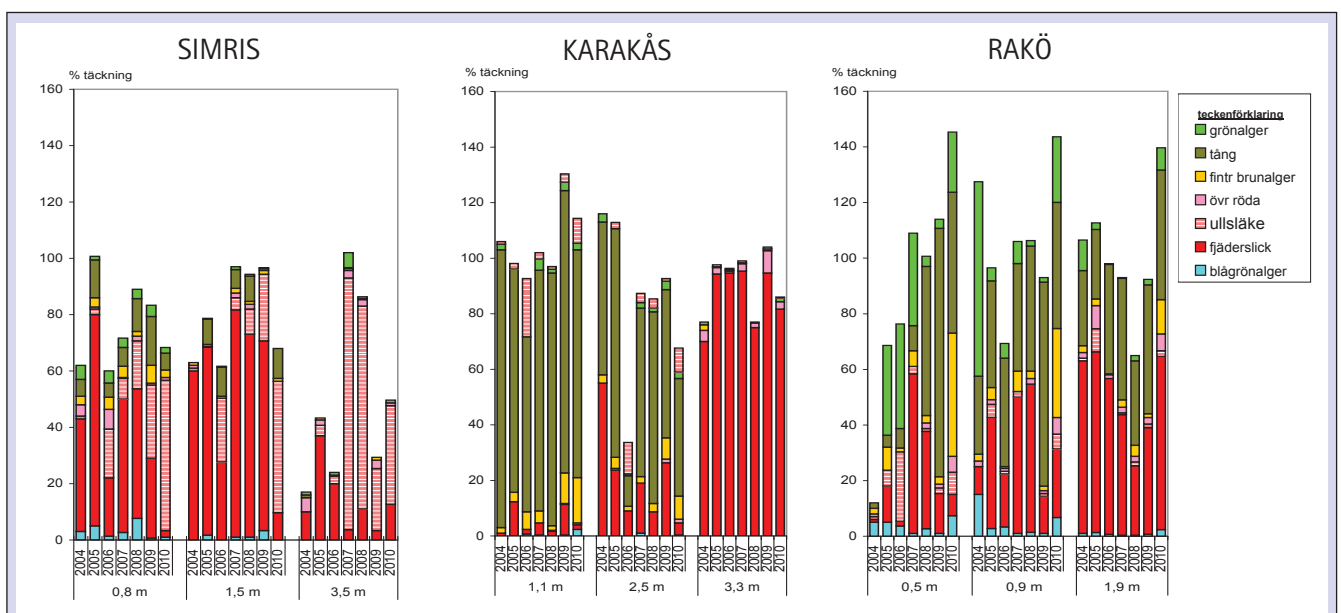
Från Atlanten är det känt att t ex småtorsk uppehåller sig i tångregionen både för att söka skydd och föda (Keats et al. 1987, Borg et al. 1997). I Östersjön är detta inte fullständigt undersökt men det är känt att torsken uppehåller sig i tångbältesregionen (Neuman 1984). Det är därför sannolikt att stora uppväxtområden för torsk och abborre har försvunnit utanför både Blekinges och Skånes kuster. Orsakerna till dessa storskaliga förändringar ligger sannolikt i Östersjöns övergödning (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 övergödning och noggrann vård av fiskbestånden.

## 6.2 Undersökningar i västra Hanöbukten 1993–2010

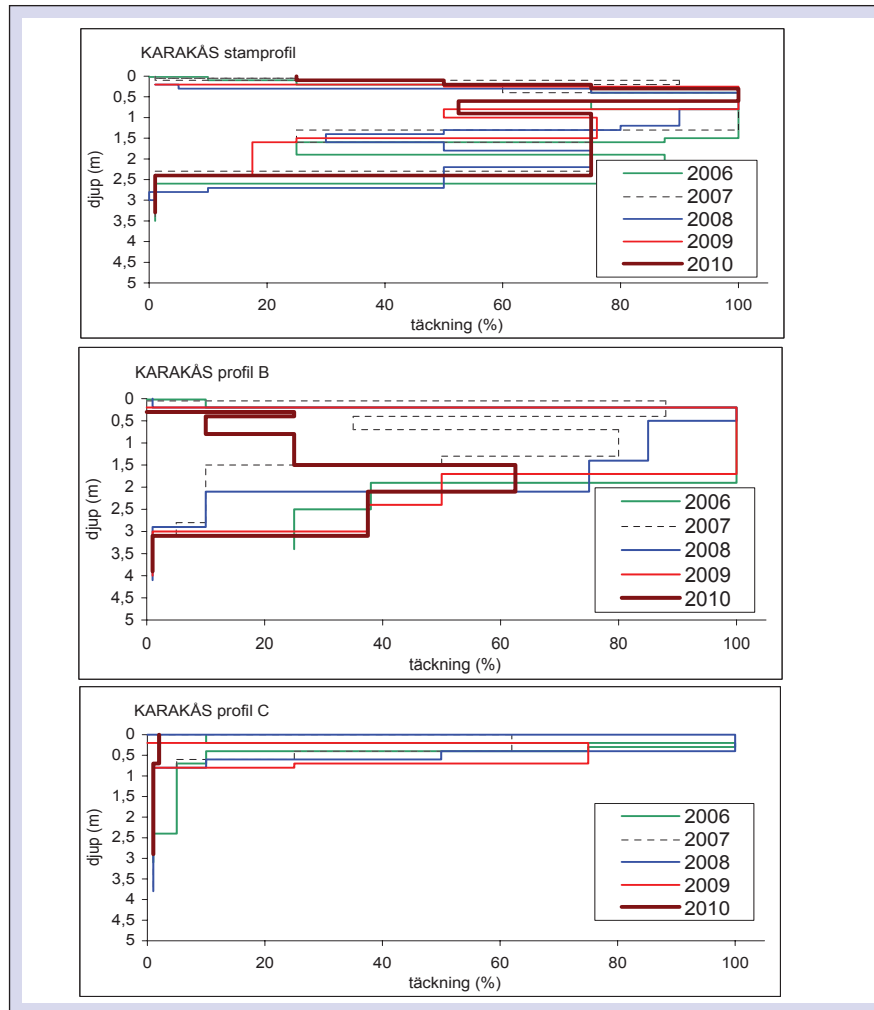
Mängden tång vid lokalerna i Hanöbukten mäts som täckningsgrad. Genom att kombinera uppgifter om tångens täckning och utbredning längs de utlagda profilerna kan ett täckningsindex räknas fram för varje besök (se faktaruta s. 43). Detta index ger ett mått på hur mycket tång det finns på en lokal. Tångens 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 senaste 10–11 åren varit tämligen konstant. Vid Rakö håller ett nytt tångbestånd på att etablera sig. De senaste årens undersökningar har visat att tångmängden på denna station åter är 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 2010 visar, som tidigare, på stora skillnader mellan lokalerna (Figur 55). Totalt förekom 17 arter av makroalger i rutorna. Under perioden 2003 till 2009 har det totala artantalet varierat mellan 14 och 19, vilket innebär att resultatet från 2010 får anses vara normalt. Antalet arter i de tre områdena har inte förändrats generellt men vid



Figur 55 Olika algarters täckningsgrad (%) på 3 lokaler i västra Hanöbukten 2004–10. 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 Karakås 2006-10.

Karakås märks en ökning i de medeldjupa rutorna (2,5m), där det påträffades i medeltal 10 olika arter av makroalger, vilket gör detta till det artrikaste av de undersökta områdena.

Då det gäller den totala täckningsgraden för alger i rutorna finns det en avtagande tendens vid Simris även om det främst är resultaten från 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*), som vid Simris dominerade på alla de undersökta djupen 2010. Ullsläke är en vanlig ettårig 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 en 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 genast blivit uppätta av olika betare. Vid besöket 2010 var det ytnära tångbältet borta, eventuellt som en effekt av isskrapning, då inga betskador noterades på den tång som fanns kvar.

Vid Karakås (figur 56) och Rakö dominerar tången ner till ett djup av ca 3m. Lite djupare dominerar fjäderslick, vid Simris tillsammans med gaffeltång. Hösten 2010 var den totala täckningsgraden vid Simris betydligt lägre än medelvärdet för perioden 2003-2009. Vid Karakås var täckningsgraderna normala, medan de vid Rakö generellt var höga för 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 generellt 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 figur 56 och 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.

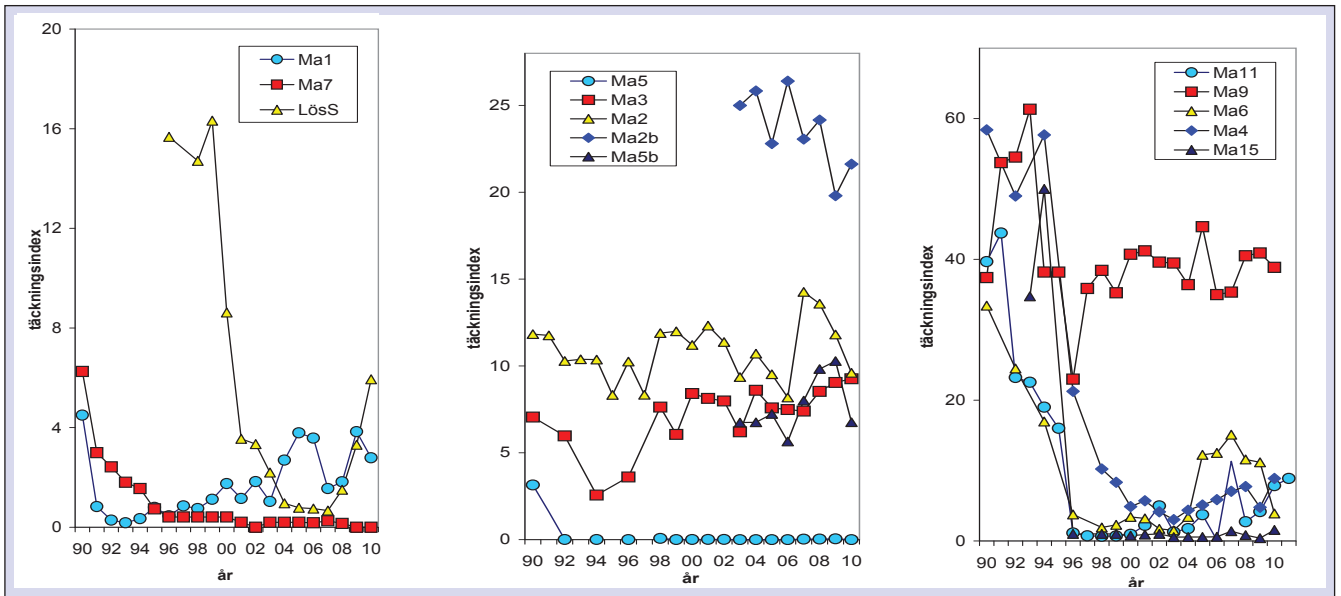
Vid Simris hade en av extraprofilerna liksom 2009 endast lite tång och liknade därmed stamprofilen medan den andra hade ett heltäckande bälte nära ytan. Vid Karakås hade den ena extraprofilerna bara ett smalt bälte närmast ytan medan den andra hade tätare tångbälte i likhet med stamprofilen (Figur 56). Vid Rakö var tångens utbredning relativt lika mellan alla tre profilerna. Här har tångmängden vid stamprofilen ökat sedan 2003 och även på extraprofilerna är ökningen tydlig.

### 6.3 Undersökningar av tångförekomst i Blekinge 1990-2010

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

#### 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 1990–2010. Stationen Ma8 (Rockegrund) saknas eftersom där inte har funnits tång under perioden. Observera att diagrammen har olika skalor.

(djup mindre än 1 meter) har det vissa år etablerats tångbälten som ofta bara varat tillfälligt. Mängden tång uttryckt som täckningsindex (se faktaruta sid 43) vid ordinarie lokaler visas i Figur 57. Under 2005 noterades vi en rejäl för-tätning av det strandnära tångbältet på flertalet vågexponerade lokaler (Ma6, Ma4 och Ma11). Det mesta av tången har fått bli kvar sedan dess och på stationerna fanns 2010 ett smalt bälte. De besökta tånglokalerna i Blekinge totalt, samt de exponerade lokalerna uppvisar en nedåtgående trend sedan 1990, medan skyddade lokaler visar en uppåt-gående trend med avseende på tångindex sedan 1996. Vid MA6 vid Tärnö hade täckningsgrad minskat tydligt i den inre delen av transekten 2010 jämfört med föregående år. 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.

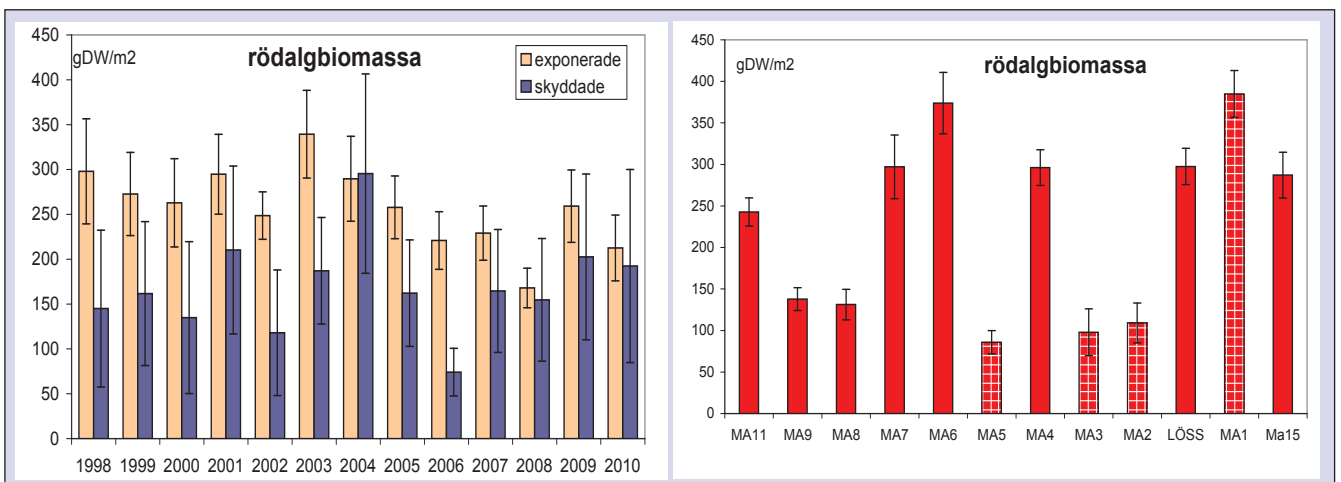
Lokaler skyddade mot vågpåverkan finns vid Karlskrona (Ma2 och Ma3) samt i Ronnebyfjärden (Ma5). Sedan 2003 finns dessutom en lokal i östra delen av Karlskronabassängen (Ma2b) och ytterligare en i Ronnebyfjärden (Ma5b). Båda dessa nya lokaler hade välutvecklade tångbälten 2003.

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 förnyingsprocess även om betesskador

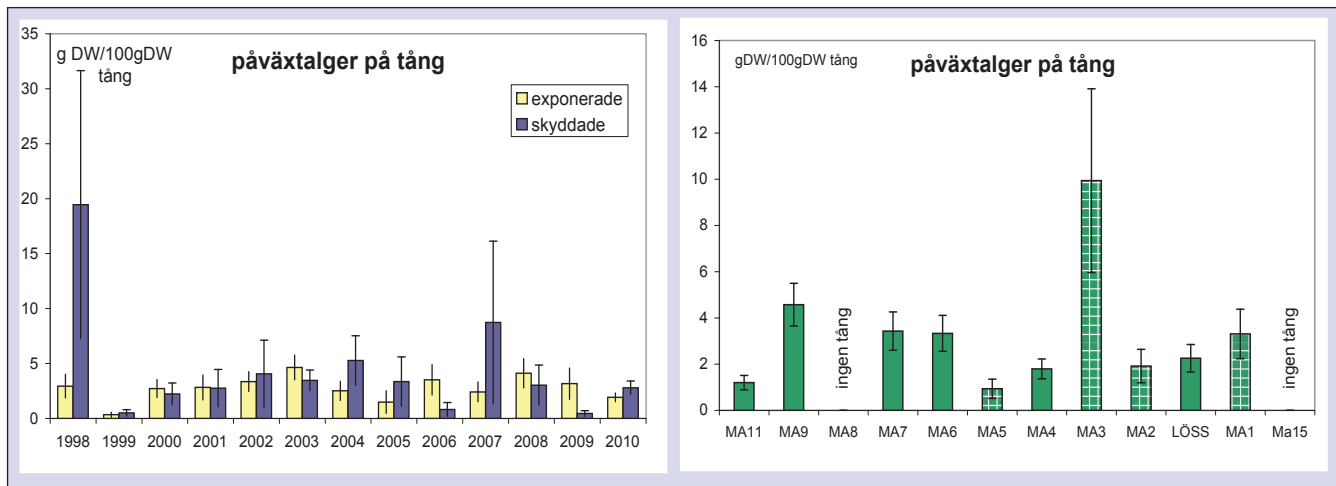
noterades vid Ma2 1993. Ma5 förlorade sitt tångbälte redan 1991 och har de senaste åren i princip inte haft någon tång alls. Förändringar sedan 2009 var överlag små men man kan se en viss ökning av mängden tång på några av lokalerna (Ma11, H2, MA4), medan den minskat på andra (MA6, H3, MA1, MA2).

Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2010 på 9 av de 14 lokalerna i Blekinge.

Statistisk analys av mängden tång under perioden 1990–2010 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.



Figur 58 Biomassan (gdW/m<sup>2</sup>) för rödalger vid hårbottenlokaler i Blekinge 1989–2010. I det högra diagrammet markeras skyddade lokaler med rutmönster. Medelvärden anges med standarderror (SE) som spridningsmått



Figur 59 Mängden påväxtalger på blåstång längs Blekingekusten under åren 1998–2010. 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 rutnästappling. Spidningen anges som standard error (SE).

### 6.4 Rödalgler

I de kvantitativa proverna från rödalgsbältet på 12 ordinarie lokaler i Blekinge fanns totalt 17 arter vilket är normalt jämfört med 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 fucooides*) som tillsammans helt dominerade på utsjölokaler. På några av dessa lokaler förekom även ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) och rödris (*Rhodomela confervoides*) i relativt stora mängder. Rödalgernas biomassa på exponerade lokaler i Blekinge minskar enl trendanalys. Lokalerna Ma2, Ma3 och Ma5 är samtliga belägna inomskärs och därmed utsatta för sämre ljusförhållanden och mer slam än lokaler som ligger mer vågexponerat. Ma 2 uppvisar 2010 en ökande trend vad gäller mängden rödalgler, 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 som brukar visa tydligast tecken på hög näringsbelastning, med ett flertal mer näringsgynnade brunalgler hade 2010 halverat såväl artantal som biomassa jämfört med 2009. 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 till betydligt större djup.

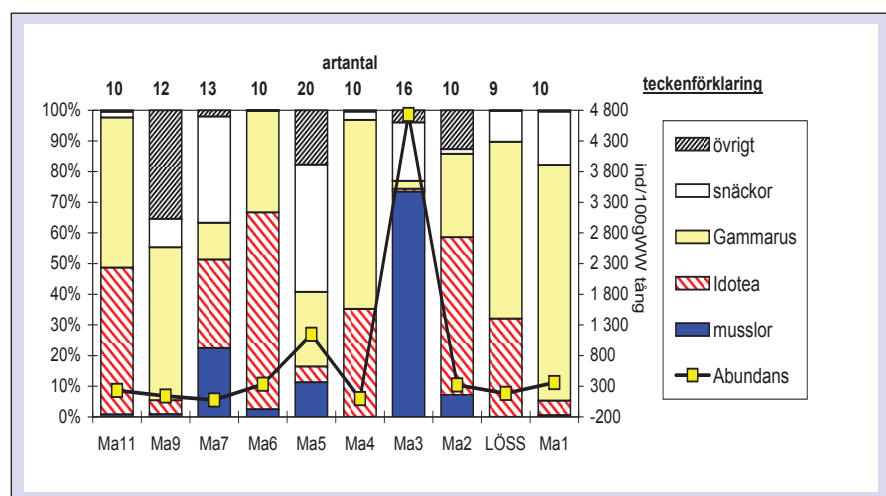
2010 var rödalgernas biomassa genomgående något lägre än 2009. Statistiskt

säkerställda trender under perioden 1998–2010 finns för tre enskilda stationer, Ma6 och MA7 där mängden rödalgler är minskande, samt den skyddade lokalen Ma2 i Karlskronabassängen som uppvisar en ökad biomassa för rödalgler, främst gaffeltång. De exponerade lokalerna uppvisar tillsammans en minskande trend mellan 1998 och 2010. Överlag fanns rödalgler ner till tämligen stort djup vilket innebär att den ekologiska statusen klassad med de nya bedömningsgrunderna blir tämligen hög. Utanför Tärnö förekom till exempel såväl gaffeltång som rödblåd (*Coccotylus/Phyllophora*) och fjäderslick ner till 21 meters djup.

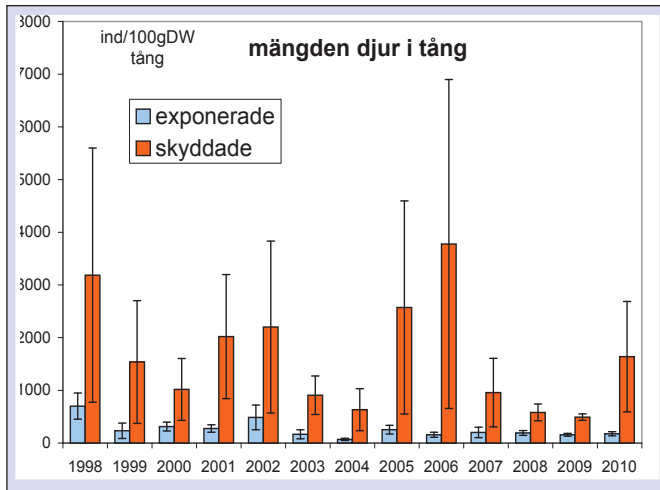
### 6.5 Påväxtalger i tångbältet

Påväxtalger i tångbältena analyserades på 9 lokaler med tång på rätt djup (1–1,5 m) samt på Ma5 i Ronnebyfjärden där

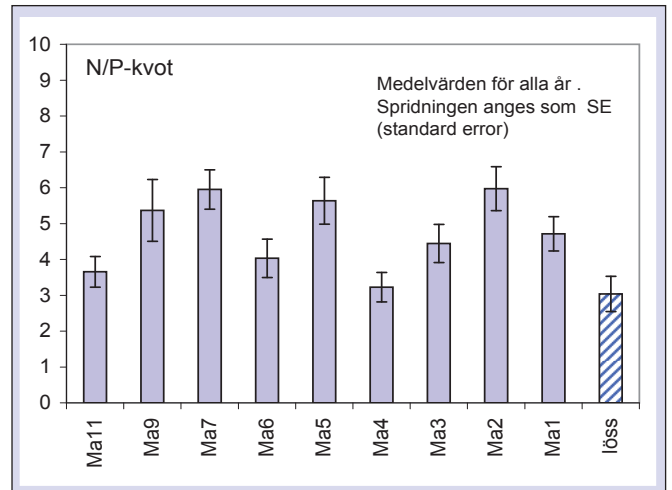
proverna insamlades en bit från lokalen. Generellt var mängden påväxtalger måttlig 2010 jämfört med medelvärde för perioden 1998–2009. Antalet arter av påväxtalger varierade mellan 2 och 10 med högst antal på Ma6 vid Tärnö. De vanligast förekommande epifyterna på vågexponerade lokaler var de fintrådiga brunalgerna trådslick (*Pylaiella littoralis*) och molnslick (*Ectocarpus siliculosus*), samt ullsläke, *Ceramium tenuicorne* och tångludd, *Elachista lubrica*. Arterna är alla vanliga som påväxt på tång. Vid MA3, där mängden påväxt var störst 2010 fanns mycket av algen smalskägg, *Dictyosiphon foeniculaceus*. Den totala vikten av påväxtalger på denna station var ca 4 g epifyter per 100 g tång. Överlag var det något mer påväxt på de skyddade lokalerna (Figur 59). Under åren 1998–2010 kan man inte se någon trend i mängden påväxt-



Figur 60 Procentuell fördelning mellan olika djurgrupper i tångproverna vid provtagningen i Blekinge 2010. 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 1998–2010. Spridningen anges som standard error (SE).



Figur 62 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990–2010 års undersökningar i Blekinge. Spridningen anges som standard error (SE). För stationern LÖSS finns endast data från åren 1998–2010.

alger på vare sig skyddade eller 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.

2010 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 20, generellt var artantalet högt under 2010. Det fanns som vanligt många arter på de mindre vågexponerade lokalerna Ma3 utanför Karlskrona och på Ma5 i Ronnebyfjärden (Figur 60). Biomassa och individtäthet var liksom ofta tidigare högst på Ma3 vid Hasslö.

Lokalerna Ma3, Ma5 och i viss mån Ma2 och MA7 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 Ma2, Ma11 och Ma6 var tätheterna av tånggråsuggor höga (111 till 214 individer per 100g tång). Betskador noterades på tången vid två av dessa stationer (MA11 och MA2), men inte vid MA6 där mycket av tången försvunnit till 2010. Mängden djur har under åren 1998–2010 alltid varit högre på de vågskyddade lokalerna (Figur 61). Överlag

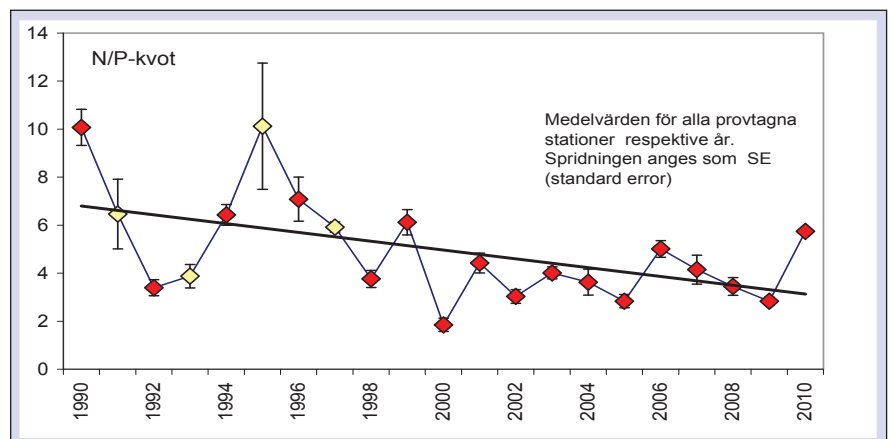
har såväl abundans som biomassa på de exponerade lokalerna minskat under perioden 1998–2010. Speciellt tydligt är detta på Ma11.

### 6.7 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll

Blåstångens innehåll av kväve och fosfor 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.

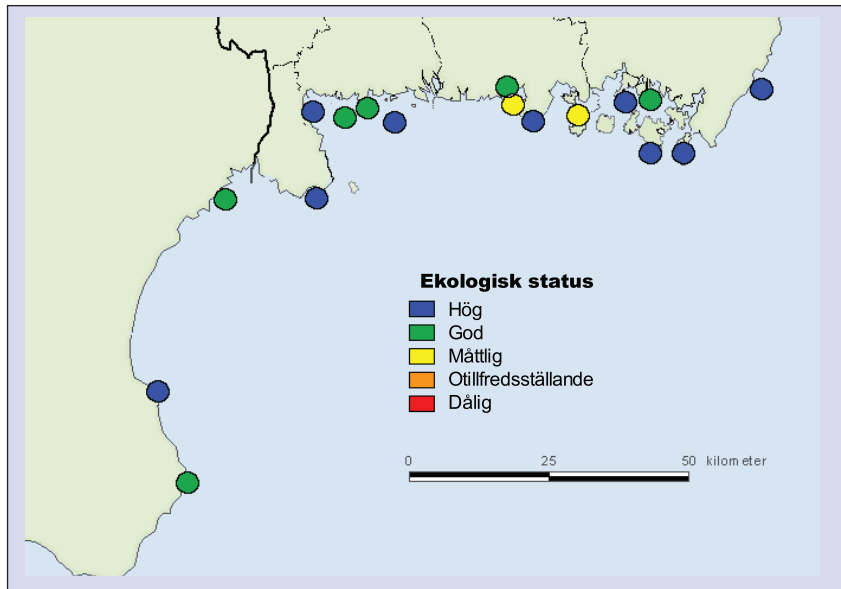
Vid mätningarna 2010 var kvävehal-

terna överlag något högre, och fosforhaltenerna något lägre i blåstången från Blekinge jämfört med 2009. Kväve/fosforkvoten ökade därmed på alla stationer (figur 63). Kvoten varierade 2010 mellan 2,7 och 8,7. Enligt Notini (1990) tyder värden under 7 på att på blåstångens tillväxt är kvävebegränsad, vilket varit fallet på nära nog alla stationerna de senaste 10 åren. Under 2010 var kvoten högre på tre av de undersökta stationerna, MA5, MA7 och Löss, vilket innebär att brist på kväve inte begränsar tångens tillväxt här. Medelvärdet för N/P-kvoterna för varje enskild station under perioden 1990–2010 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). 2010 års data visar att förhållandet mellan de olika stationerna i stort sett stämmer överens med det man kan se hos långtidsmedel-



Figur 63 Kväve/fosfor-kvoten i toppskott av blåstång från 10 hårbottenlokaler i Blekinge 1990–2010. 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





Figur 64 Ekologisk status på hårbottenlokaler i Hanöbukten 2010 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

värdena för respektive lokal, även om kvoterna generellt var högre 2010.

Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på sex av tio provtagna lokaler och i Blekinge som helhet (bilaga 17) när hela tidsperioden från 1990 tas med i analysen, flera av dessa trender förklaras av ökande fosforhalter. Analyseras däremot endast de 10 senaste åren blir bilden en annan. Då uppvisar alla stationer en tendens till ökande kvot, vilket framförallt förklaras med en ökande kvävehalt. Kvävehalterna har under denna period ökat signifikant på 4 av stationerna, och i Blekinge som helhet. Hittills är trenden för en ökning av N/P-kvoten tydlig endast för stationen MA6, men flera stationer ligger på gränsen till en statistiskt säkerställd ökning de

senaste 10 åren.

Allmänt kan man 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). Framtiden får utvisa om tendensen till ökning som ses för 2010 är något som kommer fortsätta.

## 6.8 Bedömningsgrunder

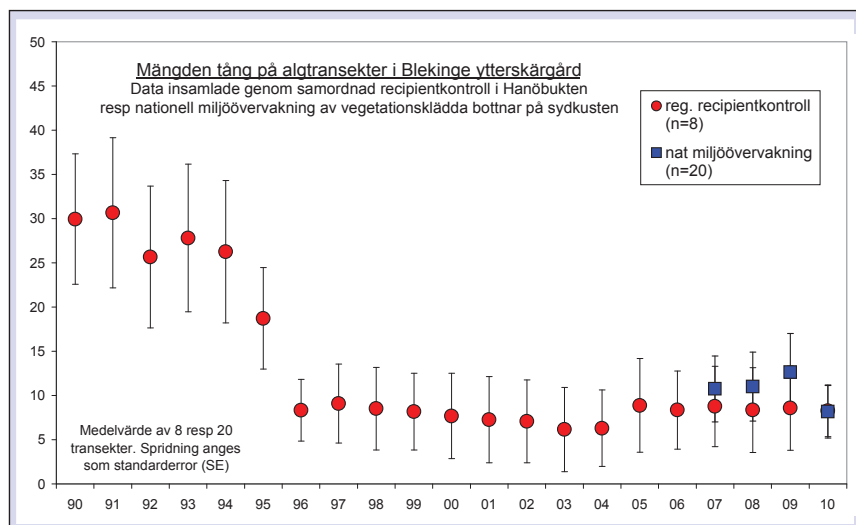
Under 2007 kom de nu gällande bedömningsgrunderna för växtklädda bottenar (Naturvårdsverket 2007) enligt krav i ramdirektivet. Ekologisk status för ett vattenområde beräknas med utgångspunkt i olika växters förekomst och djuputbredning. Indelning sker i statusklasserna Hög, God Måttlig, Otill-

fredsställande och Dålig ekologisk status (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 2010 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. Två lokaler; Ma3 vid Hasslö, samt Ma5 vid Lindeskär 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 data eller bottenfauna-data. Uppenbarligen behöver metoden förbättras för att ge en mer rättvisande beskrivning. På grund av de brister som finns i metoden har ingen trendanalys utförts på EQR-värden för perioden 1990-2010.

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. Rödalgger 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 lumbricalis*) 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 1989-2010. Data insamlade dels inom regional recipientkontroll (n=8), dels inom den nationella miljöövervakningen (n=20).

# 7. Fiskfysiologiska studier

Tånglakar i utsläppsområdena till massabruken i Nymölla och Mörrum bedöms inte vara negativt påverkade av utsläppen 2010. De uppvisade varken negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning. Lägre relativa levervikter, vilket kan indikera en ökad exponering för miljögifter, noterades dock vid båda

recipienterna till Mörrums bruk, samt vid en av recipienterna till Nymölla. Skillnaderna kan bero på naturliga skillnader i miljöförhållanden mellan lokalerna, men det kan inte helt uteslutas att en exponering för avloppsvatten från bruken orsakat den lägre relativa levervikten i dessa recipienter.

För att studera eventuell påverkan och effekt av avloppsvatten från Södra Cell Mörrum och Stora Enso Nymölla har undersökningar av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake utförts hösten 2010 i respektive bruks recipient. Resultat från provfiske på Nymölla bruks recipientlokaler (Tosteberga och Utkörningen) och på Mörrum bruks recipientlokaler (Jordskär och Kladdenabben) har jämförts med resultat från provfiske på två referenslokaler (Torhamn och Kråknabben). Referenslokal Åhus ingår i recipientkontrollprogrammet men provfiske kunde dessvärre inte utföras på lokalen pga en rad olyckliga omständigheter (sjukdom, kraftig blåst och infryst hamn). För att en exponering eller effekt på en recipientlokal skall bedömas ha förelegat krävdes signifikanta skillnader gentemot samtliga referenslokaler inom respektive undersökning. Varken Mörrums bruk eller Nymölla bruk hade driftstopp under 2010, vilket indikerar att en exponering för avloppsvatten från bruken förelegat under den aktuella perioden.

## Exponeringsparametrar

Ingen signifikant högre halt av extraktivämnen (fett- och hartssyror samt fytoosteroler) i galla erhöles på recipientlokalerna jämfört med referenslokalerna

i respektive undersökning. Ingen högre belastning av extraktivämnen bedöms därmed ha förelegat i respektive bruks recipient hösten 2010.

Halten gallprotein skilde sig inte signifikant mellan lokalerna i Mörrum bruks undersökning. Därmed anses lokalerna ha ungefär samma födostatus och jämförelser i PAH-metabolhalt i galla kan göras mellan lokalerna. Samtliga PAH-metaboliter (naftalen-, pyren- och bensopyrenliknande metaboliter) hade signifikant högre halt på Jordskär relativt Torhamn medan halten av pyren- och bensopyrenliknande metaboliter var signifikant högre på Kladdenabben relativt Torhamn. Då skillnaderna endast var relativt en referenslokal (Torhamn) bedöms inte en högre exponering av PAH-metaboliter förelegat i recipienten relativt på referenslokalerna. Noterbart var dock att halten pyrenliknande metaboliter på Kladdenabben låg ca 2 gånger högre relativt övriga lokaler 2010.

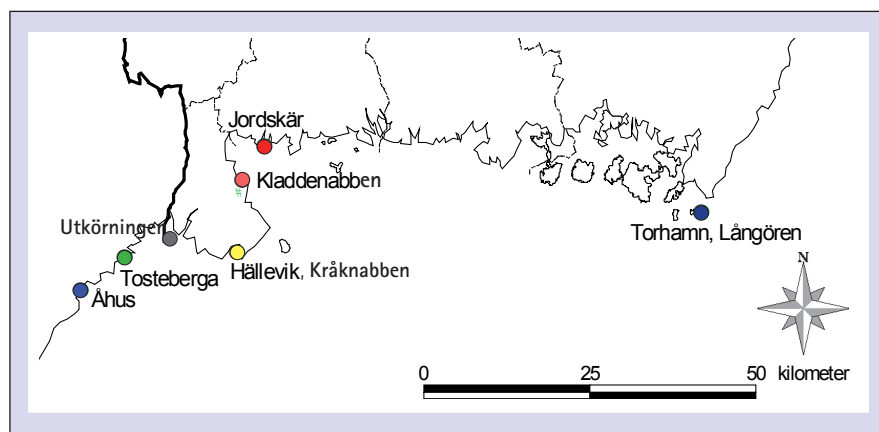
I Nymölla bruks undersökning hade recipientlokal Tosteberga signifikant lägre halt gallprotein relativt övriga lokaler. Födostatusen på Tosteberga anses därmed skilja sig från den på de övriga lokalerna, varför jämförelser med avseende PAH-metabolithalt (uttryckt som relativa fluorescensenheter) ej kan göras för Tosteberga. Ingen högre exponering

relativt referenslokalerna erhöles på recipientlokal Utkörningen med avseende på halten PAH-metaboliter. Om PAH-metabolithalten normaliseras vid att dividera med halten gallprotein (och därmed uttryckt som relativa fluorescensenheter/mg gallprotein) erhöles att Tosteberga hade signifikant högre halt av pyren- och bensopyrenliknande metaboliter relativt Torhamn. Då skillnaden endast var relativt en referenslokal bedöms det inte som att en förhöjd exponering av PAH-metaboliter förelåg på Tosteberga. Även om födostatusen på Tosteberga var skild från övriga lokaler indikerar resultaten från datanormaliseringen att lokalen hade en relativt sett högre halt av pyren- och bensopyrenliknande metaboliter jämfört med övriga lokaler.

Lokalerna i Mörrum bruks recipient uppvisade en signifikant högre CYP1A-halt relativt Torhamn medan recipientlokal Kladdenabben också uppvisade en signifikant högre EROD-aktivitet (enzymet CYP1A's aktivitet) relativt Torhamn. Då skillnaderna inte var relativt båda referenslokalerna bedöms inte en högre exponering för CYP1A-inducerande ämnen föreläggat i recipienten. Kvoten EROD/CYP1A var betydligt lägre på Torhamn och Jordskär relativt övriga lokaler. Då en signifikant skillnad erhöles mellan Jordskär och Kråknabben kan den lägre kvoten (EROD/CYP1A-halt) på Jordskär tolkas som att en hämning av enzymsystemet CYP1A förelåg på recipientlokal Jordskär.

Ingen signifikant högre EROD-aktivitet eller signifikant högre CYP1A-halt erhöles på Nymölla bruks recipientlokaler relativt referenslokalerna. Därmed bedöms inte en högre exponering för CYP1A-inducerande ämnen ha förelegat i recipienten relativt referenslokalerna. Kvoten EROD/CYP1A-halt var inte signifikant lägre på recipientlokalerna relativt referenslokalerna. Detta kan tolkas som att ingen hämning av enzymsystemet CYP1A förelåg i recipienten.

Sammantaget bedöms det varken i Mörrum bruks recipient eller i Nymölla



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

bruks recipient ha förelegat en förhöjd belastning av extraktivämnena i galla, en förhöjd exponering för PAH-metaboliter i galla eller en förhöjd exponering för CYP1A-inducerande ämnen i lever.

### Effektparametrar

Histopatologiska förändringar i lever bedöms inte ha förelegat i högre grad i Nymölla bruks recipient och Mörrum bruks recipient relativt referenslokalerna hösten 2010. 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 vakuolisering kan ses som ett uttryck för en ökad inlagring av fett i levern.

Den fysiologiska konditionen (uttryckt som konditionsindex) hos tånglake bedöms ej varit nedsatt i de två recipienterna relativt de undersökta referenslokalerna under 2010.

Den relativa levervikten (LTI och LSI) är såväl ett uttryck för näringsstatusen som den metaboliska statusen av levern. Skillnader i relativ levervikt kan bero på en ökad exponering för miljögifter men också på miljöförhållandena på lokalen. En signifikant lägre relativ levervikt (LTI och LSI) noterades på recipientlokalerna i Mörrum bruks recipient jämfört med båda referenslokalerna. En signifikant lägre relativ levervikt (LTI och LSI) noterades också på recipientlokal Utkörningen i Nymölla bruks recipient jämfört med båda referenslokalerna. Ingen korrelation förelåg mellan relativ levervikt (LTI respektive LSI) och exponeringsparametrarna. Ej heller bedömdes en förhöjd exponering med avseende på extraktivämnena, PAH-metaboliter och CYP1A-inducerande ämnen föreligga i recipienterna till Mörrums bruk och Nymölla bruk. Därför anses skillnaderna i relativ levervikt mellan lokalerna troligtvis bero på naturliga skillnader i miljöförhållandena (t ex i näringsstatus). Det kan dock inte helt uteslutas att en exponering för avloppsvatten från bruken gett upphov till den lägre relativa levervikten i recipienterna.

Recipientlokal Utkörningen i Nymölla bruks recipient uppvisade signifikant lägre relativ gonadvikt ( $GSI = \text{gonadvikt/somatisk vikt}$ ) och embryosomatiskt index (totalvikt av yngel/honans somatiska vikt) relativt Torhamn och signifikant lägre medelvikt av ynglen relativt Kråknabben. Inga signifikanta skillnader erhöles för övriga parametrar mellan lokalerna (såsom t ex fekunditetsindex och reproduktionsindex) i Nymölla bruks recipient. Den lägre vikten av ynglen

på Utkörningen kan inte förklaras med en skillnad i provtagningstidpunkt mellan lokalerna. Däremot kan en något tidigare befruktningstidpunkt på Utkörningen relativt referenslokalerna ge upphov till skillnaderna i yngelvikt mellan lokalerna. Det kan dock inte helt uteslutas att den lägre vikten av ynglen på Utkörningen (uttryckt som GSI, ESI och medelvikt av ynglen) berodde på en exponering för främmande ämnen från t ex Nymölla bruks avloppsvatten. Då skillnaden för parametrarna endast var relativt en referenslokal bedöms dock inte en negativ effekt föreligga med avseende på utvecklingen av ynglen i recipienten. På samtliga lokaler i Nymölla bruks recipient erhöles en låg andel retarderade yngel (i tidigt och sent utvecklingsstadium), en låg andel döda yngel (i tidigt och sent utvecklingsstadium) och en låg andel missbildade yngel. Signifikanta skillnader mellan recipient- och referenslokalerna förelåg ej heller med avseende på dessa parametrar. Sammantaget bedöms inga negativa effekter föreligga i recipienten till Nymölla bruk med avseende på produktion, utveckling och överlevnad av tånglakeyngel.

I Mörrum bruks recipient erhöles, liksom tidigare år, att totala antalet yngel var högre på recipientlokalerna relativt referenslokalerna (Kladdenabben var signifikant högre relativt båda referenslokalerna). Detta är i linje med att en positiv korrelation mellan antalet yngel och honans somatiska vikt (och honans totala längd) föreligger. Fiskarna i recipienten var nämligen, som tidigare redovisats, större och kraftigare i recipienten relativt referenslokalernas fiskar. Då medelvikten av ynglen inte skilde sig åt mellan lokalerna ledde detta till att en signifikant högre totalvikt yngel och signifikant högre GSI2 (gonadvikten/honans totala längd) erhöles. Dessa skillnader bedöms inte som en negativ effekt. Inga signifikanta skillnader förelåg med avseende på fekunditets- och reproduktionsindex mellan lokalerna. Därmed bedöms ingen negativ effekt på produktion och överlevnad av yngel föreligga i recipienten till Mörrums bruk. På samtliga lokaler i Mörrum bruks recipient erhöles en låg andel retarderade yngel (i tidigt och sent utvecklingsstadium), en låg andel döda yngel (i tidigt och sent utvecklingsstadium) och en låg andel missbildade yngel. Signifikanta skillnader mellan recipient- och referenslokalerna förelåg ej heller med undantag för att Kladdenabben hade signifikant högre andel döda yngel i tidigt utvecklingsstadium relativt Kråknabben. Då högst andel döda yngel i tidigt utvecklingsstadium erhöles på Torhamn bedöms ingen förhöjd dödlighet av yngel i tidigt utvecklingsstadium föreligga på Kladdenabben 2010. Enligt den yngelklassning som genomfördes, där hänsyn tas till andelen döda och andelen missbildade, bedöms dock Kladdenabben

ha haft en något sämre yngelstatus relativt övriga lokaler 2010.

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 förelegat i recipienterna under den tid könsdifferenteringen (ca tre i veckor i månads-skiftet september/oktober) hos ynglen skedde. Noterbart var dock att recipientlokal Jordskär uppvisade en generellt sett hög andel honyngel på lokalerna (52,7%).

Parasitförekomsten i bukålan (tarm och lever) på recipientlokalerna i de två brukens recipienter var i nivå med, eller lägre än förekomsten på recipientlokalerna. Enstaka fiskar på Torhamn och recipientlokal Tosteburga, i Nymölla bruks recipient, hade ögon med grumlad lins (starr). På recipientlokal Kladdenabben, i Mörrum bruks recipient, erhöles liksom tidigare år en relativt riklig förekomst av starr. Förekomsten av starr bedöms inte ha påverkat fiskens kondition eller dess förmåga att fortplanta sig. Detta grundas på att fiskar med eller utan starr inte visats skilja sig åt med avseende på konditionsindex, fekunditetsindex och reproduktionsindex.

Sammanfattningsvis kan sägas att tånglakar fångade i recipienterna till Södra Cell Mörrum och Stora Enso Nymölla inte uppvisade negativa hälsoeffekter jämfört med tånglakar 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 bottnar 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 2010.
- BILAGA 3 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2010.
- BILAGA 4 Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2010.
- 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 2006-2010.
- BILAGA 6 Resultat av sedimentprovtagning på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 2010.
- BILAGA 7 Sedimentets glödförlust på bottensfaunastationer i Hanöbukten under åren 1987-2010
- BILAGA 8 Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2010.
- BILAGA 9 Förändringar i olika arters förekomst på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1991-2010.
- BILAGA 10 Bedömning av ekologisk status på bottenfaunalokaler i Hanöbukten 1991-2010
- BILAGA 11 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2010 - fältmätningar.
- BILAGA 12 Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2010.
- BILAGA 13 Tångens täckningsgrad (%) på olika djup i tre olika transekter på de tre hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2005-10
- BILAGA 14 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2010 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.
- BILAGA 15 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2010 - djurlivet i tångbältet.
- BILAGA 16 Trender i olika sammanparametrar för kvantitativa prover i algsamhällen. Blekingekusten 1989-2010.
- BILAGA 17 Innehåll av kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge.
- BILAGA 18 Konsulternas kvalitetssäkringsarbete under 2010.



## 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		
• Silikatkiisel	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 algarter 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	Karlshamnsfjärden	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 maj 2010.

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

• Provolym		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

St.nr	Namn	Djup m	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84
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. Starnö	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 huvudsakligen i september 2010.

#### 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 stickprovskyd 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 sågstång (*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<sup>1</sup> 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.

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

Provmaterialet 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

- Rödalsbältet

I rödalsbältet togs 3 rutor om 0,2 x 0,2 m på ett bottenstrat 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 fångens 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 (Ytre redan)	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 2008.

St.nr	Namn	Lat °N WGS-84	Long °E WGS-84	
	Tosteberga	55 59,4	14 26,3	
	Åhus	Referens	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	Referens	56 03,5	15 49,8

## Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2010

Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton

### kväve (ton)

	Vattendrag					Industrier					Reningsverk					Totalt			
	Helgeå	Skråbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb		Nordersund	Simrishamn	Kivik
jan	220,79	12,4	52,8	13,6	5,4	11,8	316,8	4,0	7,8	0,1	11,9	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
feb	112,42	12,1	54,8	15,2	4,1	8,2	206,8	5,0	11,3	0,1	16,5	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
mar	402,8	26,7	65,7	41,0	13,1	22,1	571,4	5,4	14,0	0,1	19,4	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
apr	431,2	33,4	61,0	57,4	18,5	44,6	646,1	5,4	5,7	0,7	11,8	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
maj	160,9	15,2	51,8	21,0	8,9	9,0	266,8	5,8	7,2	0,2	13,2	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
jun	97,3	15,6	45,7	11,0	3,6	4,9	178,1	4,6	8,7	0,1	13,4	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
jul	45,3	8,1	46,8	7,4	1,2	3,5	112,3	9,1	9,9	0,6	19,6	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
aug	30,1	5,5	42,3	5,8	1,5	2,7	87,9	8,5	15,6	1,0	25,1	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
sep	30,9	5,2	38,6	5,1	2,1	2,7	84,7	5,5	14,6	0,7	20,7	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
okt	65,6	6,4	40,9	10,2	4,9	5,0	133,0	3,7	7,0	0,4	11,1	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
nov	315,1	11,0	54,3	47,0	22,0	46,2	495,5	3,3	15,4	0,3	19,1	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5
dec	474,2	31,3	124,9	57,3	24,1	31,3	743,1	2,9	9,6	0,3	12,8	3,19	2,3	2,3	1,6	1,0	1,1	0,1	11,5

Totalbelastning

Reningsverk

Industrier

Vattendrag

### fosfor (ton)

	Vattendrag					Industrier					Reningsverk					Totalt			
	Helgeå	Skråbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb		Nordersund	Simrishamn	Kivik
jan	2,12	0,08	1,43	0,26	0,08	0,24	4,20	0,73	1,33	0,18	2,57	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
febr	1,22	0,08	1,19	0,31	0,05	0,29	3,14	2,07	1,16	0,17	1,98	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
mar	5,74	0,16	1,10	0,61	0,10	1,32	9,04	1,30	1,24	0,14	2,66	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
apr	6,70	0,20	0,89	0,60	0,15	1,09	9,63	0,55	0,79	0,17	2,51	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
maj	3,08	0,10	1,25	0,50	0,15	0,30	5,38	0,53	1,15	0,25	1,80	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
jun	2,05	0,12	1,49	0,41	0,06	0,19	4,32	0,25	0,72	0,24	2,69	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
jul	1,07	0,06	1,39	0,34	0,02	0,14	3,02	0,44	0,99	0,43	2,36	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
aug	0,80	0,04	1,34	0,24	0,03	0,10	2,63	0,55	2,25	0,27	2,95	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
sep	0,76	0,08	1,25	0,20	0,04	0,11	2,43	0,33	2,56	0,16	2,28	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
okt	1,61	0,05	1,23	0,30	0,09	0,19	3,47	0,23	1,15	0,16	1,78	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
nov	5,57	0,12	1,53	1,92	0,69	1,58	11,41	0,24	2,85	0,25	1,65	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32
dec	5,66	0,27	4,25	2,23	0,89	0,73	14,02	0,44	2,77	0,33	1,50	0,14	0,04	0,02	0,04	0,01	0,07	0,01	0,32

Totalbelastning

Reningsverk

Industrier

Vattendrag

### Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2010

Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton.

Signifikanta trender (korrelation) anges med fet stil, minustecken anger minskande mängder.

Data är erhållna från industrierna, databasen Cemir och för vattendragen från SLU hemsida

[http://info1.ma.slu.se/www\\_ma.acgi\\$Projekt?ID=Intro](http://info1.ma.slu.se/www_ma.acgi$Projekt?ID=Intro) och från länsstyrelserna i Blekinge och Skåne.

kväve (ton)	Industrier										Reningsverk					Totalt*			
	Helgeå	Skåbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lückebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlskrona AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlskrona	Sölvesb.		Nogersund	Simrishamn	Kivik
1990	3815,0	130,5	629,4	194,6	81,4	132,0	4982,9	494,0	132,0	21,9	647,9	130,2	64,0	50,3	16,3	22,9	5,9	289,6	
1991	2763,0	218,9	591,8	219,4	91,8	151,0	4035,9	500,0	64,0	18,7	562,7	123,7	59,3	41,3	16	34,4	3,8	278,5	
1992	3069,0	171,9	568,9	237,6	94,9	128,1	4269,4	403,0	86,0	16	505,0	162,9	55,1	40	14	44,5	3,5	319,9	
1993	2970,0	234,3	621,6	228,3	115,1	156,8	4326,1	307,0	79,0	2,6	388,6	175	52,6	39,3	15	42,8	5,2	329,9	
1994	3875,0	337,6	984,7	380,9	226,1	334,0	6138,4	306,2	80,0	1,5	387,7	199	29,0	47,9	14,3	40,2	5,2	335,6	
1995	2727,0	387,7	1088,3	312,5	163,5	245,0	4904,0	226,0	100,0	2,1	328,1	174	24,0	56,9	14,3	51,7	5,9	326,8	
1996	1208,0	159,0	399,9	194,9	91,1	229,9	2282,9	266,0	99,0	2,8	367,8	170	19,9	48	13	32,0	5,0	287,9	
1997	1230,0	180,0	446,3	188,1	82,4	152,7	2278,5	213,0	105,0	1,91	319,9	41,8	18,2	49	9,9	18,5	4,3	141,7	
1998	3054,0	235,0	782,9	244,5	125,8	177,0	4619,2	155,0	124,0	1,4	280,4	30	19,9	56	5	17,0	6,3	131,2	
1999	3013,0	303,0	977,3	209,3	168,7	237,0	4908,3	148,5	118,0	3,3	269,8	36	19,3	62,9	14,0	21,6	3,7	157,5	
2000	2441,4	242,3	730,5	303,5	132,6	194,6	4045,0	137,9	127,8	1,9	267,7	34,0	20,0	42,5	6,8	13,4	2,4	119,1	
2001	2529,8	261,8	861,9	318,9	164,8	256,0	4393,1	145,4	118,3	2,0	265,8	49,0	24,1	29,0	21,2	4,5	10,6	4,5	113,8
2002	3429,0	338,7	1062,6	350,2	189,1	202,3	5571,9	187,7	119,6	2,7	310,0	59,3	31,8	26,2	23,0	10,6	14,0	5,5	144,2
2003	1237,1	141,2	476,0	131,1	56,6	109,5	2151,5	149,5	95,0	1,4	310,0	44,2	21,0	30,0	8,5	22,6	4,1	130,4	
2004	2549,1	152,1	785,8	220,2	98,5	153,8	3959,5	102,7	122,4	11,4	236,5	34,0	24,3	26,5	24,8	9,2	40,5	4,6	137,4
2005	2092,1	153,1	669,5	188,0	99,2	121,7	3323,6	122,2	96,5	23,4	242,1	42,0	23,3	20,5	20,5	7,1	16,8	4,3	114,0
2006	2451,8	169,5	1075,3	264,9	181,5	156,6	4299,6	115,1	131,0	16,6	262,6	40,0	24,0	21,0	19,0	10,0	27,9	4,3	125,2
2007	4402,7	361,2	1289,8	335,5	252,6	259,9	6901,7	50,3	124,7	27,0	202,0	42,2	35,2	30,8	27,5	12,2	16,3	3,7	137,1
2008	3242,4	247,6	833,8	268,4	147,9	152,8	4892,8	72,2	104,7	38,6	216,5	30,0	23,3	28,2	22,9	12,3	14,9	4,6	136,2
2009	1475,0	162,0	586,4	181,2	74,7	91,0	2570,3	60,0	155,0	17,8	232,8	35,4	20,0	17,9	19,3	16,5	10,2	5,0	106,40
2010	2386,6	183,0	679,6	291,9	109,4	192,0	3842,5	63,2	131,0	4,6	198,8	38,3	27,0	27,9	18,9	12,6	13,1	4,4	114,27
trend	<b>-0,19</b>	<b>-0,07</b>	<b>0,27</b>	<b>0,07</b>	<b>0,15</b>	<b>-0,14</b>	<b>-0,08</b>	<b>-0,91</b>	<b>0,59</b>	<b>0,30</b>	<b>-0,86</b>	<b>-0,76</b>	<b>-0,59</b>	<b>-0,17</b>	<b>-0,75</b>	<b>-0,32</b>	<b>-0,61</b>	<b>-0,20</b>	<b>-0,82</b>

fosfor (ton)	Industrier										Reningsverk					Totalt*			
	Helgeå	Skåbeån	Mörumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lückebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörums bruk	Karlskrona AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlskrona	Sölvesb.		Nogersund	Simrishamn	Kivik
1990	87,00	2,34	16,28	5,99	1,26	3,09	115,96	75,00	23,00	2,6	100,60	2,07	0,7	0,857	0,18	0,60	0,19	4,60	
1991	71,10	4,40	17,97	6,48	1,66	4,09	105,71	52,00	18,00	3,1	73,10	1,68	0,9	0,9	0,15	0,22	0,19	4,07	
1992	84,90	4,00	14,71	9,44	1,73	3,05	117,83	47,00	17,00	1,5	65,50	2,15	0,9	0,7	0,18	1,24	0,22	5,43	
1993	87,00	5,80	13,29	6,47	1,41	3,94	117,90	42,00	21,00	4,9	67,90	1,67	1,2	0,674	0,18	1,30	0,20	5,22	
1994	56,60	6,40	27,43	12,94	3,95	9,01	116,33	54,00	17,00	5,4	76,40	2,03	1,0	1,04	0,15	0,76	0,20	5,18	
1995	53,00	5,00	26,72	8,32	4,33	7,12	104,49	17,00	14,00	6,2	37,20	1,8	0,7	0,64	0,116	0,67	0,11	4,04	
1996	31,70	4,54	10,40	5,29	1,82	5,32	59,08	30,00	13,00	5,5	48,50	1,6	0,8	0,42	0,14	0,65	0,24	3,88	
1997	28,00	5,55	12,34	4,81	1,56	3,99	56,25	16,00	14,00	3,55	35,35	1,2	0,8	0,6	0,25	0,63	0,18	3,64	
1998	59,00	3,51	23,22	6,61	2,54	3,74	98,62	15,00	12,16	3,8	30,96	1,4	0,8	0,84	0,094	0,68	0,21	4,01	
1999	67,00	5,52	25,20	4,40	3,50	5,30	110,92	13,36	12,80	1,9	28,06	1,2	0,8	0,6	0,07	0,77	0,11	3,48	
2000	55,22	3,21	20,68	6,15	2,62	4,84	92,72	12,51	13,46	3,0	29,01	1,0	1,1	1,7	0,7	0,05	0,59	0,13	3,57
2001	57,92	3,20	23,09	7,72	3,64	7,78	103,35	11,73	12,36	2,6	26,66	2,0	1,2	0,7	0,9	0,10	0,40	0,11	4,71
2002	69,10	4,11	32,79	9,83	5,49	6,23	127,55	18,87	21,98	2,07	42,92	2,30	1,70	1,23	0,23	0,40	0,25	6,11	
2003	27,06	1,72	14,89	3,57	0,90	3,90	52,04	15,17	16,00	2,87	34,04	1,50	0,80	0,70	0,76	0,12	0,30	0,11	3,59
2004	69,75	0,76	27,60	4,75	1,53	4,28	108,65	13,54	18,20	5,00	36,74	2,00	0,96	1,10	0,76	0,11	0,40	0,12	4,35
2005	45,20	2,25	17,97	4,19	1,70	4,94	76,24	19,04	10,31	3,10	32,46	1,40	0,70	0,73	0,68	0,07	0,50	0,14	3,49
2006	39,91	1,74	32,57	5,95	2,65	5,27	88,08	14,00	13,92	2,90	30,82	1,60	0,80	2,00	0,64	0,12	0,60	0,13	3,89
2007	84,91	3,14	29,73	8,51	5,57	6,93	138,79	8,90	14,55	3,30	26,75	2,03	0,80	3,36	0,77	0,17	0,50	0,17	4,44
2008	66,90	2,84	20,95	6,63	3,03	4,56	104,90	11,72	13,51	3,97	29,20	1,12	0,73	1,16	0,53	0,11	0,41	0,13	3,03
2009	27,06	1,40	15,24	4,28	1,45	2,70	52,14	6,16	17,80	2,80	26,76	0,89	0,47	0,19	0,43	0,09	0,67	0,16	2,71
2010	36,38	1,40	18,30	7,92	2,33	6,27	72,60	7,65	19,00	2,75	29,40	1,65	0,44	0,21	0,47	0,10	0,79	0,16	3,61
trend	<b>-0,41</b>	<b>-0,66</b>	<b>0,29</b>	<b>-0,24</b>	<b>0,18</b>	<b>0,11</b>	<b>-0,30</b>	<b>-0,81</b>	<b>-0,25</b>	<b>-0,21</b>	<b>-0,79</b>	<b>-0,36</b>	<b>-0,28</b>	<b>-0,08</b>	<b>-0,34</b>	<b>-0,43</b>	<b>-0,33</b>	<b>-0,43</b>	<b>-0,48</b>

Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2010

Station	Datum	Sikt djup	Djup	Temp	Salinitet	O2	PO4	Tot-P	NO2	NO3	NH4	Tot-N	SiO3	POC	PON	Kloro fyll-a
		m	m	C	psu	ml/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l	mmol/l
VH1	2010-03-17	7	0	0,07	6,888	10,01	0,53	0,88	0,18	1,49	0,13	21,3	13,6	21,1	1,7	1
VH1	2010-03-17	7	5	0,09	6,889	10,02	0,53	0,86	0,18	1,48	0,16	21	13,6	21,1	1,7	1
VH1	2010-03-17	7	12	0,12	6,889	10,03	0,53	0,85	0,18	1,41	0,11	21,1	13,5	23,4	1,9	1,4
VH1	2010-04-13	6	0	5,12	6,42	9,75	0,05	0,6	0,08	1,36	0,05	22,2	6,4	32,3	3,3	1,4
VH1	2010-04-13	6	5	4,32	6,7	10,15	0,05	0,67	0,04	0,1	0,05	19,7	1,7			
VH1	2010-04-13	6	12	3,72	6,81	9,97	0,08	0,72	0,04	0,1	0,05	20,1	2,1	34,9	3	
VH1	2010-05-18	11	0	7,79	6,802	8,28	0,19	0,56	0,04	0,1	0,05	17,9	5,5	21,1	1,5	0,5
VH1	2010-05-18	11	5	7,41	6,817	8,38	0,2	0,58	0,05	0,1	0,05	18,1	5,4			
VH1	2010-05-18	11	12	6,91	6,868	8,46	0,21	0,54	0,03	0,1	0,05	18,4	5,6	24,7	1,9	
VH1	2010-06-15	10	0	12,71	6,803	7,32	0,2	0,6	0,03	0,1	0,05	19,4	5,5	23	1,6	0,7
VH1	2010-06-15	10	5	11,99	6,809	7,41	0,21	0,54	0,02	0,1	0,05	19,9	5,9			
VH1	2010-06-15	10	11,5	10,96	6,81	7,56	0,22	0,57	0,02	0,1	0,05	18,6	7,4	21,7	1,7	
VH1	2010-07-14	8	0	19,83	6,732	6,87	0,14	0,64	0,02	0,1	0,05	20,5	5,7	23,1	2,3	1,5
VH1	2010-07-14	8	5	14,57	6,771	7,63	0,24	0,7	0,02	0,1	0,05	19,5	6,4			
VH1	2010-07-14	8	11	8,68	6,81	7,64	0,35	0,8	0,02	0,1	0,05	20	7,9	22,5	2,2	
VH1	2010-08-10	9	0	16,95	6,802	6,8	0,17	0,57	0,02	0,1	0,08	19,6	6,9	24,6	1,8	0,8
VH1	2010-08-10	9	5	16,15	6,785	6,86	0,2	0,66	0,02	0,1	0,05	20,5	6,6			
VH1	2010-08-10	9	12	11,59	6,85	7,09	0,27	0,69	0,02	0,1	0,13	19,3	7,9	24,2	2,2	
VH1	2010-09-14	5	0	13,6	6,842	7,1	0,28	0,71	0,02	0,1	0,05	20	8,4			1,5
VH1	2010-09-14	5	5	13,6	6,844	7,05	0,29	0,72	0,02	0,1	0,05	21,4	8,4			
VH1	2010-09-14	5	12	13,59	6,841	7,06	0,29	0,69	0,03	0,1	0,05	20	8,4			
VH1	2010-10-20	5	0	9,42	6,864	7,43	0,39	0,9	0,05	0,1	0,19	20,2	8,4	23,4	2,5	1,4
VH1	2010-10-20	5	5	9,42	6,876	7,43	0,38	0,9	0,06	0,1	0,15	22,2	8,3			
VH1	2010-10-20	5	12	8,91	6,86	7,63	0,42	0,83	0,06	0,1	0,07	22,1	7,6	30,5	3,8	
VH1	2010-11-16	8	0	7,31	7,059	7,6	0,41	0,75	0,36	1,14	0,34	24,3	11,4	18,5	1,3	0,9
VH1	2010-11-16	8	5	7,3	7,06	7,66	0,4	0,8	0,36	1,13	0,29	23,9	11,4			
VH1	2010-11-16	8	12	7,21	7,058	7,65	0,4	0,83	0,37	1,01	0,25	22,3	11,3	16,9	1,1	
VH1	2010-12-14	8	0	1,43	6,77	9,01	0,57	0,99	0,62	2,47	0,42	25,1	13,3	17,4	1,4	0,6
VH1	2010-12-14	8	5	1,45	6,78	9,01	0,57	0,86	0,61	2,48	0,37	22,4	13,3			
VH1	2010-12-14	8	13	1,45	6,79	8,91	0,57	0,88	0,61	2,55	0,34	22,6	13,4	29,5	2,3	
VH3A	2010-03-17	8	0	0,51	6,857	9,81	0,52	0,88	0,17	3,09	0,1	23,7	16,1			2,8
VH3A	2010-03-17	8	5	0,51	6,858	9,73	0,52	1,04	0,16	3,02	0,13	25,1	16,1			
VH3A	2010-03-17	8	16	0,47	6,86	9,87	0,53	0,84	0,17	3,07	0,12	22,7	16			
VH3A	2010-05-18	15	0	7,29	6,933	8,33	0,23	0,58	0,03	0,1	0,05	18,2	6,3			0,2
VH3A	2010-05-18	15	5	6,57	6,98	8,45	0,25	0,6	0,03	0,1	0,05	17,4	6,9			
VH3A	2010-05-18	15	16	5,98	7,002	8,48	0,27	0,65	0,03	0,1	0,05	18,5	7,3			
VH3A	2010-07-14	7	0	19,98	6,808	6,78	0,06	0,47	0,02	0,1	0,05	19,8	8,4			1,5
VH3A	2010-07-14	7	5	14,5	6,853	7,94	0,11	0,71	0,02	0,1	0,05	21,2	8,3			
VH3A	2010-07-14	7	16	8,28	6,873	7,77	0,29	0,77	0,02	0,1	0,05	18,9	7,6			
VH3A	2010-09-14	5,5	0	13,84	6,706	7,15	0,22	0,67	0,04	0,28	0,07	21,2	10,1			2,4
VH3A	2010-09-14	5,5	5	13,8	6,744	7,18	0,23	0,69	0,04	0,25	0,05	21,7	9,9			
VH3A	2010-09-14	5,5	17	12,86	6,935	6,75	0,29	0,64	0,03	0,1	0,07	18,5	9,5			
VH3A	2010-11-16	9	0	7,86	7,436	7,38	0,4	0,79	0,28	0,84	0,05	21,7	8,5			2,4
VH3A	2010-11-16	9	5	7,83	7,449	7,37	0,42	0,83	0,29	0,84	0,14	20	8,6			
VH3A	2010-11-16	9	17	7,73	7,584	7,09	0,5	0,84	0,26	1,35	0,09	21,7	10,1			
VH4	2010-01-20	4	0	0,3	6,574	9,49	0,61	1,09	0,27	6,78	0,54	29	24			0,9
VH4	2010-01-20	4	5	0,68	6,708	9,37	0,62	1,07	0,22	5,23	0,36	25,8	20,3			
VH4	2010-01-20	4	15	1,09	6,879	9,22	0,64	1,23	0,17	3,19	0,18	24,7	16			
VH4	2010-01-20	4	20	1,09	6,875	9,22	0,63	1,3	0,17	3,23	0,17	25,5	16,1			
VH4	2010-03-17	12	0	0,79	6,95	9,84	0,55	0,85	0,15	2,51	0,15	21,9	14,5			1,9
VH4	2010-03-17	12	5	0,77	6,951	9,7	0,56	0,88	0,14	2,43	0,09	21,8	14,5			
VH4	2010-03-17	12	15	0,86	6,975	9,61	0,58	0,85	0,14	2,36	0,17	21,2	14,2			
VH4	2010-03-17	12	19	0,92	6,987	9,52	0,59	0,85	0,14	2,34	0,15	20,8	14,2			
VH4	2010-05-18	8	0	7,88	6,711	8,2	0,16	0,6	0,07	0,41	0,05	20,7	7			1,5
VH4	2010-05-18	8	5	7,83	6,716	8,18	0,16	0,61	0,07	0,39	0,05	20,4	7			
VH4	2010-05-18	8	15	6,86	6,809	8,13	0,21	0,54	0,05	0,27	0,21	19	6,4			
VH4	2010-05-18	8	19	5,93	6,977	8,25	0,3	0,65	0,04	0,1	0,26	18,3	7,5			
VH4	2010-07-14	6	0	19,86	6,678	6,93	0,08	0,61	0,02	0,1	0,05	23,2	8,8			5,2
VH4	2010-07-14	6	5	16,28	6,786	7,52	0,12	0,6	0,02	0,1	0,05	20,2	8,4			
VH4	2010-07-14	6	15	7,36	6,866	7,8	0,33	0,87	0,02	0,1	0,05	20,4	10			
VH4	2010-07-14	6	18	7,28	6,872	7,63	0,37	0,81	0,02	0,1	0,09	18,8	10,2			
VH4	2010-09-14	9	0	14,94	6,96	7,03	0,12	0,52	0,03	0,1	0,05	19,7	7,5			1,5
VH4	2010-09-14	9	5	14,92	6,962	7,04	0,13	0,61	0,04	0,1	0,05	22,3	7,5			
VH4	2010-09-14	9	15	13,37	6,961	6,92	0,26	0,67	0,02	0,1	0,16	20	8,5			
VH4	2010-09-14	9	19	13,36	6,963	6,86	0,32	0,68	0,03	0,18	0,48	20,4	8,8			
VH4	2010-11-16	10	0	8,45	7,344	7,45	0,31	0,74	0,3	0,34	0,05	21,5	7,2			1,9
VH4	2010-11-16	10	5	8,45	7,343	7,49	0,31	0,72	0,3	0,32	0,05	20,5	7,2			
VH4	2010-11-16	10	15	8,05	7,52	7,37	0,39	0,76	0,29	1,05	0,1	21,7	8,4			
VH4	2010-11-16	10	19	7,51	7,746	6,8	0,59	0,94	0,25	2,1	0,21	21,2	11,6			



Bilaga 4  
2(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 fyl-l-a mg/l	
K6	2010-01-20		4	0	0,53	6,877	9,39	0,73	1,02	0,39	2,83	0,05	22,3	15,6	28,6	2,6	0,6
K6	2010-01-20		4	5	0,56	6,872	9,38	0,73	1,01	0,39	2,96	0,09	22,3	15,7			
K6	2010-01-20		4	15	0,56	6,872	9,37	0,72	0,99	0,38	2,96	0,2	22,1	15,6			
K6	2010-01-20		4	25	0,62	6,884	9,42	0,75	0,98	0,39	2,69	0,08	21,9	15,4	24,6	1,9	
K6	2010-02-16		9	0	-0,34	6,914	9,53	0,72	0,98	0,35	3,18	0,17	21,6	15,7	24,2	2	0,6
K6	2010-02-16		9	5	-0,32	6,915	9,51	0,72	0,96	0,36	3,09	0,27	21,5	15,8			
K6	2010-02-16		9	15	-0,32	6,917	9,51	0,71	0,95	0,36	3,09	0,2	20,2	15,7			
K6	2010-02-16		9	25	-0,32	6,917	9,5	0,71	0,91	0,4	3,03	0,22	20,6	15,7	27	1,4	
K6	2010-03-16		10	0	0,4	6,887	9,65	0,61	0,88	0,21	2,75	0,25	21,8	14,7	31,4	1,5	1,5
K6	2010-03-16		10	5	0,41	6,89	9,64	0,61	0,87	0,21	2,78	0,26	22,4	14,8			
K6	2010-03-16		10	15	0,42	6,902	9,58	0,62	0,95	0,2	2,79	0,32	23,3	14,7			
K6	2010-03-16		10	25	0,84	6,928	9,41	0,64	0,87	0,19	2,93	0,31	22,5	14,8	23,4	3,5	
K6	2010-04-13		7	0	4,54	6,8	9,97	0,12	0,75	0,03	0,1	0,05	18,6	5,7	32,6	2,8	2
K6	2010-04-13		7	5	3,9	6,84	9,97	0,17	0,75	0,04	0,1	0,05	18,8	6			
K6	2010-04-13		7	15	3,38	6,89	9,9	0,22	0,74	0,03	0,1	0,05	17,7	6,6			
K6	2010-04-13		7	25	2,41	6,97	9,71	0,27	0,84	0,03	0,11	0,05	18,1	7	27	2,7	
K6	2010-05-18		12	0	7,44	6,853	8,34	0,25	0,65	0,04	0,1	0,05	19,1	6,9	18,2	1,6	0,8
K6	2010-05-18		12	5	6,98	6,85	8,35	0,25	0,72	0,04	0,1	0,06	20,7	6,9			
K6	2010-05-18		12	15	6,26	6,874	8,46	0,28	0,67	0,04	0,1	0,05	19,2	7,5			
K6	2010-05-18		12	25	6,02	6,915	8,51	0,28	0,66	0,04	0,1	0,05	18	7,7	33,7	1,4	
K6	2010-06-15		7	0	12,55	6,44	7,54	0,17	0,62	0,04	0,1	0,05	20,3	6,4	38,3	2,3	2,3
K6	2010-06-15		7	5	11,04	6,69	7,59	0,2	0,61	0,02	0,1	0,05	18,4	6,5			
K6	2010-06-15		7	15	8,89	6,775	7,66	0,29	0,67	0,02	0,1	0,12	18	8,4			
K6	2010-06-15		7	25	8,03	6,782	7,58	0,39	0,76	0,04	0,26	0,41	19	10,5	27,8	1,6	
K6	2010-07-13		7	0	19,51	6,756	7,06	0,07	0,6	0,02	0,1	0,05	21,1	7,3	32,7	3,2	2,1
K6	2010-07-13		7	5	17,17	6,745	7,41	0,09	0,62	0,02	0,1	0,05	21,7	7,2			
K6	2010-07-13		7	15	7,51	6,778	7,42	0,36	0,84	0,02	0,1	0,05	19,4	10,1			
K6	2010-07-13		7	25	6,87	6,84	6,73	0,5	0,95	0,04	0,17	0,05	21	15,7	20,7	2	
K6	2010-08-10		9	0	17,38	6,69	6,77	0,16	0,58	0,03	0,19	0,07	21,8	7	23,6	2,1	1,5
K6	2010-08-10		9	5	17,04	6,761	6,77	0,11	0,65	0,02	0,1	0,12	21,5	6,8			
K6	2010-08-10		9	15	12,12	6,839	6,61	0,22	0,61	0,02	0,1	0,21	19,2	8,5			
K6	2010-08-10		9	25	8,68	6,901	5,94	0,55	0,93	0,05	0,29	0,31	19,3	14,3	26,1	1,8	
K6	2010-09-14		6	0	14,01	6,655	7,02	0,24	0,71	0,04	0,1	0,08	21,3	8,9	24,3	2,7	2,8
K6	2010-09-14		6	5	14,02	6,655	6,98	0,24	0,68	0,05	0,1	0,07	20,5	9			
K6	2010-09-14		6	15	13,97	6,656	6,99	0,25	0,68	0,03	0,12	0,14	22,5	9			
K6	2010-09-14		6	25	13,5	6,778	6,7	0,35	0,69	0,05	0,32	0,72	21,2	9,6	18,5	1,5	
K6	2010-10-20		7	0	9,86	6,693	7,48	0,33	0,95	0,1	0,3	0,14	21,9	10,7	29,7	4,5	5,4
K6	2010-10-20		7	5	9,8	6,695	7,1	0,34	0,82	0,1	0,3	0,25	20,3	10,6			
K6	2010-10-20		7	15	9,97	6,729	7,37	0,35	0,12	0,31	0,34	0,31	10,9				
K6	2010-10-20		7	25	9,96	6,73	7,25	0,36	0,79	0,11	0,31	0,27	19,9	10,9	21,5	1,9	
K6	2010-11-16		7	0	7,36	6,796	7,53	0,47	0,83	0,38	1,24	0,41	23,2	11,6	17,1	1,1	1,5
K6	2010-11-16		7	5	7,54	6,863	7,52	0,45	0,82	0,36	1,1	0,26	21,6	11,2			
K6	2010-11-16		7	15	7,68	7,052	7,36	0,47	0,81	0,35	0,98	0,14	20,5	10,9			
K6	2010-11-16		7	25	7,42	7,353	6,44	0,65	1	0,19	2,05	0,05	20,9	14,2	16,1	0,7	
K6	2010-12-14		6	0	2,78	6,879	8,6	0,58	0,89	0,62	2,48	0,29	22,5	14,4	26	1,9	0,6
K6	2010-12-14		6	5	2,8	7,01	8,58	0,58	0,89	0,63	2,53	0,26	21,8	14,4			
K6	2010-12-14		6	15	2,8	6,877	8,58	0,58	0,87	0,64	2,49	0,28	21,6	14,5			
K6	2010-12-14		6	25	2,81	6,88	8,56	0,57	0,87	0,65	2,49	0,27	22,8	14,4	36,8	2,1	
K7	2010-01-20		5	0	0,29	6,496	9,26	1,25	1,55	0,45	6,11	4,26	32	26,2			0,5
K7	2010-01-20		5	5	0,04	6,797	9,48	0,77	1,05	0,44	3,63	1,44	24,8	18,5			
K7	2010-01-20		5	9	0,69	6,816	9,43	0,82	1,12	0,45	3,63	1,76	25,1	18,6			
K7	2010-03-16		10	0	1,34	6,783	9,25	0,8	1,1	0,18	4,67	0,75	25,3	19,1			0,8
K7	2010-03-16		10	5	1,06	6,924	9,2	0,65	0,93	0,15	2,96	0,44	22,2	15			
K7	2010-03-16		10	9	0,99	6,937	9,23	0,65	0,98	0,16	2,97	0,48	22,8	15,2			
K7	2010-05-18		9	0	9,4	6,369	7,97	0,61	1,16	0,09	2,68	0,46	25,1	13,9			0,9
K7	2010-05-18		9	5	7,01	6,887	8,26	0,27	0,69	0,05	0,1	0,05	20	5,9			
K7	2010-05-18		9	10	6,79	6,901	8,27	0,27	0,64	0,05	0,12	0,05	18	6,4			
K7	2010-07-13		3,5	0	22,15	6,264	7,88	1,09	3,64	0,02	0,1	0,05	32,8	16,7			20
K7	2010-07-13		3,5	5	19,27	6,695	7,29	0,18	0,91	0,02	0,1	0,05	20,1	7,7			
K7	2010-07-13		3,5	10	9,52	6,719	6,84	0,35	1,12	0,03	0,1	0,05	20,4	11,2			
K7	2010-09-14		3	0	16,02	2	6,21	0,77	1,77	8,56	8,7	0,98	55,7	42,3			2,5
K7	2010-09-14		3	5	14,38	6,444	6,99	0,25	0,79	0,19	0,25	0,05	24,5	9,1			
K7	2010-09-14		3	10	14,37	6,496	6,93	0,24	0,81	0,11	0,2	0,14	22,6	8,9			
K7	2010-11-16		6	0	6,6	5,258	7,27	1,14	1,57	0,91	14,08	0,77	42,5	34,1			0,6
K7	2010-11-16		6	5	7,95	6,917	7,19	0,54	0,9	0,4	1,75	0,61	23,9	12,3			
K7	2010-11-16		6	10	7,88	6,93	7,26	0,51	0,85	0,39	1,54	0,5	21,7	11,8			
K12	2010-03-17			0	0,74	3,048	9,24	0,26	0,83	0,35	18,49	10,26	64,4	99,1			0,5
K12	2010-03-17			5	0,69	6,402	9,77	0,51	0,82	0,23	3,41	0,96	26,2	23,5			
K12	2010-03-17			7	0,69	6,729	9,62	0,51	1,49	0,18	2,47	0,63	29,8	17,6			
K12	2010-05-18		6	0	9,53	6,116	7,91	0,13	0,67	0,1	1,19	0,05	26,2	16,5			1,7
K12	2010-05-18		6	5	7,97	6,771	8,08	0,18	0,64	0,04	0,1	0,05	20,9	4,5			
K12	2010-05-18		6	9	7,32	6,802	7,61	0,3	0,66	0,07	0,44	0,02	20,1	8,9			
K12	2010-07-13		7	0	21,28	6,763	6,78	0,09	0,64	0,02	0,1	0,05	21,9	6,1			1,7
K12	2010-07-13		7	5	19,51	6,727	7,15	0,15	0,66	0,02	0,1	0,05	20	5,7			
K12	2010-07-13		7	9	10,86	6,759	7,68	0,34	0,9	0,02	0,1	0,05	21,4	7,8			
K12	2010-09-15		4,5	0	14,96	6,271	6,71	0,25	0,79	0,06	0,27	0,27	25,9	9,6			1,2
K12	2010-09-15		4,5	5	14,89	6,337	6,66	0,27	0,91	0,06	0,25	0,38	27,3	9,1			
K12	2010-09-15		4,5	9	14,71	6,37	6,65	0,24	0,93	0,03	0,21	0,3	27,2	8,5			
K12	2010-11-15			0	7,09	5,92	7,7	0,47	0,83	0,39	0,1	1,17	32	29,3			0,6
K12	2010-11-15			5	7,28	6,216	7,56	0,48	0,86	0,38	0,1	1,11	29,3	24,6			
K12	2010-11-15			9	7,43	6,524	7,64	0,5	0,91	0,37	0,13	0,86	27,1	19,6			

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	
NY	2010-01-19		0	-0,29	6,902	9,56	0,62	0,95	0,48	2,77	0,37	23	17,5			1,6	
NY	2010-01-19		5	-0,25	6,912	9,49	0,62	0,96	0,52	3,03	0,42	24	18,1				
NY	2010-01-19		15		6,948	9,01	0,63	0,97	0,51	3,01	0,71	24	18,5				
NY	2010-03-16		0	0,24	6,245	10,26	0,19	0,69	0,15	5,13	0,71	31,4	30,8			2,1	
NY	2010-03-16		5	0,15	6,78	9,68	0,38	0,91	0,06	2,65	0,76	26,9	20,5				
NY	2010-03-16		15	1,51	6,943	5,48	1,03	1,35	0,4	8,39	3,25	35,2	42,7				
NY	2010-05-18		0	9,42	6,43	7,72	0,15	0,68	0,05	0,1	0,05	21,9	7,9			1	
NY	2010-05-18		5	9,13	6,433	7,69	0,16	0,76	0,05	0,1	0,05	23,9	7,8				
NY	2010-05-18		15	7,06	6,682	7,35	0,62	1,11	0,06	0,1	0,06	22,1	10,2				
NY	2010-07-13		7	0	19,7	6,683	6,78	0,24	0,78	0,02	0,1	0,05	22,5	10,3		1,5	
NY	2010-07-13		7	5	18,96	6,697	6,98	0,25	0,88	0,02	0,1	0,05	22,7	10,2			
NY	2010-07-13		7	15	8,14	6,883	7	0,58	1,29	0,04	0,1	0,05	23,2	14,5			
NY	2010-09-15		6	0	14,77	6,656	6,67	0,4	0,95	0,04	0,13	0,24	23,2	14,8		4,1	
NY	2010-09-15		6	5	14,74	6,661	6,63	0,41	0,94	0,05	0,14	0,3	23,7	14,7			
NY	2010-09-15		6	15	13,79	6,712	6,16	0,6	1,19	0,06	0,16	1,84	26,6	20,5			
NY	2010-11-15		5	0	6,92	6,869	7,69	0,53	0,89	0,24	1,35	0,63	25,7	14,8		1,1	
NY	2010-11-15		5	5	6,92	6,87	7,83	0,53	0,87	0,25	1,34	0,71	24,7	14,7			
NY	2010-11-15		5	15	6,92	6,87	7,98	0,52	0,9	0,25	1,31	0,66	25,9	14,7			
KAARV4	2010-05-18		6	0	8,85	6,448	7,94	0,13	0,65	0,05	0,1	0,05	23,3	8,3		1,8	
KAARV4	2010-05-18		6	5	8,66	6,456	7,91	0,14	0,66	0,07	0,1	0,05	21,2	8,3			
KAARV4	2010-05-18		6	15	7,06	6,776	8,22	0,25	0,61	0,04	0,1	0,05	19	5,9			
KAARV4	2010-05-18		6	20	6,77	6,786	8,06	0,3	0,7	0,06	0,12	0,05	19,7	6,9			
KAARV4	2010-07-13		7	0	18,97	6,677	6,83	0,24	0,8	0,02	0,05	0,05	22,8	10,2		1,5	
KAARV4	2010-07-13		7	5	17,67	6,742	7,34	0,24	0,77	0,02	0,05	0,05	20,8	8,5			
KAARV4	2010-07-13		7	15	7,72	6,915	7,65	0,36	0,87	0,02	0,05	0,05	20,6	10,5			
KAARV4	2010-07-13		7	20	6,77	7,05	6,86	0,52	1,15	0,05	0,05	0,05	21,7	15			
KAARV4	2010-09-15		6	0	14,86	6,743	6,72	0,42	0,99	0,04	0,17	0,43	24,5	15,1		3,5	
KAARV4	2010-09-15		6	5	14,86	6,711	6,73	0,42	0,99	0,04	0,16	0,39	24,1	15			
KAARV4	2010-09-15		6	15	14,84	6,725	6,71	0,45	0,99	0,05	0,16	0,53	24,7	15,8			
KAARV4	2010-09-15		6	20		6,733	6,67	0,45	0,98	0,04	0,18	0,36	24,7	16			
KAARV4	2010-11-15		4,5	0	6,49	6,748	7,74	0,58	1	0,18	2,44	0,64	24,7	17,3		1,2	
KAARV4	2010-11-15		4,5	5	6,5	6,75	7,71	0,58	0,99	0,19	2,4	0,73	24,8	17,3			
KAARV4	2010-11-15		4,5	15	6,51	6,753	7,71	0,58	0,99	0,18	2,1	0,62	25,3	17,1			
KAARV4	2010-11-15		4,5	20	6,51	6,756	7,68	0,58	1	0,18	2,04	0,72	26,3	17,1			
K21	2010-01-19		0	-0,27	6,882	9,41	0,62	1	0,58	4,09	0,66	25,4	20,2			3,4	
K21	2010-01-19		5	-0,27	6,893	9,38	0,62	1,01	0,58	4,03	0,66	25,7	19,9				
K21	2010-01-19		15		6,976	8,62	0,63	1,01	0,55	3,88	0,9	25,7	20,4				
K21	2010-03-16		0	0,66	5,868	8,85	0,21	0,79	0,46	13,14	1,71	42,9	43,6			5,8	
K21	2010-03-16		5	0,18	6,832	9,73	0,27	0,79	0,05	1,9	0,52	25,4	18,9				
K21	2010-03-16		15	0,62	6,928	7,83	0,68	1,02	0,22	5,4	2,04	28,9	27				
K21	2010-05-18		6	0	9,27	6,36	7,76	0,13	0,62	0,06	0,1	0,05	23,7	9,5		2,2	
K21	2010-05-18		6	5	9,02	6,442	7,85	0,13	0,62	0,06	0,1	0,05	21,1	7,8			
K21	2010-05-18		6	15	6,88	6,725	7,8	0,3	0,75	0,05	0,1	0,05	20,2	8,3			
K21	2010-07-13		6	0	22,88	6,627	6,27	0,24	0,92	0,03	0,1	0,05	26,3	10,5		1,9	
K21	2010-07-13		6	5	16,72	6,712	6,93	0,29	0,89	0,04	0,1	0,05	22,7	11,1			
K21	2010-07-13		6	15	7,24	6,971	7,09	0,43	0,96	0,03	0,1	0,05	20,8	12,1			
K21	2010-09-15		7	0		6,712	6,67	0,39	0,96	0,04	0,14	0,1	25,1	13,1		3,7	
K21	2010-09-15		7	5	14,92	6,714	6,68	0,4	0,94	0,05	0,13	0,43	23,8	13,3			
K21	2010-09-15		7	15	14,91	6,737	7,11	0,43	1,02	0,05	0,15	0,48	25,5	13,3			
K21	2010-11-15		6	0	6,42	6,781	7,8	0,55	0,97	0,18	1,7	0,51	25,6	16,3		0,9	
K21	2010-11-15		6	5	6,42	6,788	7,83	0,53	0,98	0,16	1,65	0,57	24,3	16,1			
K21	2010-11-15		6	15	6,42	6,802	7,87	0,54	0,95	0,16	1,58	0,49	22,7	15,7			
K19	2010-01-19		0	-0,35	6,943	9,14	0,73	1,02	0,53	3,23	0,58	24,4	18,9	27,1	1,7	1,1	
K19	2010-01-19		4	-0,07	7,191	9,34	0,91	1,23	0,84	4,25	0,79	26,4	22,2	32,1	2,1		
K19	2010-02-16		0	-0,33	7,12	9,71	0,83	1,08	0,45	2,99	0,49	22,6	18,2	23,5	1,8	0,4	
K19	2010-02-16		4	-0,28	7,14	9,75	0,85	1,08	0,38	2,64	0,59	21,7	18	29,4	2,8		
K19	2010-03-16		0	0,35	6,791	10,34	0,57	1,06	0,16	1,06	0,68	27,5	15,1	40	5,1	1,7	
K19	2010-03-16		4	0,83	6,902	9,72	0,66	1,07	0,2	1,16	0,97	24,3	16,1	23,9	6,5		
K19	2010-04-13		4,5	0	6,62	6,1	8,81	0,06	0,73	0,06	0,1	0,05	21,6	0,5	31,3	3,5	1,4
K19	2010-04-13		4,5	4	6,12	6,39	8,71	0,2	0,8	0,04	0,1	0,05	19,7	1,1	21,4	2,1	
K19	2010-05-18		4,5	0	9,32	6,737	7,64	0,17	0,72	0,04	0,1	0,05	22,1	2,8	30,7	3,2	1,1
K19	2010-05-18		4,5	4	9,26	6,741	7,43	0,16	0,72	0,04	0,1	0,05	22,7	2,8	33,7	2,9	
K19	2010-06-15		4,5	0	15,22	6,592	6,88	0,25	0,93	0,06	0,1	0,05	26,4	9,3	32,5	3,7	3,7
K19	2010-06-15		4,5	4,5	15,12	6,596	6,92	0,2	1,18	0,02	0,1	0,05	29,9	9,1	64,8	7,7	
K19	2010-07-13		4,5	0	20,96	6,741	7,54	0,43	1,15	0,03	0,1	0,05	25,7	8,1	29,7	3,3	1,6
K19	2010-07-13		4,5	4	19,7	6,746	7,64	0,35	1,18	0,03	0,1	0,05	27,4	7,2	58,3	6,7	
K19	2010-08-10		4	0	18,34	6,675	6,12	0,48	1,17	0,06	0,1	0,05	27,1	14,6	48,4	4,6	5,1
K19	2010-08-10		4	4	18,15	6,68	6,11	0,54	1,18	0,07	0,1	0,08	26,5	15	38,1	4	
K19	2010-09-15		5	0	15,61	6,654	6,51	0,41	1	0,05	0,2	0,1	26,1	11,9	29,4	3,4	3,5
K19	2010-09-15		5	4	15,67	6,654	6,52	0,41	0,98	0,05	0,2	0,07	25,4	11,5	26	3,1	
K19	2010-10-20		4,5	0	7,82	6,491	7,82	0,39	1,04	0,1	0,42	0,36	26,1	14,2	47	5,6	3
K19	2010-10-20		4,5	4	7,61	6,598	7,67	0,44	0,99	0,08	0,7	0,62	23,8	14,4	31,5	2,8	
K19	2010-11-15		4	0	6,39	6,821	7,78	0,43	0,95	0,18	1,28	0,96	28,8	15,4	55,5	5,4	1,2
K19	2010-11-15		4	4	6,37	6,819	7,77	0,44	0,94	0,18	1,13	0,96	27,6	15,3	49,3	5,6	

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	2010-01-19		0	1,89	5,311	2,46	1,02	1,65	0,79	33,77	20,13	98,1	94,8			0,8
KL8	2010-03-16		0													0,7
KL8	2010-03-16		1	1,35	5,268	7,74	0,88	1,42	0,49	42,04	5,38	78,5	74,8			
KL8	2010-05-18	2	0	10,2	5,363	7,06	0,07	1,55	0,26	5,92	0,87	53,1	28,9			10,7
KL8	2010-07-13	1,5	0	24,51	6,7	6,68	0,56	2,39	0,04	0,12	0,05	44,8	3,7			10,3
KL8	2010-09-15	1	0	16,36	6,041	7,45	0,26	0,65	0,05	0,25	0,48	21,3	9,7			15,2
KL8	2010-11-15	1,5	0	6,43	2,752	7,11	0,34	1,3	0,72	136,22	4,35	192,2	150			3,9
S10	2010-09-15	6	0	13,64	6,505	6,6	0,25	0,7	0,06	0,2	0,39	22,7	8,9			1,5
S10	2010-09-15	6	5	13,32	6,517	6,57	0,26	0,7	0,06	0,2	0,3	22,3	9			
S10	2010-09-15	6	7	12,8	6,54	6,53	0,44	2,28	0,17	1,7	0,12	49,3	11,7			
K24	2010-09-14	5	0	13,96	6,5	6,82	0,35	0,85	0,05	0,25	0,05	23,5	9,2			5,7
K24	2010-09-14	5	5	13,8	6,587	6,56	0,38	0,83	0,07	0,34	0,23	23	10,3			
K24	2010-09-14	5	10	13,58	6,729	6,26	0,43	1,13	0,08	0,63	0,58	25,9	11,1			
K26	2010-09-15	6	0	14,78	6,755		0,44	0,97	0,03	0,14	0,27	24,3	15,7			2,9
K26	2010-09-15	6	5	14,76	6,752	6,74	0,45	0,96	0,04	0,13	0,28	23,7	15,7			
K26	2010-09-15	6	7	14,75	6,756	6,69	0,45	0,98	0,04	0,13	0,27	23,6	15,7			
K27	2010-09-15	4	0	14,27	6,49	6,75	0,24	0,77	0,05	0,17	0,56	25,2	9			2,5
K27	2010-09-15	4	5	14,29	6,492	6,7	0,24	0,82	0,07	0,15	0,6	26,1	9,1			
K27	2010-09-15	4	9	14,29	6,491	6,72	0,25		0,06	0,16	0,56		9,2			
K28	2010-09-15	5	0	14,51	6,468	6,86	0,19	0,7	0,04	0,1	0,24	23,8	8,9			4,2
K28	2010-09-15	5	5	14,53	6,474	6,84	0,18	0,68	0,03	0,1	0,26	24,2	8,9			
K28	2010-09-15	5	13	14,52	6,49	6,8	0,25	0,72	0,05	0,15	0,35	22,8	10,2			
K29	2010-09-15	5	0	14,9	6,391	6,61	0,31	0,82	0,06	0,27	0,41	25,8	9,2			3,5
K29	2010-09-15	5	5	14,87	6,385	6,62	0,3	0,82	0,07	0,26	0,42	25,5	9,2			
K29	2010-09-15	5	10	14,8	6,433	6,56	0,35	0,98	0,09	0,28	0,45	25,8	9,7			
K30	2010-09-15	5	0	14,37	6,472	6,68	0,25	0,76	0,04	0,11	0,32	24,6	9,4			3,2
K30	2010-09-15	5	5	14,38	6,474	6,74	0,25	0,72	0,04	0,1	0,38	22,8	9,6			
K30	2010-09-15	5	10	13,6	6,613	4,39	1,59	2,07	0,13	0,13	7,02	30,6	36,1			
L12	2010-09-14	1,5	0	15,11	6,893	6,64	0,41	1,12	0,05	0,12	0,09	25,2	5,7			4,4
L12	2010-09-14	1,5	5	15,08	6,92	6,62	0,3	1,67	0,02	0,1	0,05	32,7	4,8			
K1	2010-09-14	1	0	15,26	6,939	6,6	0,62	1,38	0,07	0,34	0,37	26,5	8,2			6

**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 2008-2010.**

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

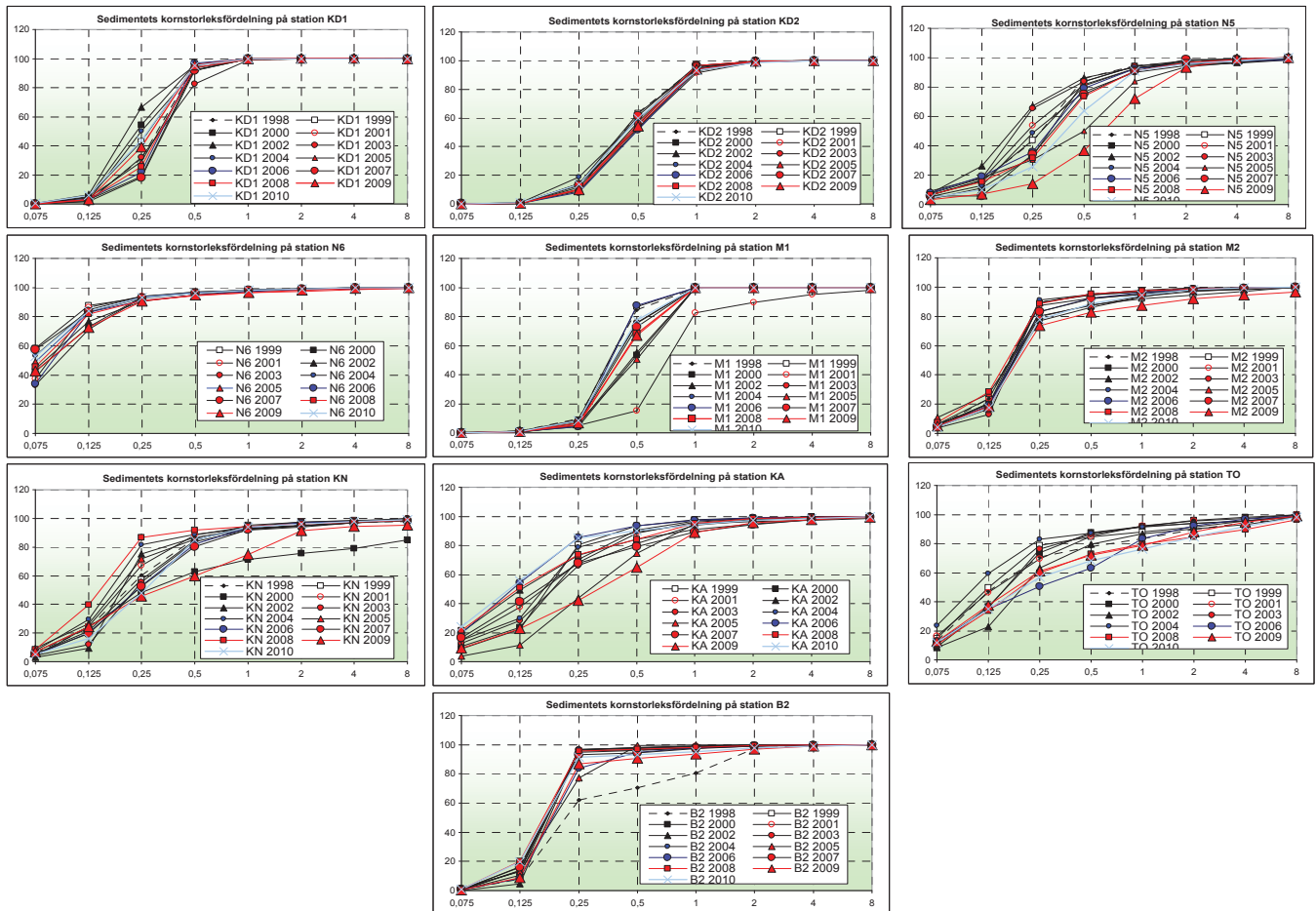
Station	Djup m	Klass	DIP		Tot-P		DIN		Tot-N		Siktdjup	O <sub>2</sub>	Näringsämnen totalt
			vinter				sommar						
			otillfredställa	otillfredställa	dålig	dålig	dålig	dålig	otillfredställa	otillfredställa			
KL8/Kristianopel	2	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	dålig	dålig	dålig	dålig	dålig	dålig	-	hög	dålig
K19/Torhamns skärgård	4	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	god	måttlig	dålig	otillfredställa	otillfredställa	otillfredställa	-	hög	otillfredställande
K21/SO Verkö	15	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	måttlig	måttlig	dålig	måttlig	dålig	måttlig	otillfredställa	hög	otillfredställande
NY/ NV Aspö	16	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	god	måttlig	dålig	måttlig	dålig	måttlig	måttlig	hög	otillfredställande
KAARV4/ NO Aspö	20	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	måttlig	måttlig	dålig	måttlig	dålig	måttlig	måttlig	hög	otillfredställande
K12/ Ronnebyfjärden	10	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	hög	måttlig	otillfredställa	otillfredställa	dålig	måttlig	måttlig	hög	måttlig
K7/ Karlshamnshjärden	10	<b>klass</b>	dålig	otillfredställa	måttlig	otillfredställa	dålig	måttlig	dålig	måttlig	otillfredställa	hög	otillfredställande
K6/ S Kasen	25	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	god	måttlig	otillfredställa	god	god	god	god	hög	måttlig
VH1/ Hanö-1	12	<b>klass</b>	otillfredställa	otillfredställa	god	måttlig	otillfredställa	god	god	god	god	hög	måttlig
VH3A	16	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	måttlig	god	otillfredställa	måttlig	dålig	måttlig	måttlig	hög	måttlig
VH4/ Hanö-4	19	<b>klass</b>	otillfredställa	måttlig	god	måttlig	otillfredställa	god	god	god	måttlig	hög	måttlig

Resultat av sedimentprovtagningar 2010 på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten. Under tabellen visas siktdiagram från 1998 till 2010 från stationer med "siktbara" sediment.

station	djup, m	prov-tagare	sediment-typ (fältbedömd)	H2S-lukt	oxiderat skikt, cm	vattenhalt, %	glödför-lust, %
KD1	14	V	sand	-	>5	21,4	0,2
KD2	14	V	sand	-	>5	21,2	0,1
N7	7	V	FG	++	0,1	83,1	25,4
L12	6	V	FG	+	3	61,7	6,6
N5	7	V	grusig sand med småsten	-	>5	29,5	1,4
N6	16	V	sand	-	>5	34,2	1,9
M1	16	V	sand	-	>5	21,7	0,2
M2	17	V	sand	-	>5	26,0	0,7
KA	15	V	grusig sand	-	>5	28,9	1,2
KN	24	V	grusig sand	-	>5	21,2	0,7
T/H	39	V	fast FG	+	>5	56,8	4,9
TÖ	16	V	grusig sand(5 cm) på lera	-	>5	30,2	1,5
RY	10	V	FG	+	3	82,6	23,3
B2	25	V	sand	-	>5	24,4	0,6
K3	10	V	FG	+	3	82,9	22,5
N3	10	V	FG	+	3	81,4	22,0
KAARV4	21	V	FG	++	0,3	77,6	17,7
N2	15	V	FG	+	0,5	80,5	18,9
K5	14	V	FG	++	0,2	82,3	21,7
N1	15	V	FG	++	0,1	80,7	20,6
K7	7	V	FG	+	>4	80,3	21,5
PMK8	4	V	FG m växtrester	-	>4	74,0	13,3
PMK5	12	V	FG	++	0,2	80,1	20,9
KL11	2	E	lös FG	++	0,05	81,8	23,4

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 1987-2010

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	2010	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	0,61	<b>0,530</b>		
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	22,53	-0,331		
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	21,75	<b>-0,452</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	21,50	<b>-0,442</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	1,15	-0,429		
KAARV4							14,30	12,46	13,10	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	17,68		<b>0,772</b>		
KD1							0,30		0,20	0,20	0,30	0,20	0,30	0,22	0,23	0,19	0,23	0,21	0,21	0,29	0,26	0,32	0,24	0,020			
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	0,14	-0,154			
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	23,41	-0,297		
KN							1,50	0,90	0,87	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	0,67	-0,188		
L12							14,80	9,82	16,94	13,00	9,51	8,20	8,90	17,14	8,40	5,10	7,70	9,05	8,69	7,02	7,44	7,28	7,55	6,63	<b>-0,635</b>		
M1	3,11						0,30	0,30	0,57	0,30	0,30	0,50	0,20	0,30	0,21	0,28	0,32	0,32	0,45	0,23	0,34	0,26	0,30	0,23	-0,320		
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	0,92	1,12	1,12	1,10	1,57	0,94	0,421		
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	19,87	20,07	20,34	19,54	20,65	<b>-0,702</b>	
N2							21,00	20,98	19,36	20,00	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	18,91	
N3							22,00	21,72	20,67	20,00	24,70	21,30	20,90	21,00	21,00	20,65	21,69	22,98	21,75	21,32	21,85	20,31	20,64	20,04	22,02	-0,130	
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	-0,201	
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	4,29	8,21	4,36	10,21	2,51	1,85	0,120	
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	-0,420	
PMK5							23,08	23,15		21,92		22,30	21,30	20,90	20,45	20,20	20,17	20,44	20,93	22,89	22,42	21,30	20,30	20,90	-0,392		
PMK8							10,80	13,10		23,10		11,60	16,60	9,40	8,55	6,81	10,83	10,10	9,74		14,92	10,86	10,65	13,30	-0,336		
RY							25,70	24,94	25,83	23,70	25,25	24,40	24,40	23,20	23,30	22,86	23,65	24,65	24,53	21,67	22,49	24,42	22,63	22,56	23,34	<b>-0,662</b>	
T/H							7,90	8,70	5,39	4,10	12,49	4,40	4,00	4,10	3,60	3,72	4,53	3,14	4,17	12,37	5,61	3,80	3,97	6,43	4,85	-0,207	
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	1,35	1,49	0,204		
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	10,87	<b>-0,685</b>
Medel ackumulationsbottnar (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	19,69	19,33	19,32	20,30	<b>-0,806</b>	
Medel erosionsbottnar (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	1,18	1,01	0,174

Bilaga 8  
1(2)

Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2010

Abundans (ind/m<sup>2</sup> +/-SE) för mjukbottenstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten 2010

	KD1		KD2		N7		L12		N5		N6		M1		M2		KA		KN		T/H		
	2010-05-19		2010-05-20		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-18		
	14,6		13,8		6,8		5,5		7		15,9		15,9		16,9		15,3		23,7		40		
	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	
	Cyanophthalma obscurum							6	6									3	3				
Halicryptus spinulosus										3	3				61	6				55	15	28	7
Hediste diversicolor	33	5	42	8	8	0	44	7	352	26			19	7			39	17					
Pygospio elegans	660	85	568	140					17	10			1473	357	263	32	921	273	316	34			
Marenzelleria spp	8	5	8	5			11	6	141	10	8	5	502	40	164	32	161	7	83	19	710	67	
Terebellides stroemi																					14	6	
OLIGOCHAETA	103	10	280	100			47	19	25	14	6	3	422	82	183	131	44	24	169	26			
MYSIS SP.															3	3	6	6					
Diastylis rathkei													3	3					25	10	14	3	
Sphaeroma hookeri					6	6																	
Cyathura carinata																							
Saduria entomon									14	14	14	3	3	3	3				22	7	28	7	
Idotea baltica																							
Idotea chelipes					3	3	3	3															
JAERA SP.																							
GAMMARUS SP.												3	3					3	3				
Gammarus locusta												8	8										
Gammarus oceanicus												83	43						8	5			
Gammarus salinus												28	15										
Calliopius laeviusculus																							
Monoporeia affinis					6	3										14	7	11	7	36	7	17	5
Pontoporeia femorata																					150	17	
Bathyporeia pilosa	566	49	11	3																			
Leptocheirus pilosus																							
Corophium volutator							3	3															
Crangon crangon			3	3																			
LEPIDOPTERA																							
CHIRONOMIDAE	8	5			893	49	230	80															
Chironomus plumosus					83	17	17	10															
Theodoxus fluviatilis																							
HYDROBIA SP.	222	48	19	7	47	24	94	3	544	28	3	3	22	10			36	32					
Potamopyrgus antipodarum					186	25	14	7															
RISSOA SP.																							
Radix peregra																							
Mytilus edulis			14	14			3	3	36	20	177	101			33	17	313	199	255	42			
Cerastoderma glaucum							14	7	3	3													
Macoma baltica <5mm	50	10	22	12	169	11	155	24	116	22	3	3	6	6	277	83	8	5	286	29	116	14	
Macoma baltica 5-10mm	67	38	14	3	194	32	263	106	624	38	6	3	25	5	438	123	6	3	55	15			
Macoma baltica >10mm	17	5	14	10	114	14	61	15	119	27	119	43	58	13	280	35	17	13	58	21	44	19	
Macoma baltica tot	133	30	50	5	477	11	480	122	860	49	116	58	89	22	996	144	28	17	399	5	161	33	
Mya arenaria	17	5	31	6	130	24	119	26	25	13			8	5			31	7					
summa	1750	264	1026	310	1839	206	1084	325	2016	225	460	234	2540	530	1789	485	1606	607	1373	234	1120	146	
antal arter	9		10		10		14		10		11		9		10		13		11		8		

Biomassa (g WW/m<sup>2</sup> +/-SE) på mjukbottenstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten 2010

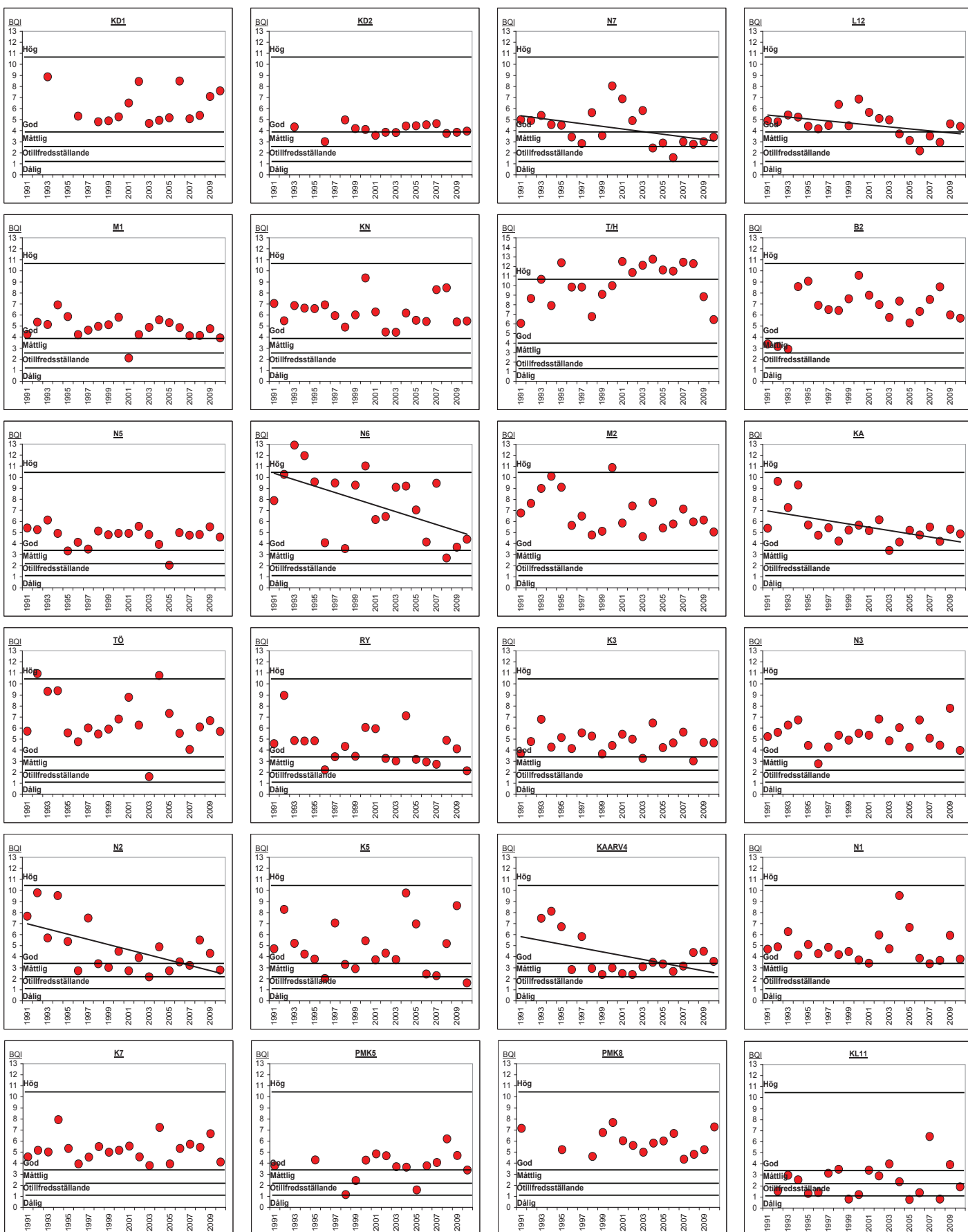
	KD1		KD2		N7		L12		N5		N6		M1		M2		KA		KN		T/H		
	2010-05-19		2010-05-20		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-19		2010-05-18		
	14,6		13,8		6,8		5,5		7		15,9		15,9		16,9		15,3		23,7		40		
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	
	Cyanophthalma obscurum							0,05	0,05									0,01	0,01				
Halicryptus spinulosus												0,52	0,52			1,67	0,57			0,33	0,06	1,24	0,02
Hediste diversicolor	0,80	0,30	0,98	0,56	0,47	0,22	9,95	4,68	9,07	1,58			0,63	0,32			0,14	0,08					
Pygospio elegans	0,66	0,09	0,57	0,14					0,02	0,01			1,47	0,36	0,26	0,03	0,92	0,27	0,32	0,03			
Marenzelleria spp	0,02	0,02	0,03	0,02			0,14	0,11	2,05	0,34	0,23	0,14	6,67	1,61	0,63	0,24	2,14	0,68	0,92	0,43	4,07	0,51	
Terebellides stroemi																					0,15	0,10	
OLIGOCHAETA	0,10	0,01	0,28	0,10			0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00	0,42	0,08	0,18	0,13	0,04	0,02	0,17	0,03			
MYSIS SP.															0,00	0,00	0,00	0,00					
Diastylis rathkei															0,03	0,03	0,10	0,02	0,05	0,05	0,20	0,08	
Sphaeroma hookeri					0,03	0,03																	
Cyathura carinata																							
Saduria entomon									1,23	1,23	8,04	0,63	1,16	1,16	14,20	6,18			3,41	2,18	4,05	2,33	
Idotea baltica																							
Idotea chelipes					0,01	0,01	0,02	0,02															
JAERA SP.																							
GAMMARUS SP.																							
Gammarus locusta												0,04	0,04										
Gammarus oceanicus												1,27	0,73						0,09	0,05			
Gammarus salinus												0,52	0,29										
Calliopius laeviusculus																							
Monoporeia affinis					0,00	0,00																	
Pontoporeia femorata																					0,10	0,04	
Bathyporeia pilosa	1,11	0,12	0,02	0,01																	0,90	0,10	
Leptocheirus pilosus																							
Corophium volutator							0,02	0,02															
Crangon crangon			0,25	0,25																			
LEPIDOPTERA																							
CHIRONOMIDAE	0,02	0,01			4,23	0,65																	





## Bedömning av ekologisk status på bottenfaunaloaker i Hanöbukten 1991-2010.

BQI (medelvärden av tre hugg) uträknat enl beskrivning i bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007). Signifikanta trender anges med heldragen linje





Resultat av algprofilprovtagningar i Blekinge och Skåne 2010 - fältobservationer

station	datum	tångbältets övre gräns (m)	tångbältets undre gräns (m)	djupaste tångplanta (m)	rödalger 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	2010-10-12			5,5	>9	>9	<<5	ej	ej
H 2	2010-10-12	0,3	2,4	3,3	>8,6	9,6	75	ej	ej
H 1	2010-10-13	0,3	2,4	4,3	>6,6	>10	50-75	ej	ej
MA 11	2010-10-13	0,3	0,7	0,8	>10	>10	0	0	0,8-1,0
MA 9	2010-09-13	0,2	0,8	1,9	12,7	12,7	10	79	0,4-0,9
MA 8	2010-09-13				12,4	12,4	0	0	
MA 7	2010-09-13				>14	>14	0	0	
MA 6	2010-09-07	0,2	1,1	5,4	>13	>13	25	12	0,7-1,2
MA 5	2010-08-30			**	11,2	11,2	0	0	
MA 5 B	2010-08-30	0,6	2,3	3,4	>6,7	>6,7	75	ej	ej
MA 4	2010-08-30	0,3	0,3	5,2	>12,5	>12,5	<<5	40	0,2-0,6
MA 3	2010-10-04	0,3	2,7	3,9	>6	6,0	100	90	1,2-2,1
MA 2	2010-10-04	0,5	2,0	4,2	>10	>10	75	58	1,2-1,8
MA 2 B	2010-10-04	0,7	4,2	4,9	4,9	4,9	75-100	ej	ej
LösS	2010-08-31		*	6,0	>13	>13	<<5	24	0,2-0,4
MA 1	2010-09-02	0,3	0,5	0,9	11,2	11,2	0	39	0,3-0,7
MA 15	2010-09-13			3,5	>10	>10	<<5	0	

\* kvar väst om linjen 0,3-0,7m

\*\* norr om linjen 0- 1,1m djup

station	datum	max täckning för Fucus (%)	djup för max tångtäckn (m)	rekrytering (0-2)	betning (0-2)	nedslamn (0-2)	påväxt (0-2)	maxtäckning rödalger (%)	djup för maxtäckning rödalger (m)
H 3	2010-10-12	10	0,7	0	0	1	1	100	4,4-6,3
H 2	2010-10-12	100	0,4-0,8	02-jan	0	0	1	75	2,8-3,3
H 1	2010-10-13	75	0,4	1-2	0	0	1	100	5,0-6,6
MA 11	2010-10-13	50-75	0,4	2	0-1	0	1	75-100	1,5-9
MA 9	2010-09-13	100	0,6-0,8	1	0	1	1	100	2,3-6
MA 8	2010-09-13	0						100	3,2
MA 7	2010-09-13	0				1-2		100	2,6-13,6
MA 6	2010-09-07	25	1,1	2	0	1	1	100	4,6-6,7
MA 5	2010-08-30	0						25-50	8,1
MA 5 B	2010-08-30	75	1,1-2,2	1	0	1	1	75	4,0-6,2
MA 4	2010-08-30	50-75	0,3	1	0	0	1	75-100	1,3-1,5
MA 3	2010-10-04	100	1,0-1,5	1	0	2	2	25	3,8
MA 2	2010-10-04	100	1,0-1,3	1	1	1	1	75	2,9-4,2
MA 2 B	2010-10-04	100	0,8-1,0	1	1	1	1	5	0,6-4,2
LösS	2010-08-31	25**	6	1	1	0	1	100	2,3-9,0
MA 1	2010-09-02	75-100	0,4	2	0	0	1	75	3,2-7,3
MA 15	2010-09-13	10	3,5	2	0	1	1	75	2,4-6

\*\* Fucus 75-100% kvar V om linjen på 4-18 m fr 0-punkten

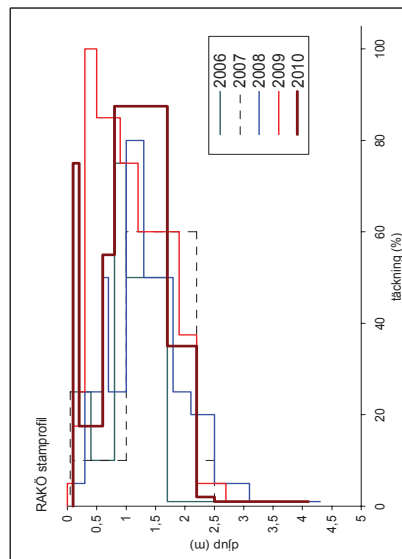
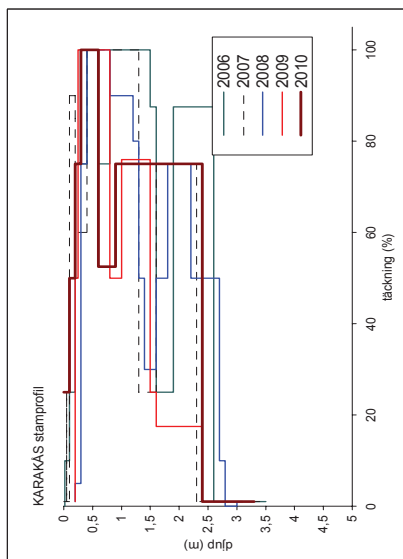
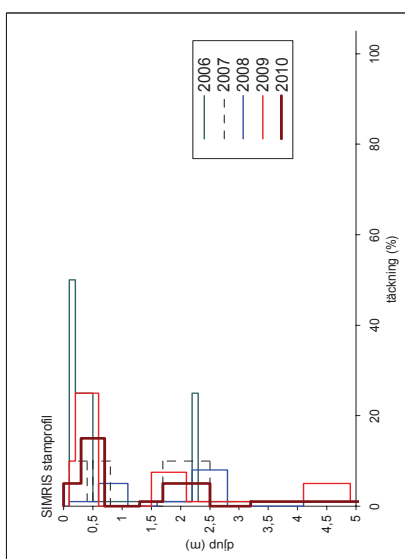
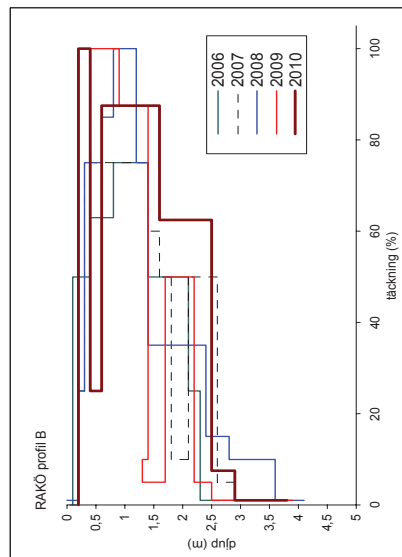
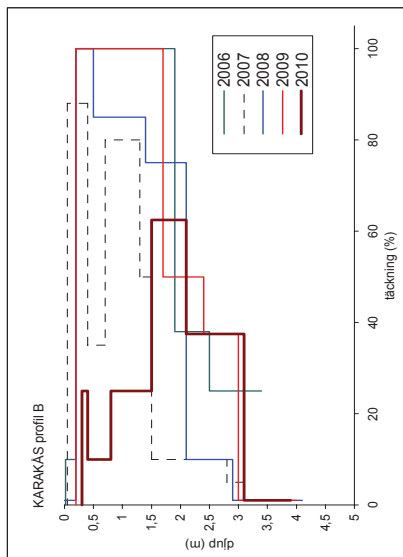
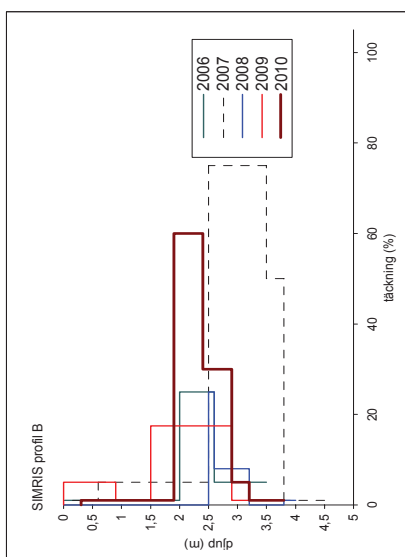
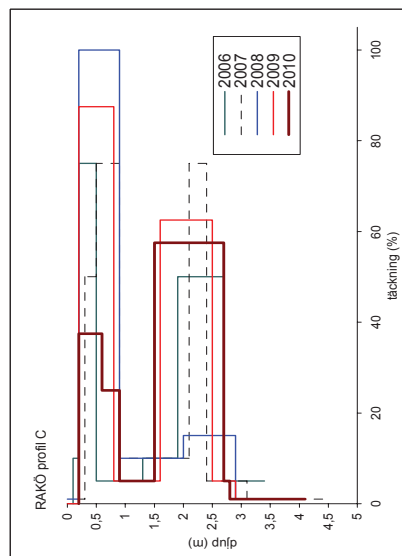
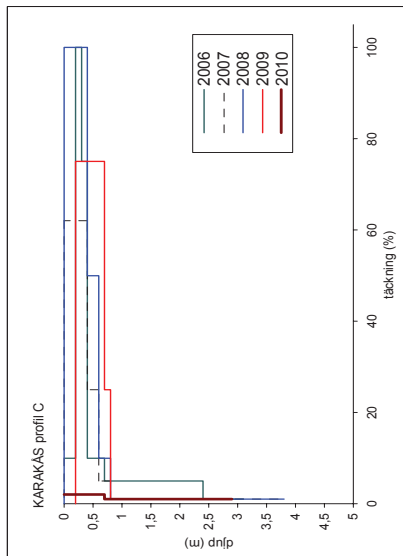
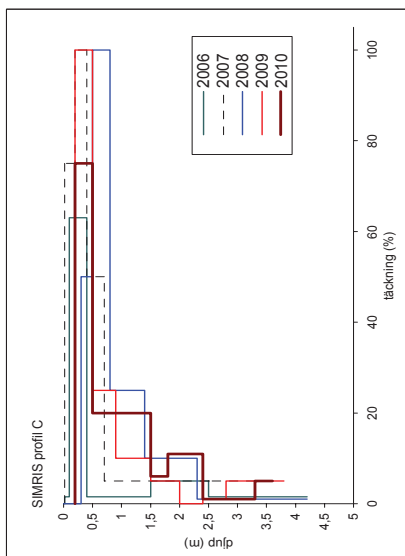
Några av parametrarna är bedömda enligt skalan :

0 = inget  
1 = måttligt  
2 = mycket

Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor (medel ±SE, n=3)  
på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2010

Datum : Djup (m) :	Simris 2010-10-12						Karakås 2010-10-12						Rakö 2010-10-13					
	0,8		1,5		3,5		0,7		1,8		3,3		0,5		0,9		1,9	
	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE	medel	SE
<i>Rivularia atra</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,4	0,3	0,4	0,0	0,0	7,3	2,2	6,7	1,1	2,3	0,8
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,3	0,4	1,0	0,7	1,0	0,0	5,3	1,1	5,0	1,4	4,7	0,4
<i>Coccolytus truncatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,3	0,4	1,7	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ceramium nodulosum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	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
<i>Ceramium tenuicorne</i>	53,3	8,2	46,7	7,4	35,0	18,4	9,0	4,4	8,7	3,6	0,3	0,4	8,0	2,5	5,3	0,4	2,0	1,2
<i>Polysiphonia fucoides</i>	2,3	0,4	9,7	9,4	12,7	13,7	1,7	1,1	4,3	1,8	81,7	2,2	7,7	1,8	22,0	13,1	41,7	10,8
<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	2,7	0,8	20,7	2,9
<i>Rhodomela confervoides</i>	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4083	1,0	0	1,3	0,4083
<i>Aglaothamnion roseum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	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	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,8	7,3	3,5	0,0	0,0
<i>Pilayella littoralis</i>	2,7	0,4	1,0	1,2	0,0	0,0	11,7	4,3	5,3	1,1	0,0	0,0	35,7	3,6	18,3	5,4	10,7	2,3
<i>Elachista lubrica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	1,8	1,7	0,4	0,0	0,0	2,3	0,8	1,0	0,7	1,0	0,0
<i>Chorda filum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,4	0,0	0,0	5,7	1,6	5,3	1,1	0,7	0,4
<i>Fucus serratus</i>	6,0	3,2	8,3	10,2	0,0	0,0	69,7	4,3	39,3	8,8	0,0	0,0	6,3	2,3	26,7	17,8	13,3	5,4
<i>Fucus vesiculosus</i>	0,0	0,0	2,3	2,9	0,0	0,0	12,3	1,8	3,0	1,9	0,0	0,0	44,3	15,6	18,7	8,5	33,3	14,3
<i>Enteromorpha</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>Cladophora glomerata</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,4	2,3	0,4	1,3	0,4	0,3	0,4	17,3	1,8	11,0	6,0	1,7	1,5
<i>Cladophora rupestris</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	1,0	0,7	1,0	0,0	4,3	0,8	12,7	1,8	6,3	2,3
Summa täckning (%)	68,0	11,8	68,0	16,6	49,7	4,8	114,3	10,1	67,7	9,6	86,0	1,9	145,3	13,5	143,7	8,8	139,7	32,6
Substrat %	100		100		100		95		100		100		100		100		85	
Antal arter	8,0	0,0	3,0	1,2	4,0	0,7	8,3	0,8	9,7	0,8	4,3	0,4	11,7	0,8	13,3	0,8	12,3	0,4

Tångens täckningsgrad (%) på olika djup i tre olika transekter på de tre hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2006-2010.



Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2010 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.

Algbiomassor i rödalgsbältet (g DW/m<sup>2</sup>) i Blekinge 2010

Datum : Djup (m) :	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15	
	10-10-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-07	10-08-30	10-08-30	10-08-30	10-08-30	10-08-30	10-10-04	10-10-04	10-10-04	10-08-31	10-09-02	10-09-13	biom	SE	biom	SE
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
	74,35	50,62	52,78	12,45	14,13	10,50	84,53	16,97	142,38	28,13	21,43	6,02	267,32	79,62	168,53	31,74	184,46	74,14	249,29	3,12	333,69	34,52	6,0	
	7,04	6,72	0,98	0,56	3,73	2,24	0,49	0,49	7,83	7,09	0,33	2,98	1,70	23,64	18,14	0,11	0,11	6,97	3,49	0,07	0,04	0,04	0,04	
									0,14	0,14		7,51	7,51	0,12	0,12	1,09	1,07	0,01	0,01	0,01	1,84	1,80		
									1,23	0,56	0,47	0,38	47,81	17,18	41,15	15,58	0,30	0,30	0,01	0,01	0,01	39,10	5,82	
									27,21	8,90	0,10	0,05	0,05	0,83	0,83	42,61	13,89	214,48	63,46	0,83	0,56			
									0,31	0,31	0,01	0,01	3,87	2,15	0,20	0,19	0,02	0,01	6,97	5,24	10,80	10,80		
									29,46	6,20	0,01	0,01	0,05	0,05	1,55	0,81			0,43	0,22	0,29	0,29		
											27,20	3,31			0,55	0,09			0,03	0,03				
											0,07	0,07			0,58	0,16								
														0,16	0,16									
														0,01	0,01									
														0,35	0,18									
Summa:	154,9	68,1	121,4	15,0	74,5	3,1	196,3	29,2	207,5	30,7	49,6	7,7	330,8	84,4	6,5	1,1	234,3	34,0	479,2	74,7	229,2	74,7	385,8	36,8
Antal arter:	4	5	5	7	7	7	5	7	7	7	7	8	8	9	9	7	7	9	9	7	9	6	6	6

Påväxtalger i tångbältet (g DW/100 gDW tång) i Blekinge 2010

Datum : Djup (m) :	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15	
	10-10-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-13	10-09-07	10-08-30	10-08-30	10-08-30	10-08-30	10-10-04	10-10-04	10-10-04	10-08-31	10-09-02	10-09-13	biom	SE	biom	SE	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
	0,01	0,01	0,04	0,03			0,01	0,00	0,50	0,43	0,50	0,31	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	0,57	0,31	0,04	0,00					0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,49	0,25	0,43	0,18	1,53	0,69	1,03	0,48	0,39	0,20	
	0,01	0,00							0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,26							
									0,83	0,51	0,83	0,51	0,83	0,51	0,67	0,26								
									0,50	0,29	1,11	0,54	0,01	0,01	0,04	0,03	0,34	0,33	0,05	0,03	0,26	0,18	0,18	
									0,72	0,29	0,02	0,01	1,10	0,76	2,77	1,72			1,47	0,64	2,91	0,31	0,31	
									0,00	0,00	0,04	0,04			0,05	0,05								
									0,01	0,01					0,01	0,01								
									3,30	0,85	1,68	0,38	1,64	0,52	4,09	1,91	1,87	0,37	2,55	0,24	3,56	0,49	0,49	
Summa	0,63	0,30	2,32	0,57			1,08	0,25	3,30	0,85	1,68	0,38	1,64	0,52	4,09	1,91	1,87	0,37	2,55	0,24	3,56	0,49	0,49	
Antal arter:	5	2	2	2			3	3	10	10	5	5	4	4	7	7	2	2	4	4	3	3	3	

Medelvikt för blåstångsplanter (DW)

61,0	26,4	120,6	6,1	109,5	27,4	81,6	8,3	53,3	10,3	134,5	17,9	44,6	12,1	19,4	1,0	55,0	17,5	74,9	19,9
------	------	-------	-----	-------	------	------	-----	------	------	-------	------	------	------	------	-----	------	------	------	------

Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2010 - djurliv i tångbältet

Abundans (ind/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2010

Datum:	Ma11 10-10-13		Ma9 10-09-13		Ma8 10-09-13		Ma7 10-09-13		Ma6 10-09-07		Ma5 10-08-30		Ma4 10-08-30		Ma3 10-10-04		Ma2 10-10-04		LÖSS 10-08-31		Ma1 10-09-02		Ma15 10-09-13			
	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE
Hediste diversicolor																										
Pisicella geometra	0.9	0.9																								
Balanus improvisus																										
Sphaeroma hookeri	89.9	20.7	6.1	0.8																						
Ictea cheilipes	0.9	0.9	0.3	0.3																						
Ictea granulosa	20.4	5.3																								
JAEERA SP.	0.3	0.3	10.1	1.4																						
GAMMARUS SP.																										
Gammarus locusta			23.4	8.9																						
Gammarus oceanicus	20.2	7.2	13.8	2.8																						
Gammarus zaddachi	2.5	1.3	2.5	0.4																						
Gammarus salinus	90.9	44.0	28.9	1.5																						
Callinotus laevisculus							1.5	0.7		22.1	3.8	118.9	25.0	40.6	21.0	31.7	4.7	12.5	5.4	46.4	10.5	144.8	40.5			
Leptocheirus pilosus							0.6	0.6				1.0	1.0			62.2	58.1									
Palaemon squilla							0.2	0.2																		
COLEOPTERA							0.5	0.5																		
CHIRONOMIDAE																										
Theodoxus fluviatilis	4.3	0.6	12.9	4.2			20.7	4.8		0.5	0.5	450.5	54.3	2.7	2.7	581.3	133.0			0.4	0.4					
HYDROBIDAE																										
Potamoopyrgus antipodarum												24.8	7.6			317.0	49.9	4.9	4.9							
RISSOA SP.												0.5	0.5			3.5	1.2									
Radix peregrina AGG.												104.8	75.4			480.6	202.8	22.9	7.2							
Mytilus edulis	1.9	1.0	1.3	0.9			16.8	7.4		8.3	5.5	25.0	9.3			2984.9	1953.1									
Cerastoderma hauriense																										
BRYOZOA																										
Summa:	232.2	45.6	141.6	6.3			75.3	13.5	333.2	37.0	1146.8	185.3	98.0	25.5	4731.0	1879.5	320.5	78.6	183.4	39.2	360.4	92.1				
Antal arter:	10		12				13		10	10	20		10		16		10		9		10					

Biomassa (g WW/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2010

Datum:	Ma11 10-10-13		Ma9 10-09-13		Ma8 10-09-13		Ma7 10-09-13		Ma6 10-09-07		Ma5 10-08-30		Ma4 10-08-30		Ma3 10-10-04		Ma2 10-10-04		LÖSS 10-08-31		Ma1 10-09-02		Ma15 10-09-13			
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
Hediste diversicolor																										
Pisicella geometra	0.04	0.04																								
Balanus improvisus																										
Sphaeroma hookeri	3.51	0.62	0.18	0.03			0.55419	0.19114		6.07	0.72	1.22	0.40	0.55	0.19	2.40	1.02	1.18	0.97							
Ictea cheilipes	0.01	0.01	0.00	0.00							0.42	0.35			0.05	0.03	0.05	0.03			1.58	0.53	0.43	0.15		
Ictea granulosa	0.55	0.10													1.44	0.64	4.36	1.86			0.16	0.09	0.02	0.02		
JAEERA SP.	0.00	0.00													0.19	0.11	1.57	0.48			0.09	0.06				
GAMMARUS SP.																										
Gammarus locusta																										
Gammarus oceanicus	0.65	0.42	0.10	0.01			0.00391	0.00289		0.19	0.05	0.07	0.03	0.00	0.00	0.04	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.10	0.02	0.02		
Gammarus zaddachi	0.05	0.03	0.07	0.01			0.00021	0.00021		0.02	0.02	0.06	0.03	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	0.03	0.02	0.01	0.10	0.02	0.02		
Gammarus salinus	1.16	0.55	0.42	0.03			0.06162	0.02434		0.09	0.09	0.73	0.21	0.00	0.00	0.13	0.02	0.73	0.32	1.36	0.59	3.57	1.41	0.04		
Callinotus laevisculus							0.00096	0.00659		0.01	0.01	1.43	0.33	0.27	0.13	2.51	1.12	0.17	0.11	0.04	0.02	0.25	0.04	0.63		
Leptocheirus pilosus							0.01015	0.00652		0.22	0.03	1.45	0.33	0.49	0.26	1.05	0.26	0.17	0.11	0.65	0.21	1.78	0.63			
Palaemon squilla							0.00212	0.00212				0.00	0.00			0.05	0.05									
COLEOPTERA																										
CHIRONOMIDAE																										
Theodoxus fluviatilis																										
Potamoopyrgus antipodarum																										
RISSOA SP.																										
Radix peregrina AGG.																										
Mytilus edulis	0.07	0.05	0.10	0.09			2.06287	0.70112		0.95	0.56	19.85	15.95			117.48	48.87	3.58	2.09			0.02	0.02	0.05		
Cerastoderma hauriense																										
BRYOZOA																										
Summa:	6.21	1.19	1.60	0.23			4.10	1.05	8.99	1.32	36.06	17.12	1.69	0.31	185.80	60.04	11.66	2.97	4.94	0.91	8.50	2.78				
Antal arter:	10		12				13		10	10	20		10		16		10		9		10					



## Trender för olika summaparametrar i algprofiler i Blekinge 1998-2010. 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.

### Rödalg

	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15	Hela Blekinge-kusten	exponerade lokaler	skyddade lokaler
antal stationer	-0,256	-0,337	0,021	0,098	0,274	0,049	-0,085	0,264	-0,033	0,162	0,270	-0,340	10	6	4
artantal	-0,298	-0,202	0,050	-0,549	-0,656	-0,176	-0,345	-0,218	<b>0,783</b>	-0,357	-0,079	0,129	0,066	-0,156	0,254
biomassa	0,388	-0,080	-0,352	<b>0,707</b>	<b>0,695</b>	0,113	0,218	0,475	0,167	-0,030	<b>0,591</b>	0,101	-0,411	<b>-0,628</b>	0,129
diversitet													<b>0,617</b>	0,495	<b>0,602</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	-0,010	-0,142		-0,514	0,401	-0,229	-0,268	-0,214	0,037	-0,300	-0,375		10	6	4
artantal	0,147	-0,177		0,457	-0,074	-0,042	0,348	-0,336	-0,066	0,004	-0,029		-0,238	-0,156	-0,354
biomassa	-0,445	-0,216		-0,111	0,345	0,229	0,214	0,433	-0,105	0,105	0,085		-0,245	0,184	-0,364
diversitet													0,147	-0,104	0,274

### Diurlivet i tången

	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15	Hela Blekinge-kusten	exponerade lokaler	skyddade lokaler
antal stationer	-0,303	0,217		0,370	-0,057	0,313	0,019	0,117	<b>0,571</b>	-0,058	-0,069		10	6	4
artantal	<b>-0,783</b>	-0,492		0,211	-0,289	-0,294	-0,077	-0,240	0,179	-0,337	0,080		0,216	0,066	0,396
abundans	<b>-0,804</b>	-0,525		0,515	-0,469	-0,462	0,518	-0,321	0,263	-0,027	0,046		-0,366	<b>-0,619</b>	-0,299
biomassa	-0,425	0,269		0,407	<b>-0,517</b>	0,349	0,158	0,094	0,512	0,170	0,350		-0,443	<b>-0,714</b>	-0,340
diversitet abund	-0,194	0,489		0,329	-0,417	0,001	<b>0,595</b>	0,170	0,393	0,134	<b>0,580</b>		0,375	0,083	0,608
diversitet biom													0,338	0,264	0,358

### Tångens täckningsindex (1991-2010)

	Ma11	Ma9	Ma8	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4	Ma3	Ma2	LÖSS	Ma1	Ma15	Hela Blekinge-kusten	exponerade lokaler	skyddade lokaler
antal stationer	-0,671	-0,311		-0,719	-0,442	-0,490	-0,798	0,649	0,142	-0,708	0,479	-0,626	10	6	4
													-0,771	<b>-0,721</b>	0,234

**Innehåll av kol, kväve och fosfor (mg/g torrsvikt) i blåstång vid undersökningar i Blekinge 2010.**

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.

Station	Kol-C	Kväve-N	Fosfor-P
Ma11	370	8,2	3,0
Ma9	390	7,2	2,2
Ma8			
Ma7	370	14,0	2,0
Ma6	350	11,0	1,7
Ma5	380	13,0	1,5
Ma4	370	12,0	1,9
Ma3	390	13,0	2,4
Ma2	370	14,0	2,7
Ma1	380	8,6	1,6
Löss	360	13,0	1,9
Ma15			

**Kvoter mellan kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge 2010.**

Station	N/P	C/N	C/P
Ma11	2,7	45	123
Ma9	3,3	54	176
Ma8			
Ma7	7,2	26	190
Ma6	6,6	32	211
Ma5	8,7	29	253
Ma4	6,3	31	195
Ma3	5,4	30	163
Ma2	5,2	26	137
Ma1	5,4	44	238
Löss	7,0	28	195
Ma15			

	<b>Ma11</b>	<b>Ma9</b>	<b>Ma7</b>	<b>Ma6</b>	<b>Ma5</b>	<b>Ma4</b>
Kväve	0,066	-0,151	0,079	0,086	0,009	-0,229
Fosfor	<b>0,645</b>	0,354	<b>0,554</b>	0,243	0,260	0,381
N/P	<b>-0,468</b>	-0,347	<b>-0,460</b>	-0,300	-0,352	-0,386
antal år	21	21	20	17	17	17

	N-begr
	P-begr
	C-begr

	<b>Ma3</b>	<b>Ma2</b>	<b>Ma1</b>	<b>Löss</b>	<b>Blek</b>
Kväve	-0,209	-0,198	-0,196	0,243	-0,119
Fosfor	0,381	<b>0,482</b>	<b>0,571</b>	0,062	<b>0,505</b>
N/P	<b>-0,559</b>	<b>-0,498</b>	<b>-0,640</b>	0,244	<b>-0,523</b>
antal år	17	21	20	13	17
	antal stationer :				10

gräns f signifikans	
antal år	r-värde
13	0,532
17	0,468
20	0,433
21	0,423

## Konsulternas Kvalitetssäkringsarbete under 2010



### Redovisning av Linnéuniversitetets kvalitetssäkringsarbete 2010

- **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 cancerogent. 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 2010

- **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**

Förnyad bedömning av ackrediteringen utförd 2010-06-09. Resulterade i 16 stycken avvikelser. Laboratoriet rekommenderades fortsatt ackreditering.

- **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 SMHIs 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)

