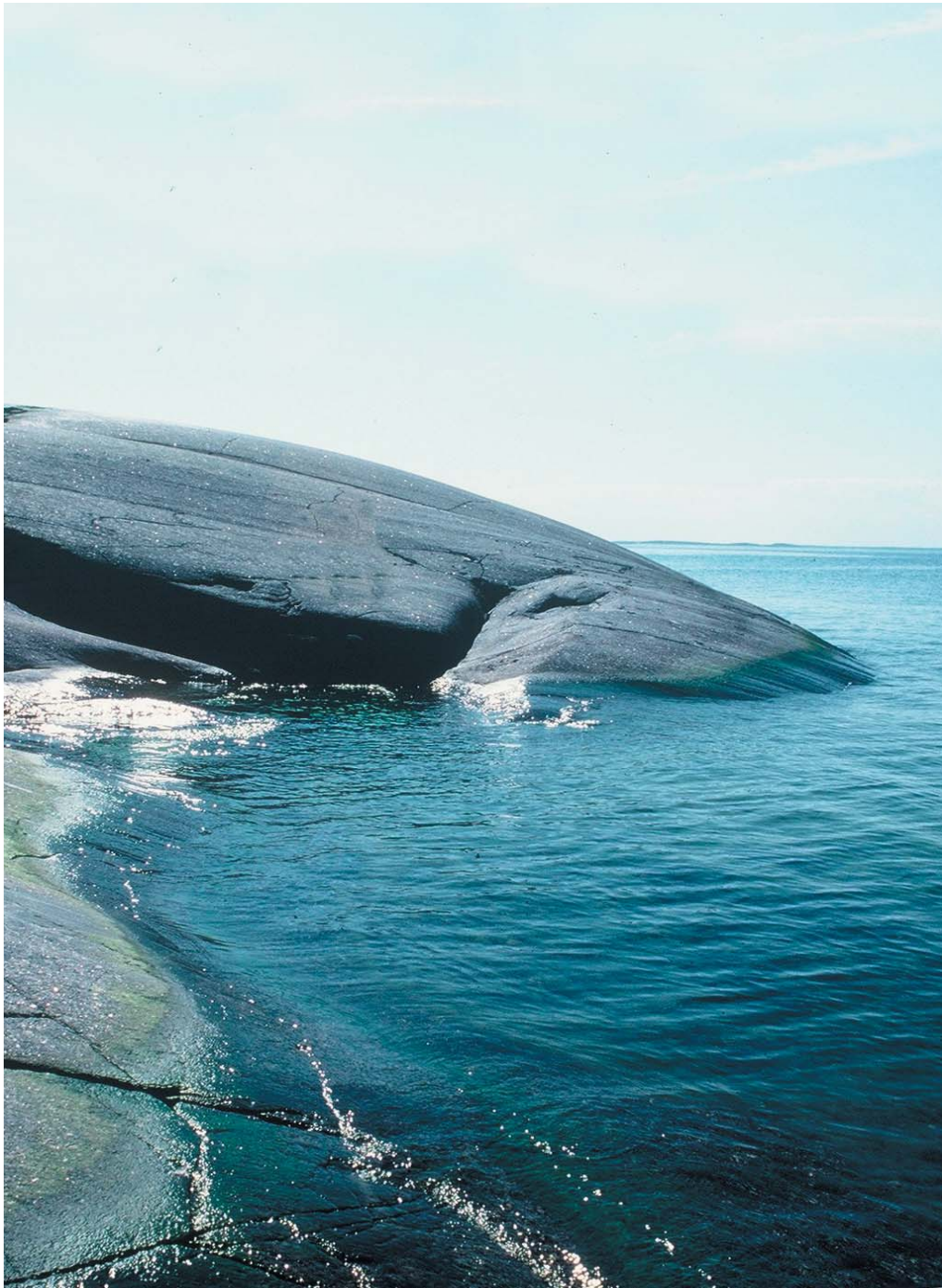


# Hanöbukten

## Kustvattenmiljö 2004



Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

# Hanöbukten Kustvattenmiljö 2004

*Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten  
Årsrapport 2004*

Stefan Tobiasson  
Anna Ingemansson  
Anders Sjölin



HÖGSKOLAN I KALMAR - Institutionen för Biologi och Miljövetenskap

# *Hanöbukten*

## *Kustvattenmiljö 2004*

Blekingekustens Vattenvårdsförbund  
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Årsrapport 2004

BESTÄLLNINGSDRESS:  
Högskolan i Kalmar  
391 82 Kalmar

TELEFON:  
0480-44 73 12  
TELEFAX:  
0480-44 73 40  
EPOST:  
stefan.tobiasson@hik.se  
HEMSIDA:  
www.hanobukten.org  
www.bkvf.org  
www.hik.se

TEXTER:  
Stefan Tobiasson Högskolan i Kalmar,  
Anna Ingemansson SMHI,  
Anders Sjölin Toxicon.

ILLUSTRATIONER:  
Stefan Tobiasson, Anna Ingemansson

© HÖGSKOLAN I KALMAR,  
Institutionen för Biologi och Miljövetenskap  
Stefan Tobiasson  
Rapport 2005:3

ISSN 1402-6198

GRAFISK FORM:  
Karl-Erik Persson Media, Färjestaden

TRYCK:  
Högskolans Tryckeri

UPPLAGA:  
150 ex

FRAMSIDA:  
Ytterskär i Ronneby skärgård. Foto Stefan Tobiasson

# Innehåll

Sammanfattning	I-IV
Inledning	9
1. Tillståndet i olika vattenområden 2004	10
1.1 Västra Hanöbukten	10
1.2 Kuststräckan från Åhus till Hanö	12
1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn	15
1.4 Ronnebyområdet och västerut	17
1.5 Karlskrona- och Torhamnsområdet	19
1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund	22
2. Tillförsel av föroreningar	24
3. Hydrografi i utsjön	26
4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten	28
4.1 Salthalt	28
4.2 Siktdjup	29
4.3 Syreförhållanden	29
4.4 Närsalter	29
4.5 Partikulärt organiskt kol (POC)	31
4.6 Klorofyll-a	31
5. Sediment och mjukbottenfauna	32
5.1 Sediment	32
5.2 Bottenfauna	33
6. Makroalger på hårbottnar	39
6.1 Utbredning och förekomst av alger	39
6.2 Undersökning i västra Hanöbukten 2004	40
6.3 Undersökning av tångförekomst i Blekinge 2004	41
6.4 Rödalger	42
6.5 Påväxtalger i tångbältet	42
6.6 Djur i tångsamhället	43
6.7 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll	43
7. Metaller och miljögifter i musslor	44
7.1 Metaller i musslor	44
7.2 Miljögifter i musslor	46
8. Fiskfysiologiska undersökningar	47
Referenser	48
Bilagor	49

# Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

- sammanfattning av resultat från undersökningarna 2004

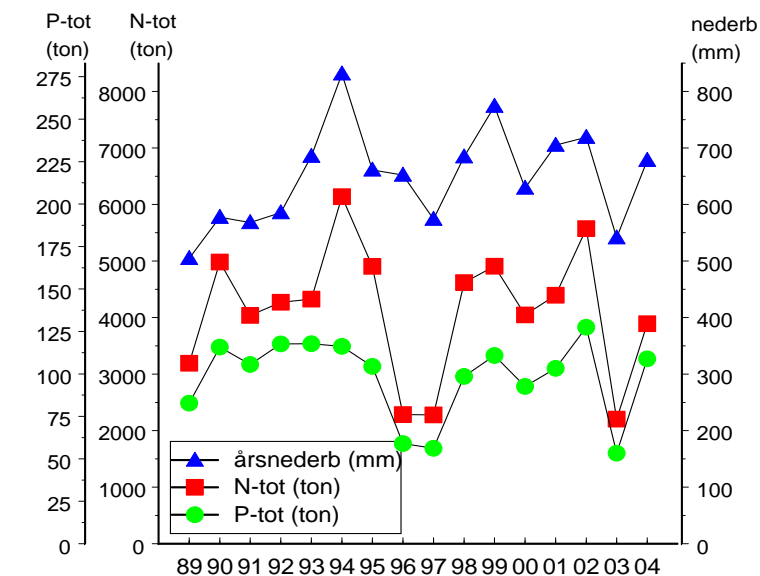
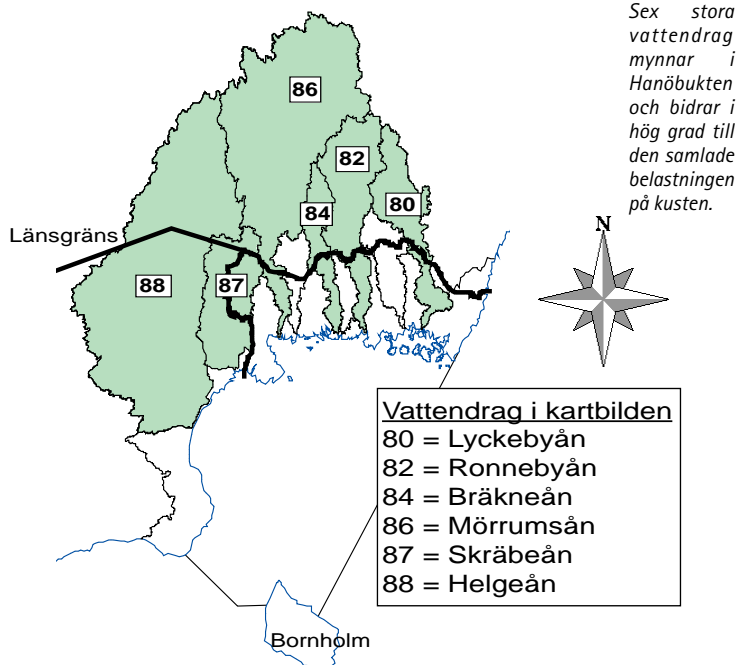
Under 2004 genomförde Högskolan i Kalmar, SMHI och TOXICON i Landskrona samordnad kustkontroll i Hanöbukten. I provtagningarna ingår såväl vatten- och sedimentundersökningar som undersökningar av biologiska variabler. Syftet med undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbukstens kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar.

## Normal näringstransport till Hanöbukten 2004

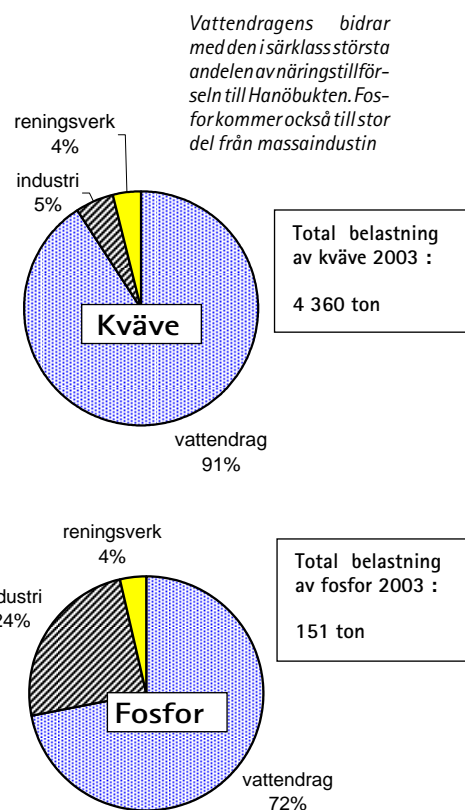
Mycket av näringstransporten till kustvattnet sker via åarna och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Transporten är därmed i stor utsträckning beroende av hur mycket nederbörd som faller. 2004 var den 13% större än normalt. Mycket nederbörd föll under vinter och höst, men även i juli regnade det mycket, Sömmarnederbörden förbrukas till stor del av växtligheten och rinner därför inte ut i Hanöbukten i lika hög grad. Den samlade mängden näring från land till Hanöbukten var därmed ganska genomsnittlig för perioden 1989-

2004. Trendanalys visar att närings-tillförseln varit i stort sett oförändrad under perioden. Däremot har utsläppen från industrier och kommunala reningsverk minskat avsevärt under samma period.

Under 2004 kom ungefär 91% av kvävet via vattendragen. Motsvarande värden för fosfor var 72%. Här kom 21% från skogsindustrin.



Både kväve- och fosfortransporten via vattendragen var normal för perioden 1989-2004



## Låga halter av näring under 2004 men fosfathalter ökade under hösten

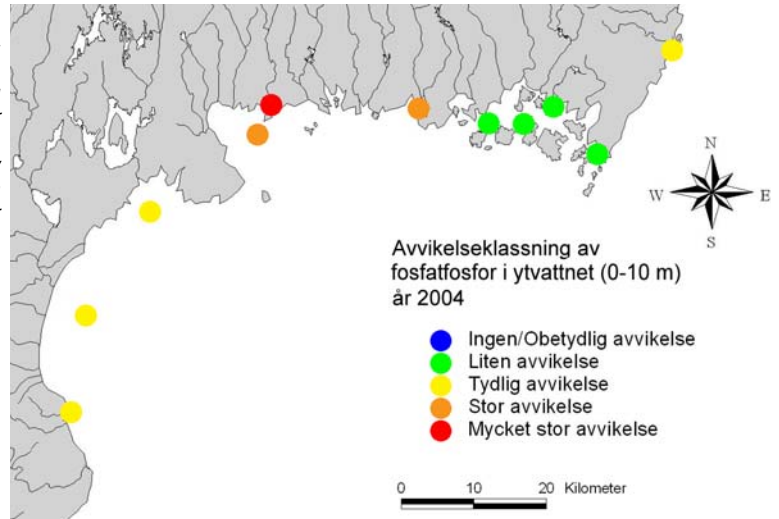
Under 2004 uppmättes vid flertalet mätstationer i Blekinge/västra Hanöbukten genomgående låga halter av kväve, speciellt i början av året. Även fosforhalterna var låga under årets inledning men ökade under året och i december uppmättes relativt höga halter av fosfat vid några stationer. De närsalthalter som uppmättes i början av 2004 var vid flera stationer de lägsta vintervärden som uppmätts sedan mätningarna startade i början på 90-talet. Närsalthalterna varierar längs kuststräckan med i allmänhet de lägsta halterna vid stationer i öppna lägen som VH3 och VH4 i västra Hanöbukten och högre halter vid de mer instängda stationerna som K7 vid Karlshamn och KL8 vid Kristianopel i södra Kalmarsund. KL8 visar ofta mycket högre närsalthalter än övriga stationer och gjorde så även under 2004, framförallt när det gäller kväve.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas avvikelsen av kväve och fosforhalter under vintern 2004 över lag som obetydlig till tydlig medan den under sommaren var högre för totalfosfor.

Någon egentlig salthaltsskiktning förekom inte längs kusten utom vid Karlshamn som är starkt påverkad av å-vatten. Salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i skärgårdsområden vilket medför att syreförhållandena oftast är goda vid botten. I Karlskronabassängen förekommer dock ibland låga syrgashalter i bottenvattnet men under 2004 var syretillgången god. Lägsta uppmätta syrgashalt vid botten uppmättes i stället vid station VH1 i västra Hanöbukten,

Sikt djupsförhållandena under som-

Fosfathalterna i Hanöbukten var överlag låga under första halvan av 2004 men steg under hösten

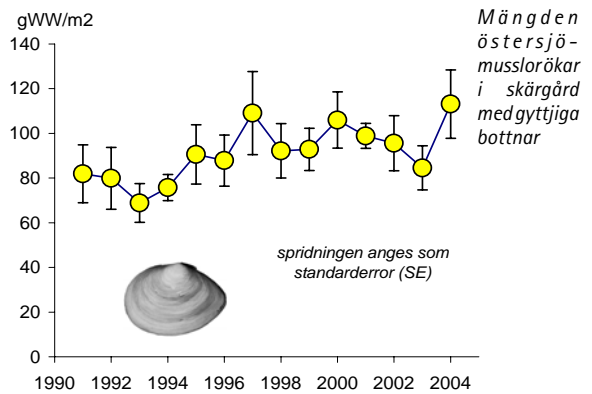


maren var 2004 relativt dåliga. Stor eller mycket stor avvikelse i sikt djup noterades vid flera stationer. Endast vid stationerna VH3 och VH4 i västra Hanöbukten var avvikelsen liten.

## Fjädermyggor problem vid Sölvesborg

Generellt har det skett små förändringar på flertalet djursamhällen i Hanöbukten de senaste åren. På och i sedimentet finns normalt ett relativt stort antal djur som på olika sätt påverkas av föroreningar och annan störning. Vid ökad föroreningsgrad försvinner några känsliga arter, medan andra mer tåliga arter kan breda ut sig. De föroreningsgynnade fjädermygglarverna är de som på lite längre sikt har ökat mest, speciellt i Sölvesborgsområdet där fjädermyggor blivit så vanliga att de upplevs som en stor olägenhet för kringboende. Till 2004 hade även vitmärlorna ökat kraftigt och förekom i högsta tätheterna sedan 1994.

Djur påträffades på samtliga 24 undersökta stationer vid undersökningarna 2004. Antalet arter var i stort sett oförändrat sedan 2003 men något högre än föregående år. På flertalet stationer fanns runt 10 arter men på lite djupare botten i Karlskronaområdet var antalet ovanligt



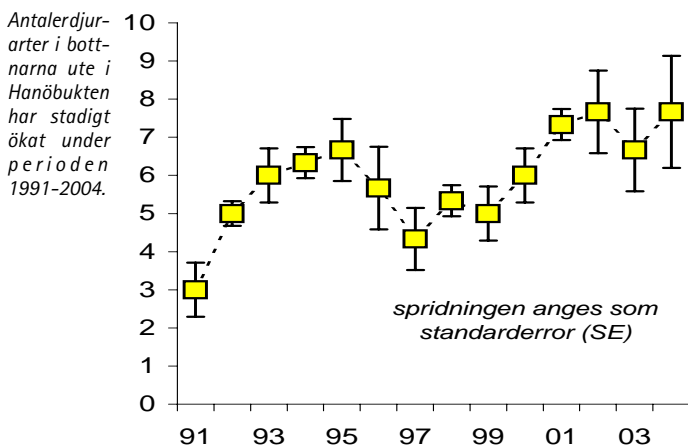
lågt. Generellt ökade artantalet i Karlskronaområdet fram till 1993 men har sedan dess varit i stort sett oförändrat eller minskat på flertalet stationer. Samtidigt utvecklas stationen ute i Hanöbukten mot fler arter och uppvisar inga tecken på miljöstörning.

Längs öppna kuststräckor, som i Pukaviksbukten, har mängden musslor och därmed biomassan minskat något sedan slutet på 1980-talet. Samtidigt har mängden musslor i skyddade områden med gytjtigt sediment ökat vilket kan vara ett tecken på ökad eutrofiering. Detta gäller t ex Karlskronaområdet, men i ett lite längre perspektiv har situationen i detta område blivit märkbart bättre.

Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg uppvisar tydliga tecken på övergödning. Samma sak gäller stationen vid Kristianopel som 2004 hade en botten nästan utan botten djur till följd av syrebrist. Stationen är den enda som enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas som tydligt påverkad. Däremot har en station vid Torhamn under senaste sexårsperioden utvecklats från nästan helt livlös till normal.



Fjädermygglarver har ökat betydligt i Sölvesborgsområdet och fjädermyggor upplevs av kringboende som ett problem



## Mycket påväxt på tången indikerar stor näringstillgång

Under perioden 1990–2004 har det skett stora negativa förändringar då det gäller tångens situation i Blekinge och västra Hanöbukten. Försämringarna har varit störst på vågexponerade stationer medan stationer inne i skärgården klarat sig bättre. Det går inte med självklarhet att koppla försämringarna till de punktkällor som finns i området.

Sedan 2003 hade det inte skett några stora förändringar men några av lokalerna i mer skyddade lägen hade en positiv utveckling av tången liksom station Ma6 vid Tärnö. Däremot hade lokalen söder om Sturkö förlorat sina sista tångrester.

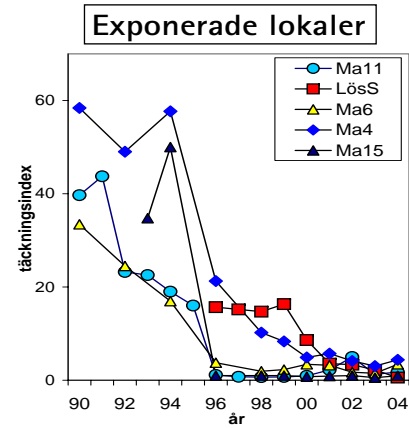
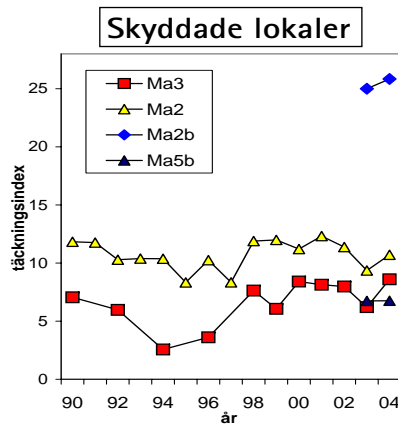
Vid Rakö i västra Hanöbukten antyder algernas artsammansättning näringsrika förhållanden. Jämfört med 2003 var skillnaden dock avsevärd i flertalet provrutor i västra Hanöbukten. Dock hade mängden tång ökat märkbart vid Rakö.

Som vanligt var det främst gaffeltång och fjäderslick som dominerade rödalgsbältet och trots stor skillnad mellan åren går det inte att finna någon uttalad trend för perioden 1998–2004. Det var tydlig skillnad mellan lokaler längs öppna kustavsnitt och de inne i skärgård som hade betydligt lägre biomassa och större inslag av näringsgynnade fintrådiga alger. Även analysen av djur i blåstångsamhället visar

att det är en avsevärd skillnad mellan vågexponerade lokaler och lokaler med mer slam och näring.

Mängden påväxtalger på tången var överlag ovanligt hög under

Påväxt av fintrådiga alger på tången var vanligt vid provtagningen 2004. Det kan tyda på att tillgången på växtnäringssämnen var god.



### 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 stora ytor i de yttre delarna av kustbandet medan den finns kvar i kvar i samma omfattning i skärgårdsområden

2004. Det antyder att tillgången på växtnäringssämnen var stor under sensommar och tidig höst.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2004 sannolikt var kvävebegränsad på de provtagna stationerna. Trendanalys visar att det finns en tendens till sjunkande kvävehalter och ökande fosforhalter.

## Låga halter av miljögifter

Mätningar av metaller och miljögifter i Blåmusslor 2004 visar att halterna överlag var relativt måttliga för flertalet ämnen. De metaller som hittills visat sig ha de starkaste biologiska effekterna är kvicksilver, kadmium och koppar. Av dessa var kadmium- och kopparhalten som tidigare tydligt förhöjd utanför Skånes ostkust. Blyhalten var liksom tidigare år tydligt förhöjd på lokalen i Sölvesborgsviken. Trendanalys för sju års mätningar visar att halterna av krom, koppar, nickel och zink tenderar

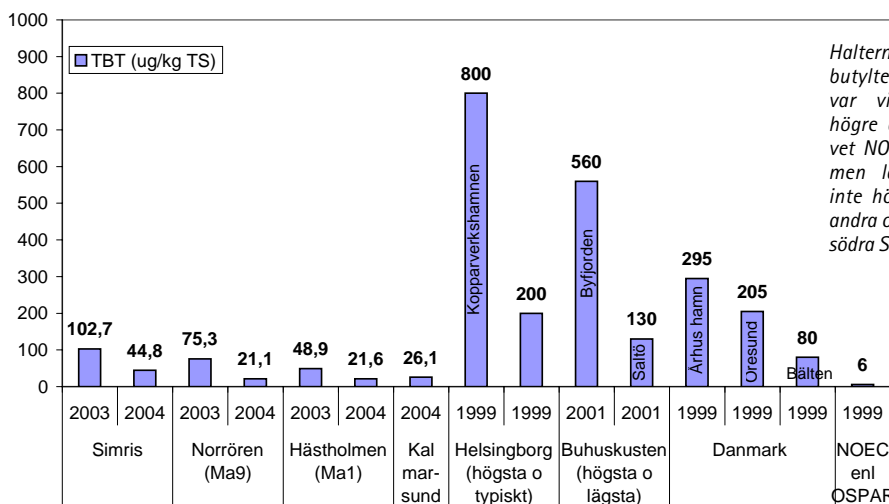
att öka i Hanöbukten medan bly uppvisar tendens till att ha minskat.

Halterna av pesticider och PCB i blåmusslor var genomgående i samma storleksordning som i referensområden på västkusten och i Östersjön. Halterna av olika PAHer var också överlag väldigt låga men naftalenhalterna var 2 till 3 gånger högre än angivet NOEC-värde (NOEC=no observed effect concentration). Även halterna av tributyltenn (TBT), ett ämne som bl a ingår i vissa båtbottnfärger, var högre än angivna NOEC-värdet. Halterna var dock inte högre än i andra kustområden i södra Sverige. Halterna av bromerade flamskyddsmedel var lägre än 2003 och låg på samma nivå som i referensområden.

## Tånglakar i god kondition

Tånglakar i utsläppsområdena till massabrugen i Nymölla och Mörrum bedömdes inte vara negativt påverkade av utsläppen 2004. De

uppvissade inga tecken på försämrad kondition och fortplantningen var god. Vid undersökningarna uppmättes dock förhöjd halt av CYP1A, det enzym vars aktivitet mäts i EROD-analysen (ett mått på avgiftning av främmande ämnen) vid Nymölla än på referenslokalen vid Torhamn. Även mängden fytosteroler var högre i recipientområdet för Nymölla AB. Tånglakarna hade liksom 2003 stor parasitförekomst i bukhålan på samtliga platser.



Halterna av tributyltenn (TBT) var visserligen högre än angivet NOEC-värde men låg ändå inte högre än i andra områden i södra Sverige

## Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten - 2004 års resultat i korthet

- \* Under 2004 belastades Hanöbukten med normala mängder näringsämnen för perioden 1989–2004. Mängden nederbörd var 13% högre än normalt och den föll främst under hösten och på sommaren.
- \* Halten av näring i vattnet var genomgående relativt låg, speciellt i öppna vattenområden som i västra Hanöbukten. Fosforhalterna steg under hösten, kanske som en effekt av uppväljande bottenvatten.
- \* Syretillgången i vatten nära botten var god under 2004. Siktdjupet var däremot dåligt.
- \* Det har inte inträffat några dramatiska förändringar av de mjuka bottenarnas djursamhälle under senare år. I några områden finns dock tecken som tyder på en liten försämring vid 2004 års mätning. Det gäller t ex vid Kristianopel, vid Sölvesborg och Valjeviken men även i viss mån vid Karlskrona.
- \* Under 2004 ökade mängden vitmärlor men vid Sölvesborg även de föroreningståliga fjädermyggorna som har blivit så talrika att de upplevs som ett problem för kringboende
- \* Inga avgörande förändringar hade inträffat i tångens utbredning sedan tidigare år. På våg-exponerade stationer har fortfarande ingen återhämtning av förlorade tångbälten skett och i mer skyddade områden finns tången fortfarande kvar.
- \* Under 2004 var mängden påväxtalger på tången stor vilket kan tyda på stor tillgång på växtnäringsämnen.
- \* Mätning av metallhalter i blåmusslor visar att de under 2004 överlag var relativt måttliga för flertalet ämnen. Kadmiumhalterna var dock fortfarande höga utanför Skånes ostkust och blyhalten hög vid Sölvesborg.
- \* Halterna av miljögifter i blåmusslor var genomgående låga. De var i samma storleksordning som i referensområden på västkusten och i Östersjön.
- \* Tånglakar i de båda utsläppsområdena vid Nymölla och Mörrum var i god kondition. De uppvisade inga tecken att vara påverkade av industriutsläppen trots förhöjda halter av fytoosteroler och CYP1A vid Nymölla.

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 Gönge kommun, ASSI Domän, Ericsson Business Communication AB, Karlshamns AB, Karlshamnsverket Kraftgrupp AB, Kiviks musterier AB, Stora Enso Nymölla AB, Sveriges Stärkelseproducenters förening, Södra Cell Mörrum, Tarkett AB, Valeo Engine Cooling AB, Åhus hamn & stuveri AB, Domänverket Mörrum, Fiskeriverket, Kustbevakningen i Blekinge, Landstinget i Blekinge, Länsstyrelsen i Blekinge, 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, Skræbeåns 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 2005:3  
från undersökningarna 2004. De är utförda av Hög-  
skolan i Kalmar, SMHI och Toxicon.

TEXT Stefan Tobiasson,  
FOTO, GRAFIK OCH KARTOR Stefan Tobiasson,  
REDIGERING Stefan Tobiasson



# 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.

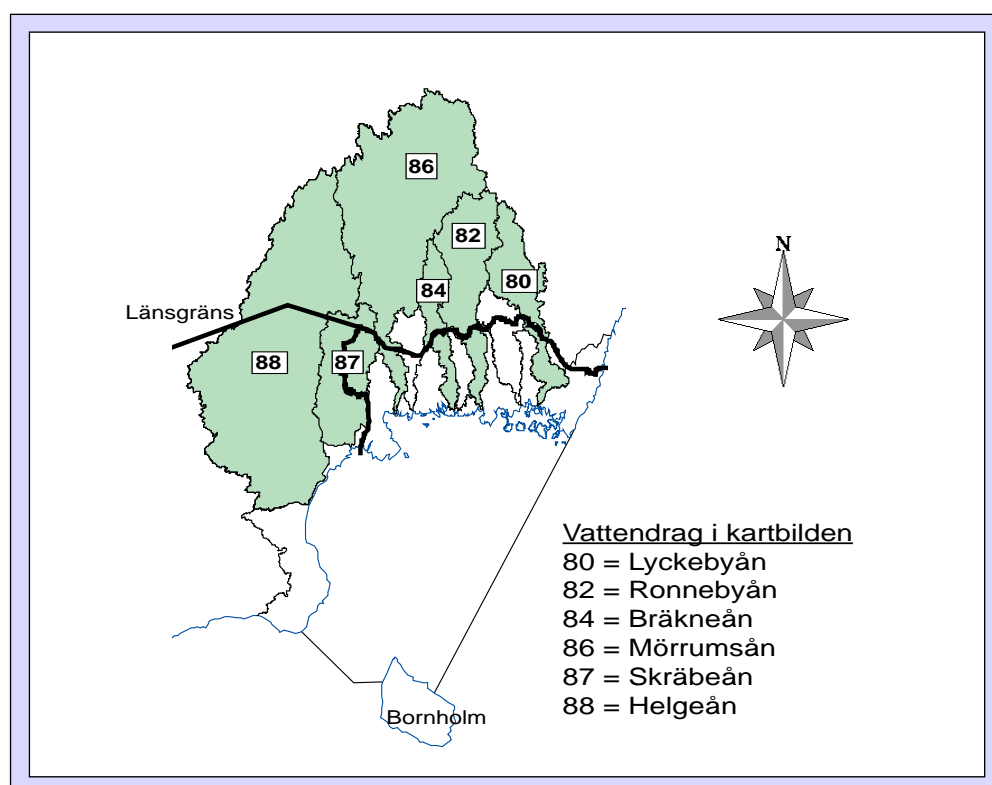
Under 2004 genomfördes samordnad recipientkontroll i Blekinge och västra Hanöbukten enligt de program som fastställdes 2003. Kontrollen har omfattat fysikaliska/kemiska parametrar i vatten, biologiska undersökningar av bottendjur och makroalger, fiskfysiologi för tånglake samt mätning av metaller och andra gifter i blåmusslor. 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 (Toxicon 2005) 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).



## FAKTA *Undersökarna*

För provtagning och analys av hydrografiska mätningar ansvarar SMHI i Norrköping. Undersökningar av mjukbottnar och makroalger samt metaller och andra gifter i blåmusslor har utförts av Institutionen för Biologi och miljövetenskap, Kalmar Högskola. Analyserna av kväve, fosfor och kol i alger samt tungmetaller, PAH-er och organiska tennföreningar i musslor har ombesörjts av ALcontrol i Växjö, medan pesticider och bromerade flamskyddsmedel i musslor har analyserats av ITM i Stockholm. Undersökningar av fiskfysiologiska undersökningar av tånglake har gjorts av TOXICON AB i Landskrona. Varje undersökare svarar för utvärdering och sammanställning av sin del. Högskolan i Kalmar svarar för slutlig rapportframställning. Konsulternas kvalitetssäkringsarbete redovisas i bilaga 16.

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

# 1. Tillståndet i olika vattenområden 2004

## 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 närhalter. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 2.

Vattenföring och närsalttransport från Helgeån 2004 framgår av figur 1. Transporten av såväl kväve som fosfor var ungefär i samma storleksordning som flertalet övriga år efter 1990. Däremot var den betydligt högre än 2003. Under perioden 1990-2004 har det skett en viss minskning vad avser Helgeåns transport av framför allt fosfor (bilaga 3). Enligt en statistisk utvärdering av vattenkvalitet och provtagningsprogram i bl a Helgeå (Grimvall & Nordgaard 2004) har det dock inte skett någon signifikant minskning av vare sig kväve eller fosfortransporter efter att värdena flödesnormaliserats. Möjligen har kvoten Tot-N/Tot-P ökat något.

Vid stationerna VH3 och VH4 i Västra Hanöbukten uppmättes låga halter kväve under 2004. Såväl totalhalter som oorganiska halter av kväve uppvisade endast liten eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet.

Även fosfathalterna var låga vid mät-

ningen i januari men klassas trots det som tydlig avvikelse från jämförvärdet. Totalhalten fosfor i juli uppvisade likaså tydlig avvikelse. I figur 2 visas fosfathalten från 1991 och framåt med uppmätta vinterhalter (januari-februari) av fosfat markerade. Jämfört med tidigare års vintervärden ses att den hittills lägsta fosfathalten under årets inledning uppmättes under 2004. Däremot uppmättes den tredje högsta fosfathalten för hela perioden 1991-2004 mot slutet av året.

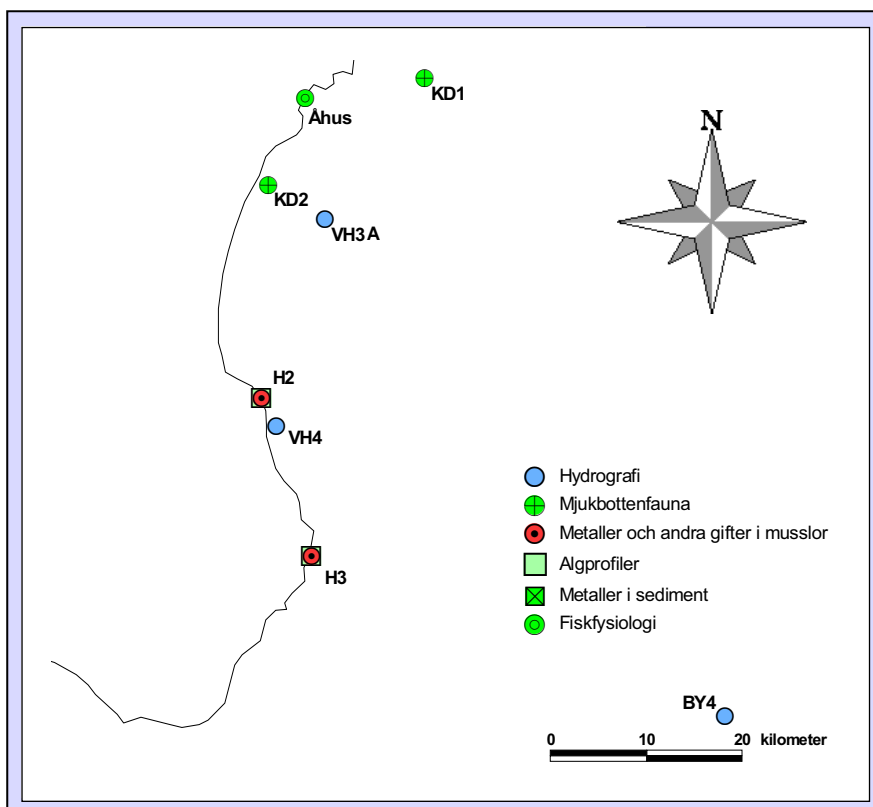
Siktdjupet under sommaren 2004 hade minskat något jämfört med 2003 men var fortfarande bra och ligger enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder på liten avvikelse.

Lägsta syrgashalt i bottenvattnet under året var 6,57 ml/l vilket uppmättes i september vid VH4. Detta klassas enligt bedömningsgrunderna som hög halt och innebär god syretillgång.

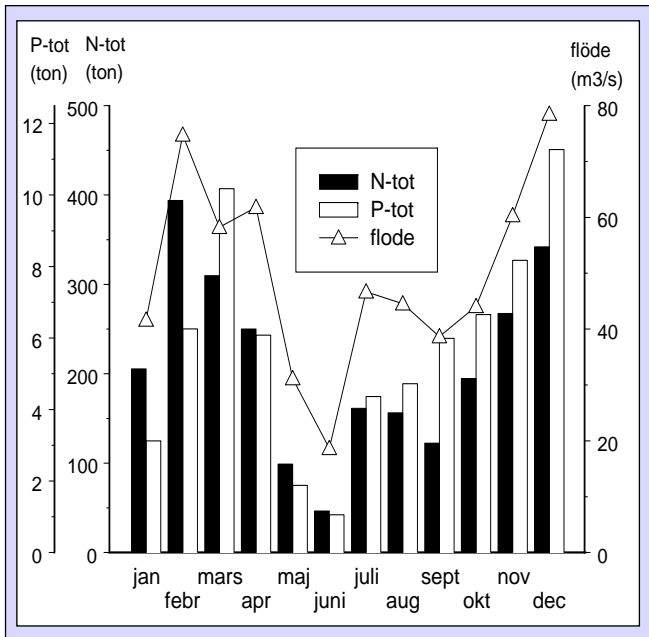
En bottenfaunastation provtas sedan 1993 i området (KD2). Biomassan har flera år varit väldigt låg och var 2004 inte mer än 24 gWW/m<sup>2</sup> (figur 3). Det är inte ovanligt med låg djurbiomassa i botten med relativt grov sand. Flera andra stationer med liknande botten i Hanöbukten har också haft låg djurbiomassa vid flertalet mättillfällen. Det gäller t ex M1, KN och KA i Pukaviksbukten och B2 söder om Ronneby.

Artsammansättningen antyder inte att området är förorenat och var liksom tidigare år väldigt snarlik den på stationen KD1 en bit norrut (se nästa vattenområde). Alla arter utom östersjömusslan (*Macoma baltica*) förekom i något lägre täthet än 2003. Under de år som provtagning skett har såväl artantal, abundans och biomassa minskat signifikant. Studerar man resultaten lite närmare ser man att det är mätningen 1993 som avviker mest och därefter har djurlivet på platsen varit tämligen stabilt trots en miljö som sannolikt är variabel.

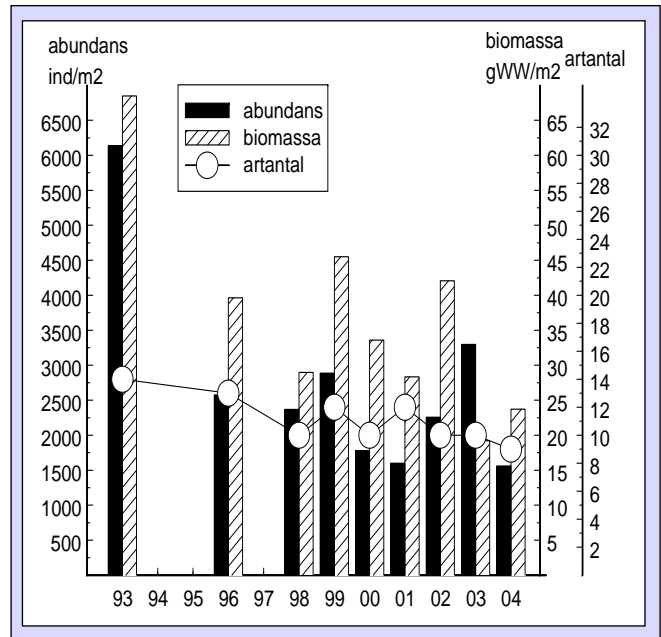
De två alglokaler i västra Hanöbukten kompletterades 2003 med vardera 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal för att få en säkrare bedömning av tångförekomsten i ett större område. Vid Karakås (H2) och Simris (H3) var alg-



Karta 2 Provtagningsstationer i vattenområdet Västra Hanöbukten.



Figur 1 Flöde och näringsämnestransport i Helgeå 2004.



Figur 3 Artantal, individtätet och biomassa på bottenfaunastation KD2 under åren 1993-2004.

situationen i stort oförändrad sedan 2003 med ett tätt tångbälte vid Karakås och knappast någon tång vid Simris. Provtagningarna vid extralokalerna (figur 4) visar att det kan förekomma betydande variationer i tångens utbredning och täckning vid närliggande lokaler. Vid Simris

hade de båda extraprofilerna betydligt mer tång än stamprofilen. Man kan dock se en viss överensstämmelse mellan profilerna då det gäller vid vilket djup som tången hade sin maximala täckning. Vid Karakås hade den ena extraprofilen bara ett smalt bälte närmast ytan medan den andra hade nästan samma tångutbredning som stamprofilen.

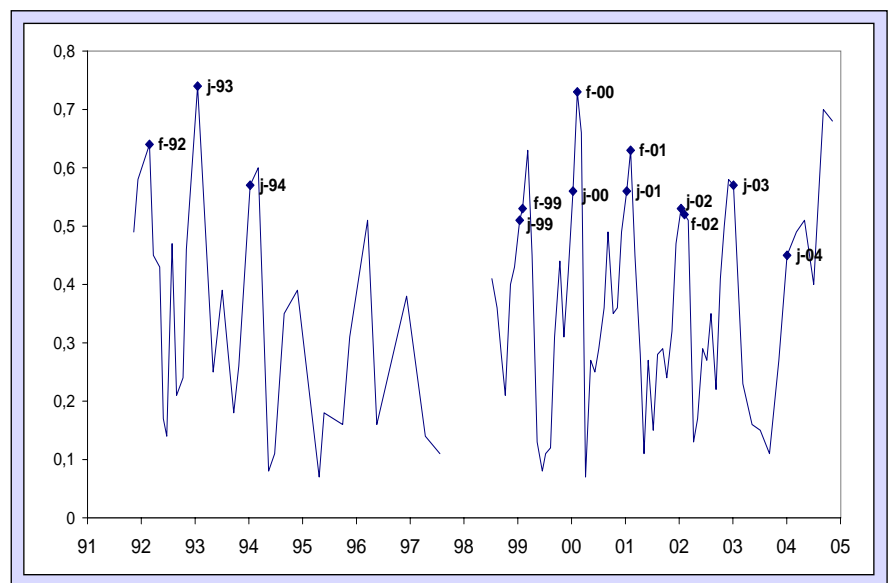
beroende på mindre fintrådiga rödalger. Vid Karakås var skillnaden marginell bortsett från att tångens täckning på 2,5 m djup var avsevärt högre 2004. För figurer på artsammansättning i rutorna hänvisas till hårbottenomgången på sidan 40.

Mätningen av metaller i blåmusslor visar att halterna av kadmium var förhöjd vid Simris. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas de uppmätta kadmiumhalterna som tydligt avvikande. Vid Karakås var halterna lägre än de senaste åren. Det är svårt att knyta den uppmätta halten till en speciell föroreningskälla och mycket

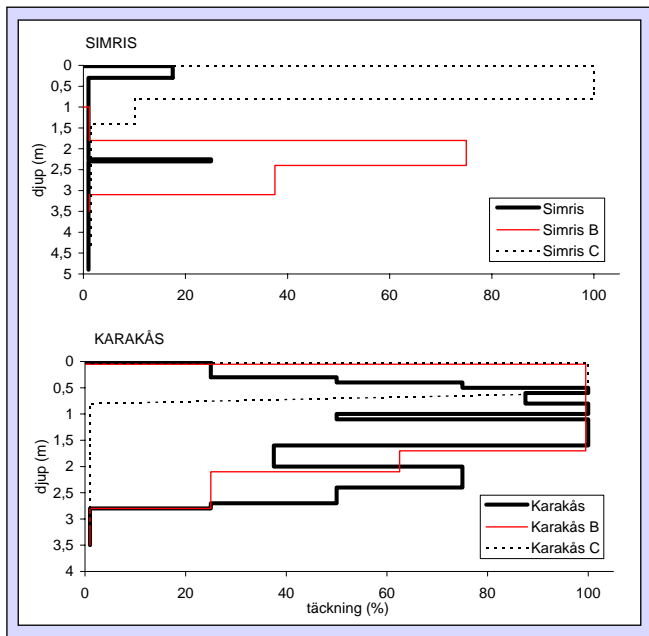
#### FAKTA *Avvikelseklassning*

Vid utvärderingen av erhållna hydrografiska data har Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och Hav (rapport 4914, 1999) använts. Det finns där två alternativa metoder att klassa uppmätta data; efter tillstånd eller avvikelse. Mätresultaten från 2004 har utvärderats för varje område enligt avvikelseklassning (bilaga 4) med undantag av syrgashalten i bottenvattnet som tillståndsklassas efter en effektrelaterad skala. Vid avvikelseklassning tar man hänsyn till hur öppet området är, d.v.s. hur stort vattenutbytet är. Ju mer instängt ett område är, desto mindre är vattenutbytet och det gör att det kan vara 'normalt' med t.ex. höga närsaltmängder och låga syrehalter. Man jämför sedan med en uppskattning av hur förhållandena var omkring 1950. De värdena benämns jämförvärden. Bedömningen av dagens tillstånd tar alltså hänsyn till de naturliga förutsättningarna (vattenutbytet) och dagens tillstånd anges i form av avvikelse från det eftersträvsvärda målet. Avvikelsen anges i en femgradig skala som 'ingen/obetydlig', 'liten', 'tydlig', 'stor' eller 'mycket stor' avvikelse, där mycket stor avvikelse innebär t.ex. mycket höga närsalthalter eller mycket litet siktdjup jämfört med den uppskattade situationen 1950. Under vintern är den biologiska aktiviteten som lägst och upptaget av näringsämnen i biomassa är lågt. De lösta närsaltskoncentrationerna är därför som högst under vintern och ger ett mått på den eutrofieringspotential som finns inom ett område. Utvärderingen av oorganiskt kväve och fosfor görs därför på halter uppmätta före vårblomningen (januari-februari). För totalhalter av kväve och fosfor, som inte följer en lika tydlig årscykel görs utvärdering även för halter uppmätta under sommaren då värdena i regel är stabila.

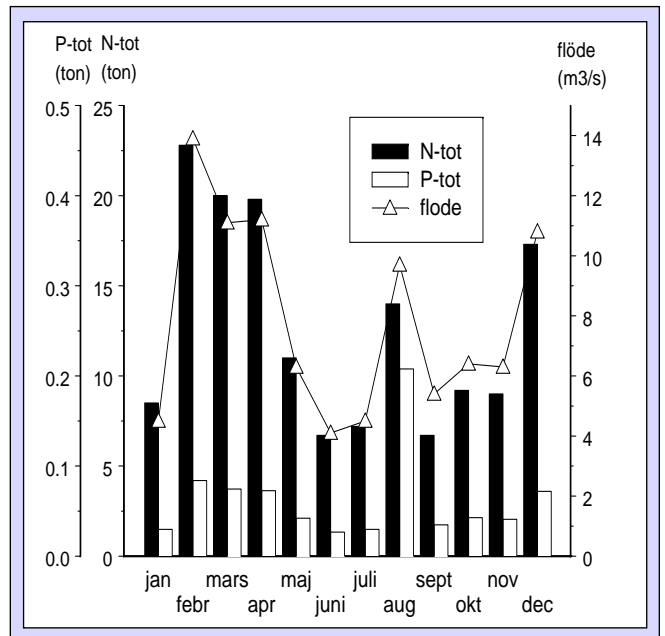
Vid ordinarie lokaler bedöms förutom tångens djuputbredning längs en profil även andra makroalgers täckningsgrad i tre rutor om fem gånger fem meter. Vid jämförelse mellan 2003 och 2004 kan man konstatera att den totala täckningen vid Simris hade minskat betydligt, främst



Figur 2 Halten av fosfatfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvatten på station VH3 under åren 1991-2004



Figur 4 Djuputbredning och täckningsgrad för blå- och sågtång vid Simris och Karakås med extraprofiler (B och C) 2004.



Figur 5 Flöde och näringsämnestransport i Skräbeån 2004.

talar för att kadmiumet istället kommer från berggrunden. Även halten av koppar var tydligt förhöjd vid Simris liksom vid Karakås och denna metall uppvisar en tydligt stigande trend under de fem senaste åren. Vid Simris har även zinkhalten ökat.

Halterna av pesticider, bromerade flamskyddsmedel, PAH och PCB i blåmusslor var låga. De var i samma storleksordning som i referensområden på västkusten och i Östersjön. Uppmätta halter av tennorganiska föreningar (TBT) i Hanöbukten var i samma storleksordning som eller lägre än andra mätningar i kustområden i södra

Sverige. Halterna var lägre än 2003 men låg trots det mellan 3 och 7 gånger över angivet NOEC-värde (NOEC=no observed effect concentration) på 6 µg/kg TS (gäller för TBT). Detta är dock långt ifrån den mer än 1000 gångers förhöjning som dessvärre felaktigt angavs i 2003 års rapport.

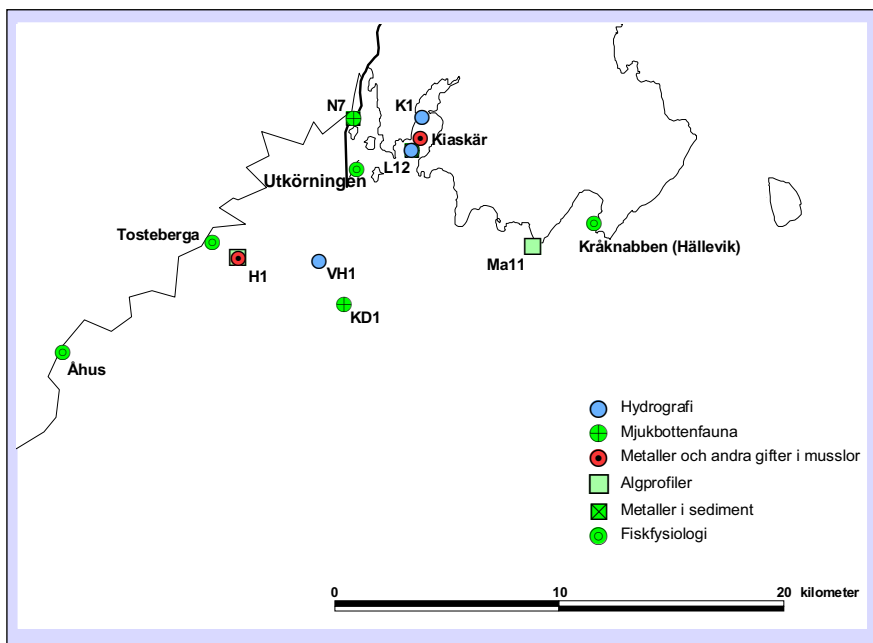
### 1.2 Kuststräckan från Åhus till Hanö

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 Stora Enso Nymölla sitt utsläpp. Det be-

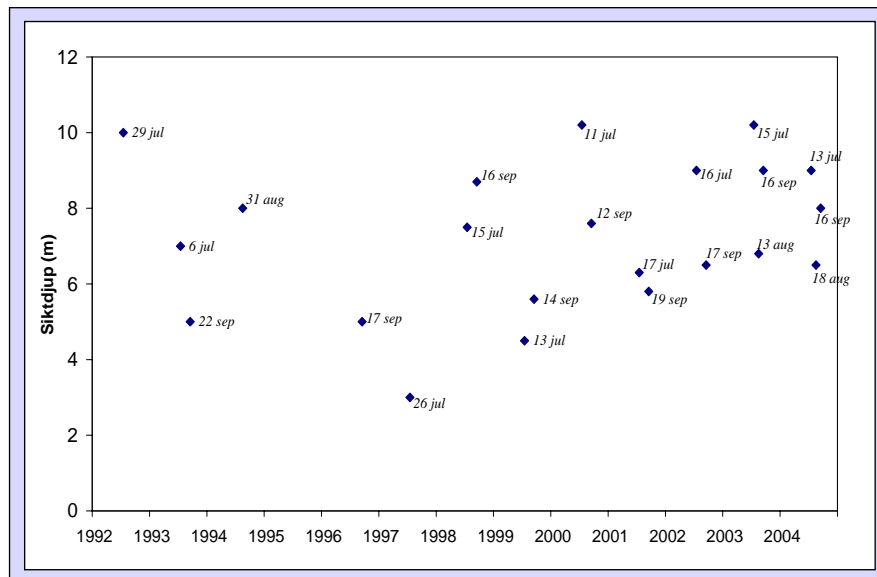
lastas dessutom av vatten från Skräbeån för vilken flöde och närsalttransport under 2004 framgår av figur 5. Utanför "skärgården" består bottenarna mest av sand och grus. Följer man kusten en bit mot öster kommer Sölvesborgs- och Valjeviken som ligger mer skyddade för vågor och vind. Här består bottenarna av gyttja med stort inslag av organiskt material. Sölvesborgsviken belastas av ett mindre vattendrag och av det kommunala reningsverket samt dräneringsvatten från dikad åkermark. Dessutom sker utsläpp i viken från tre ytbehandlingsindustrier. Listerlandet har öppen moränkust och enstaka partier med klippkust som vid Listerhuvud och på Hanö. På södra delen av Listerlandet, vid Hällevik och Torsö, återfinns vikar där inslaget av sand är stort. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 3.

Skräbeån uppvisar en tendens till minskande fosforhalter och till skillnad från övriga vattendrag var fosfortransporten under 2004 mindre än föregående år. Kvävehalterna var bara en aning högre än 2003. De kommunala reningsverken i Sölvesborg och Nordersund har minskat sina kväveutsläpp signifikant och Stora Enso Nymölla har minskat såväl kväve- som fosforutsläppen markant.

Liksom stationerna längre söderut i Västra Hanöbukten uppmättes vid VH1 låga halter organiskt kväve i januari. Även totalhalten kväve var låg under året och såväl totala som oorganiska kvävehalter uppvisade liten eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet både under vinter och sommar.



Karta 3 Provtagningsstationer i vattenområdet från Åhus upp till Sölvesborgsområdet



Figur 6 Siktdjup utanför Nymölla (VH1) uppmätt i juli–september under åren 1992–2004.

Fosfathalten under årets inledning var precis som vid VH3 och VH4 den lägsta uppmätta i januari-februari på länge, men avvikelserna var ändå enligt bedömningsgrunderna tydlig. Halten oorganisk fosfor ökade sedan under året och i december uppmättes den högsta fosfathalten sedan 1993. Även avvikelserna i totalfosforhalt ändrades under året från liten avvikelse i januari till tydlig avvikelse från jämförvärdet i juli.

Station L12 provtas endast i september och resultaten bedöms som sommarvärden, vilket kan ge missvisande resultat eftersom bedömningsgrunderna är anpassade efter prov tagna i juli eller augusti och totalhalter normalt är högre under hösten än sommaren. Under dessa

förutsättningar visar L12 mycket stor avvikelse i totalfosfor och tydlig avvikelse i totalkväve.

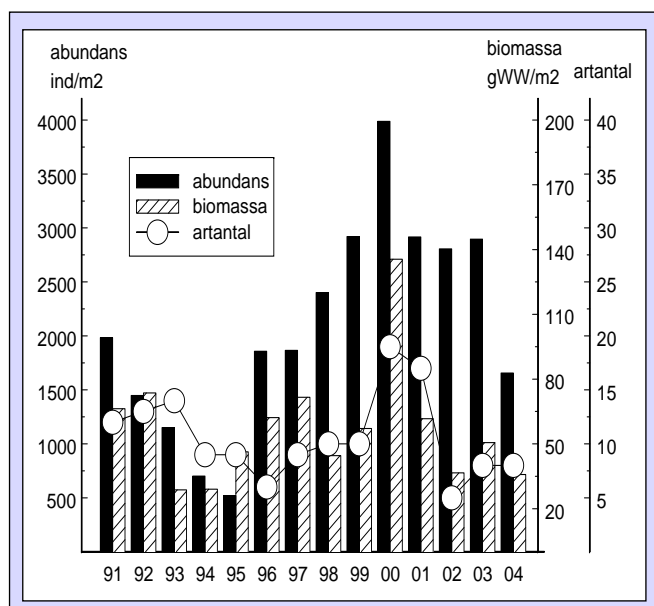
Siktdjupet vid VH1 hade sjunkit något jämfört med året innan men var ändå relativt stort. Siktdjupet vid L12 visade stor avvikelse medan VH1 uppvisade tydlig avvikelse.

Lägsta syrgashalt i bottenvattnet under 2004 uppmättes till 5,7 ml/l vid VH1 i augusti, vilket innebär att syretillgången varit god under året.

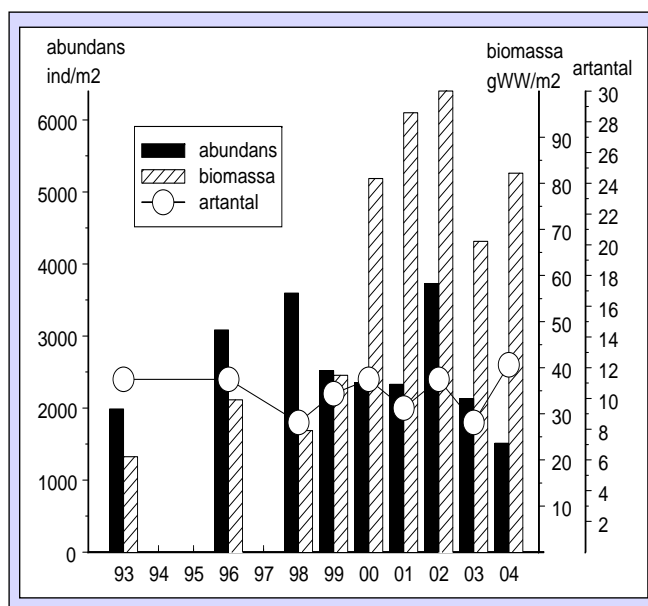
Bottenfaunastationerna L12 och N7 ligger båda i skyddade vikar (Sölvesborgs- resp Valjeviken) med en viss organisk belastning. Följaktligen har de en djursammansättning som antyder förorenade förhållanden. På provpunkten

i Valjeviken (N7) fanns 2000 så mycket som 19 arter och biomassan var över 100 g/m<sup>2</sup>. Sedan dess har artantal och biomassa sjunkit betydligt (figur 7). Stora och snabba fluktuationer är ett ganska vanligt mönster på stationer som är kraftigt förorenade. Även artsammansättningen på stationen antyder att området är förorenat. På stationen vid Sölvesborg (L12) har glödförlusten successivt minskat under de provtagna åren. Även mängden av rovbormaskar (*Nereis diversicolor*) har minskat. Arten är dokumenterat tålig mot föroreningar och borde rimligen trivas bra i sedimentet varför minskningen är svår att förklara. Däremot har de föroreningståliga fjädermygglarverna ökat på stationen vilket antyder att situationen skulle ha blivit något sämre än tidigare. I Blekinge finns en trend mot ökande mängder fjädermyggor och tydligast syns detta i Sölvesborgsområdet. De har blivit så vanliga att de upplevs som en stor olägenhet för de kringboende.

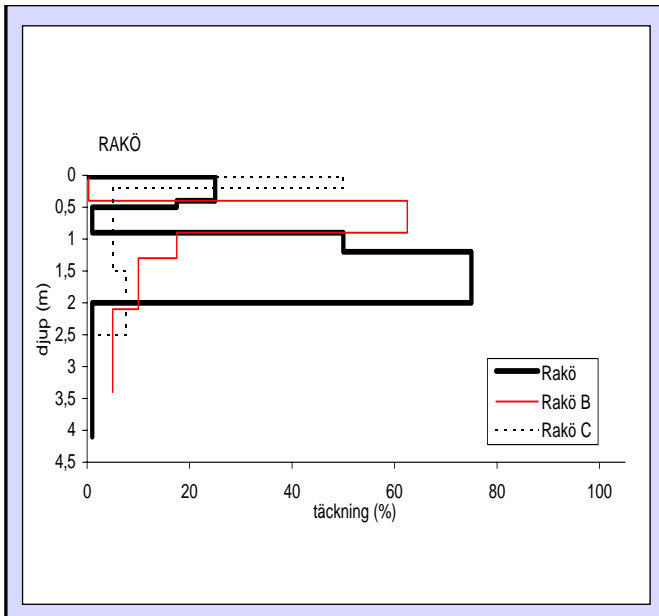
I vattenområdet finns även en station som ligger betydligt mer vägeponerat. Det är KD1 som ingår i programmet för västra Hanöbukten. Stationen har provtagits sedan 1993 och har förändrats avsevärt sedan dess, åtminstone då det gäller djurens totala biomassa (figur 8). Denna hade nästan tredubblats från den första provtagningen till 2002. Den sjönk visserligen märkbart till 2003 men var ändå betydligt högre än före 2000. Hela viktökningen förklaras av musslornas ökade vikt. Sannolikt hade sandmusslorna (*Mya arenaria*) en stark rekrytering och god överlevnad av yngel som successivt vuxit till sig. Sedimentet på platsen är väldigt



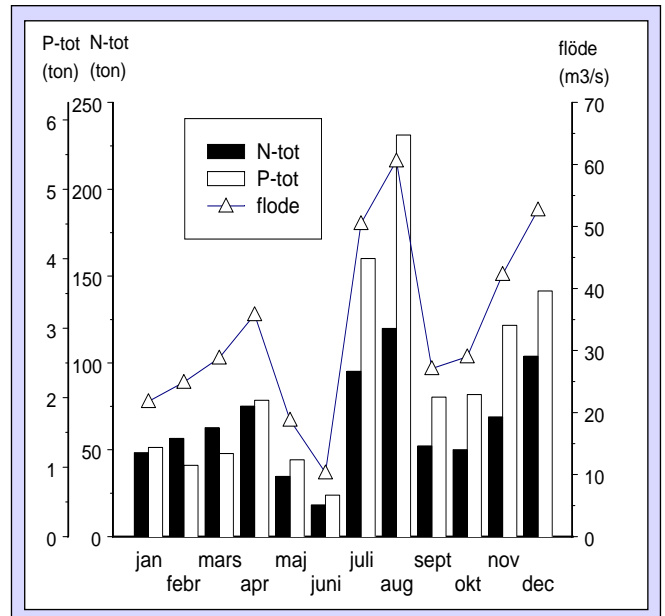
Figur 7 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation N7 under åren 1991–2004.



Figur 8 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation KD1 under åren 1993–2004.



Figur 9 Djuputbredning och täckningsgrad för blå- och sågtång vid Rakö och extra lokaler (b och c) 2004.



Figur 11 Flöde och näringsämnestransport i Mörrumsån 2004.

fast och trots extra tyngder på skopan är det svårt att få upp bottensediment djupare än 5-6 cm. Stora sandmusslor lever på detta djup eller djupare och kommer inte alltid med i proverna vilket kan förklara varför biomassan varierat en del senaste åren.

Algprofilen vid Rakö (H1) kompletterades 2003 med 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal för att få en säkrare bedömning av tångförekomsten i ett större område. Provtagningarna vid extralokalerna (figur 9) visar att det kan förekomma betydande variationer i täckningsgrad vid närliggande lokaler. Vid Rakö fanns t ex den maximala täckningsgraden av blå- och sågtång mellan 1 och 2 m djup medan H1a och H1b hade mest tång grundare än 1 m. Tångens djuputbredning var däremot större vid extralokalerna. Alglokalen vid

Rakö har i många år haft dålig tångstatus, åtminstone delvis beroende på betning. Enligt 2002 års provtagningar fanns det höga tätheter av de två betande arterna *Idotea baltica* och *Idotea granulosa* (Engkvist m fl 2004, Tobiasson m fl 2003). Vid provtagningen 2004 fanns dock mer tång på stationen än det gjort något annat år efter 1993 och den har nu ökat sin utbredning tre år i rad. Förhoppningsvis kommer denna utveckling att fortsätta tills tången har minst samma utbredning som 1993.

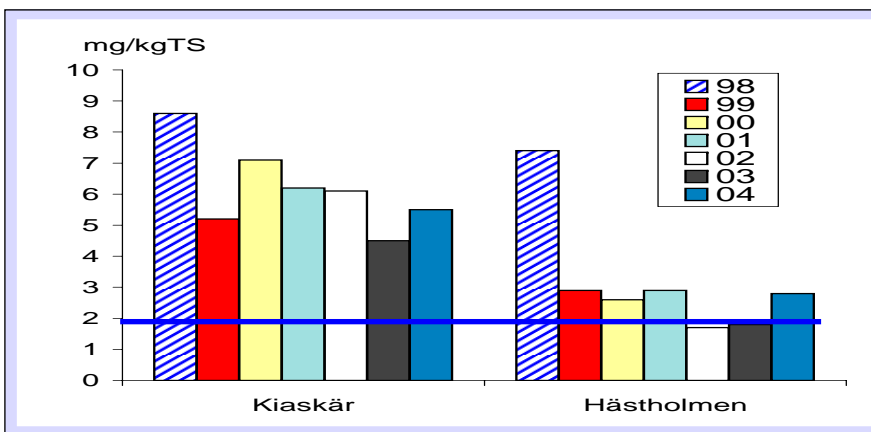
Vid ordinarie lokaler bedöms förutom tångens djuputbredning längs en profil även andra makroalgers täckningsgrad i tre rutor om fem gånger fem meter. Skillnaden sedan 2003 var avsevärd. Mängden blågrönalger var generellt lägre medan grönalger som grönslick hade betydligt större täckning. På 1,9 m djup hade

fjäderslick betydligt större täckning vid 2004 års mätning. Det är omöjligt att göra en analys av utvecklingen men artsammansättningen antyder god tillgång på näring. För figur på artsammansättning i rutorna hänvisas till hårbottengenomgången på sidan 40.

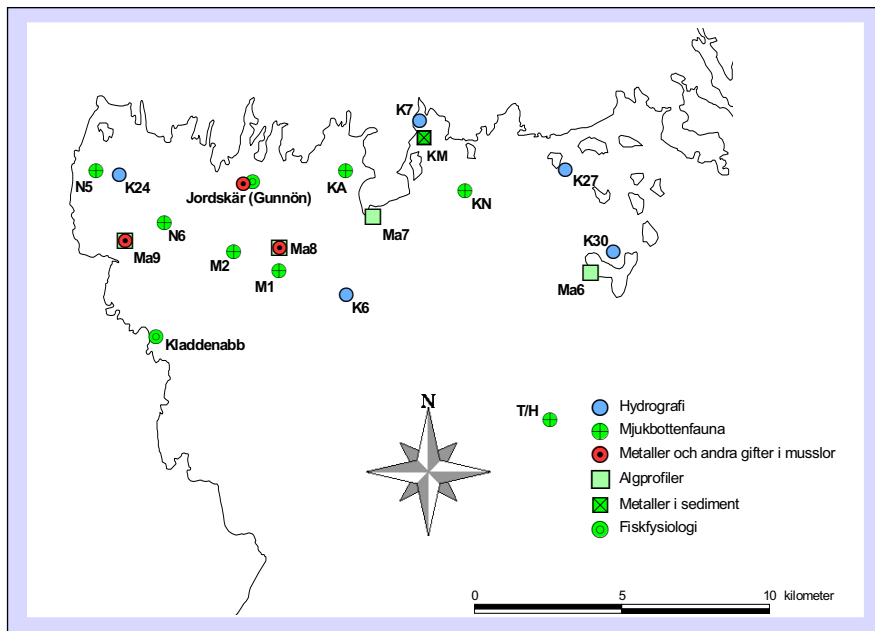
Algprofilen vid Björknabben (Ma 11) hade oförändrat väldigt liten utbredning för blå- och sågtång. I djupare delar förekom, liksom tidigare, ingen tång alls. Rödalgssamhället på 6 m djup hade oförändrad artsammansättning men minskad biomassa för den helt dominerande gaffeltången (*Furcellaria lumbrikalis*). Mängden påväxtalger på tång insamlad vid sidan av profilen var till skillnad från alla andra stationer i Blekinge lägre än 2003.

Halterna av tungmetaller i blåmussla analyserades dels i yttre delen av Sölvesborgsviken (Kiaskär) och dels vid Tosteberga (Rakö). Halten av bly vid Kiaskär var högre än 2003 men metallen uppvisar ändå en minskande trend under de sju provtagna åren (figur 10). Lokalen är den enda i provtagningsprogrammet som stadigt har haft förhöjda blyhalter. Lokalen vid Rakö hade genomgående lägre metallhalter än 2003 då de var tämligen höga.

Under 2004 gjordes, liksom tidigare år, fiskfysiologiska undersökningar i utsläppsområdet för Nymölla AB. Undersökningarna 2004 visar att det var förhöjd halt av CYP1A, det enzym vars aktivitet mäts i EROD-analysen (ett mått på avgiftning av främmande ämnen). Även mängden fytosteroler var högre



Figur 10 Halter av bly i blåmussla 1988-2004. i Sölvesborgsviken (Kiaskär) och på referensstation. Angivet jämförvärde visas med en linje.



Karta 4 Provtagningsstationer i vattenområdet Pukaviksbukten och Karlshamn.

i recipientområdet för Nymölla AB. Tånglakar i recipienten uppvisade dock inga tecken på försämrad kondition och fortplantningen var god. Tånglakarna hade liksom 2003 stor parasitförekomst i bukhålan på samtliga lokaler.

### 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 (Mörrums bruk). I figur 11 visas flöde och transport av näringsämnen via Mörrumsån 2004. Transporten av såväl kväve som fosfor var betydligt större än 2003. För perioden 1990–2004 finns en viss tendens till ökade mängder fosfor. Samtidigt har utsläppen kväve från Mörrums bruk ökat. Kusten från Pukaviksbukten förbi Karlshamn bort till skärgården stax 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.

Under 2004 uppmättes precis som vid de flesta andra mätstationer låga eller mycket låga halter kväve vid både K6 och K7. Jämfört med uppmätta värden från perioden 1991–2003 låg nitrathalten under 2004 mycket lågt, se figur 12. I januari-februari var halterna oorganiskt kväve i ytvattnet lägre än normalt vid K6. Avvikelsen från jämförvärdet var tydlig när det gäller totalkvävehalten både under vintern och sommaren vid K7 men i övrigt var avvikelsen i kvävehalter liten eller obetydlig i området.

Fosforhalten varierade under året och höga halter uppmättes främst mot slutet av året. Avvikelsen i totalfosforhalt

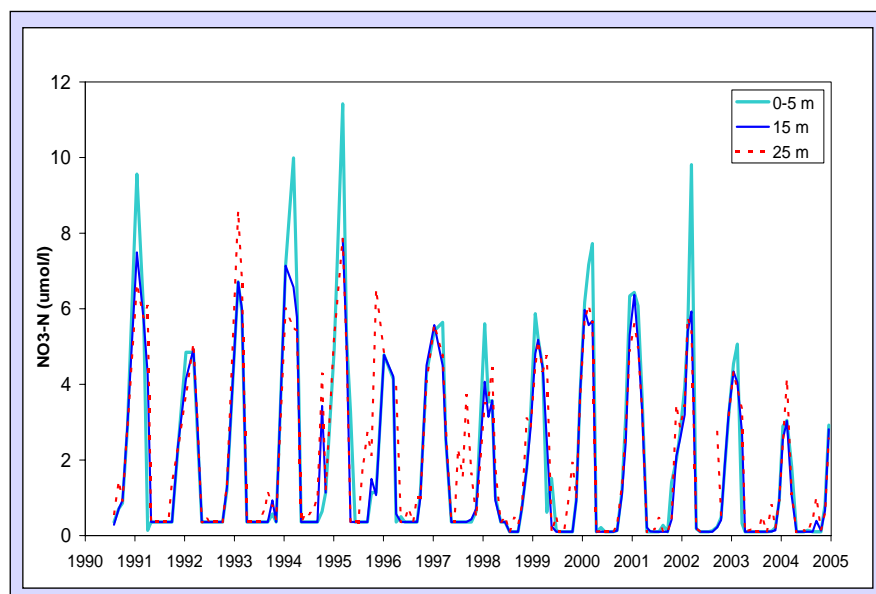
var stor vid K7 både under vintern och sommaren och avvikelsen i fosforhalt var mycket stor. Vid K6 var avvikelsen i fosforhalter stor eller tydlig under 2004, men jämfört med perioden 1990–2003 var det inga extrema fosforhalter som uppmättes under året.

Siktdjupet i området uppvisade under 2004 stor eller tydlig avvikelse från jämförvärdet. Vid K6 uppmättes 5 meters siktdjup vilket var det lägsta uppmätta siktdjupet här under augusti månad sedan 1997. Klorofyllhalten i ytvattnet var vid mättillfället lägre än vad som uppmättes i samband med siktdjupsmätningar under tidigare år, vilket betyder att det försämrade siktdjupet under 2004 troligtvis beror på något annat än att det pågått planktonblomning.

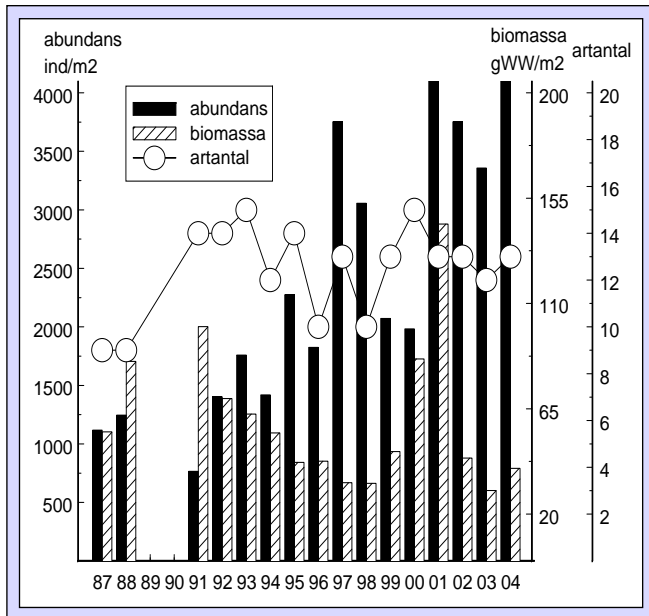
Syretillgången i bottenvattnet var god under 2004. Som lägst uppmättes 5,92 ml/l vid K7 i september, vilket innebär mindre hög halt enligt bedömningsgrunderna.

Bottnarna i Pukaviksbukten består, som tidigare konstaterats, nästan uteslutande av sand. Detta avspeglar sig även i bottnarnas djursamhälle som domineras av sandrörbyggande havsborstmaskar (*Pygospio elegans*), små fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och musslor. Djursamhällets struktur styrs för övrigt i väldigt hög grad av djupet och i Pukaviksbukten antyder djursamhällets artsammansättning, med undantag för stationen längst in i viken (N5), låg grad av eutrofiering. Då det gäller artantalet på stationerna i Pukaviksbukten har det under åren varierat mellan 10 och 15 vilket är tämligen normalt.

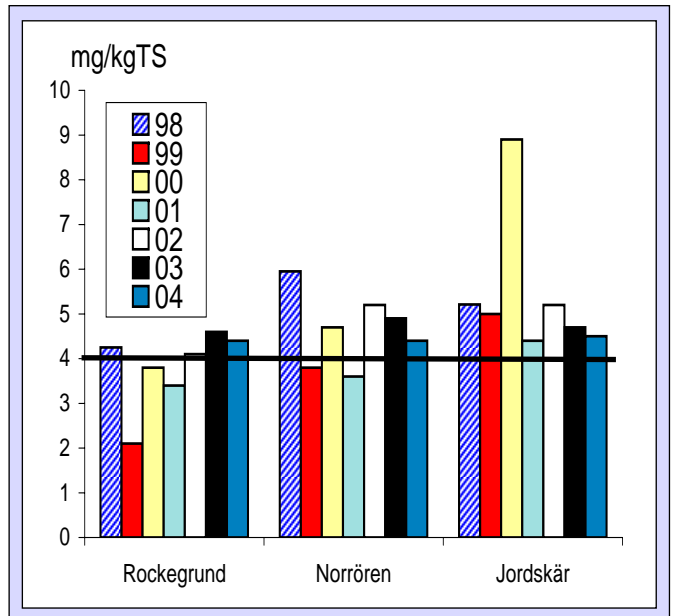
Stationen i yttre delen av Pukaviks-



Figur 12 Nitrathalt ( $\mu\text{mol/l}$ ) uppmätt på tre olika djup på station K6 under åren 1990–2004.



Figur 13 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfaunastation M1 i Pukaviksbukten under åren 1987–2004.



Figur 14 Halten av kadmium i blåmusslor från Pukaviksbukten under åren 1998–2004. Linjen anger bakgrundshalten.

bukten (M1) har provtagits sedan 1987 (figur 13). Individantalet har varierat mellan åren, men har för hela provtagningsperioden ökat signifikant. Det är framförallt mängden småmaskar som har fluktuerat mellan åren. Rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) har däremot minskat signifikant. För totala biomassan kunde man under hela 90-talet se en tydlig trend med sjunkande värden fram till 1998 då en kraftig rekrytering av Östersjömusslor inträffade. Mängden musslor och därmed även den totala biomassan ökade under några år men har åter sjunkit vilket är svårt att förklara. På mjukbottenstationen vid Nypgrund (M2) har biomassan sjunkit tydligt under provtagningsperioden men den är dock inte speciellt låg.

Det finns bara en bottenfaunastation i området söder om Karlshamn (KN). Bottensubstratet på stationen, liksom i hela kustområdet utanför Karlshamn, är sand. Stationen håller ett djursamhälle som är typiskt för denna typ av botten. Artsammansättningen har varit relativt stabil under alla de provtagna åren. Däremot har biomassan sjunkit avsevärt och var 2004 bara 45 gWW/m<sup>2</sup>. Det finns dock inget som antyder att stationen skulle vara påverkad av föroreningar.

Algprofilen vid Norrören (Ma9) var i stort sett oförändrad sedan tidigare, dvs där fanns ett mycket tätt tångbälte på grunt vatten, men eftersom lokalen är flack har det ändå stor utbredning. Djursamhället dominerades av goda simmare som märlor (*Gammarus* spp.). Lokalen synes endast i ringa grad påverkad av övergödning då djur som havstulpaner

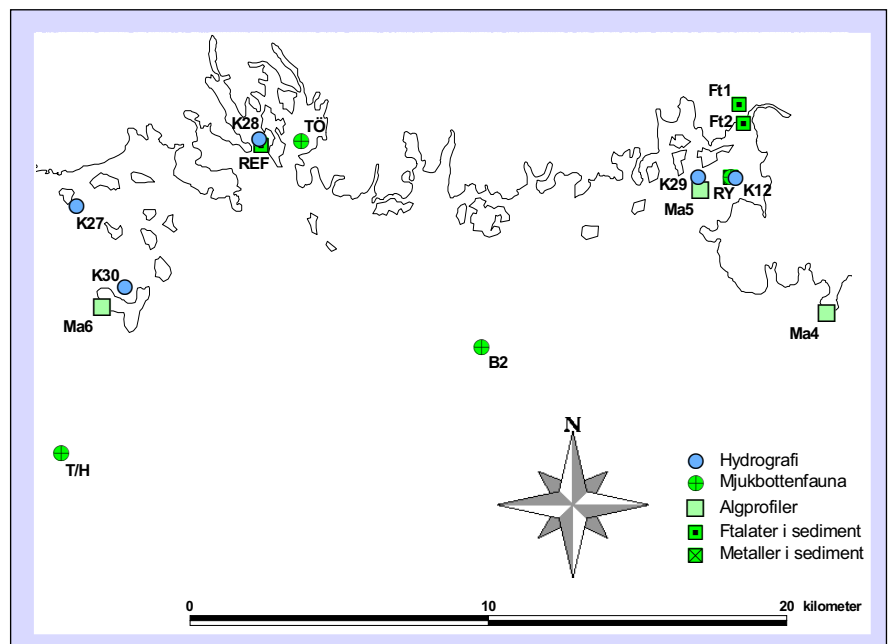
och musslor i stort saknas. Artantalet i rödalgsbältet var något högre än 2003 men dominerades av samma arter och den totala biomassan var i stort sett oförändrad. Mängden påväxtalger på tången var något högre än tidigare och dominerades liksom tidigare av ullsläke (*Ceramium tenuicorne*).

Algprofilen vid Stärnö (Ma7) hade inte förändrats och tång saknades nästan helt. Rödalger på 6 meters djup visade i stort sett oförändrad artsammansättning och biomassa jämfört med fertalet tidigare år. 2003 var biomassan över 600 gDW/m<sup>2</sup>, mest beroende på mycket gaffeltång

(*Furcellaria lumbricalis*). Eftersom gaffeltång växer mycket långsamt beror den ökade biomassan sannolikt på att man med tre prover inte förmår kompensera för den fläckighet som finns i artens utbredning.

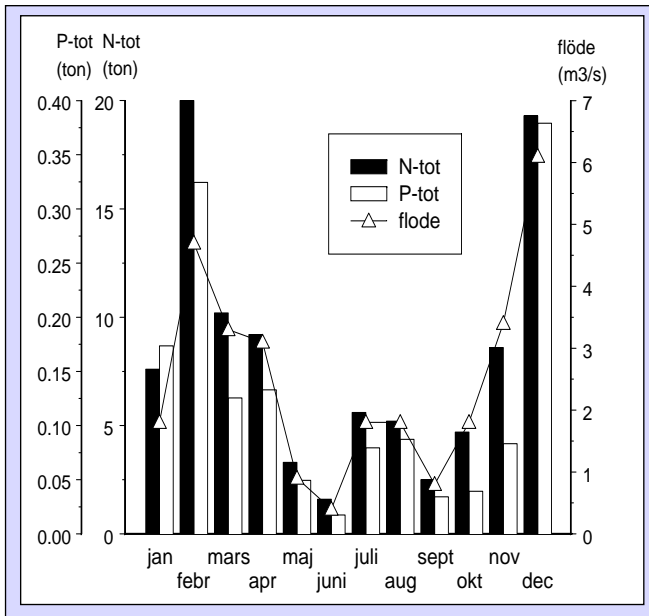
Vid Stärnö (Ma6) hade tången åter ökat lite i det mycket grunda tångbältet. Det verkar dock vara en mycket långsam process att återetablera förlorade tångbestånd i denna miljö och det har långtifrån samma utbredning som före 1995. Rödalgsamhället hade ökat sin biomassa, fr a ökade mängden gaffeltång.

Då det gäller halterna av tungmetall-

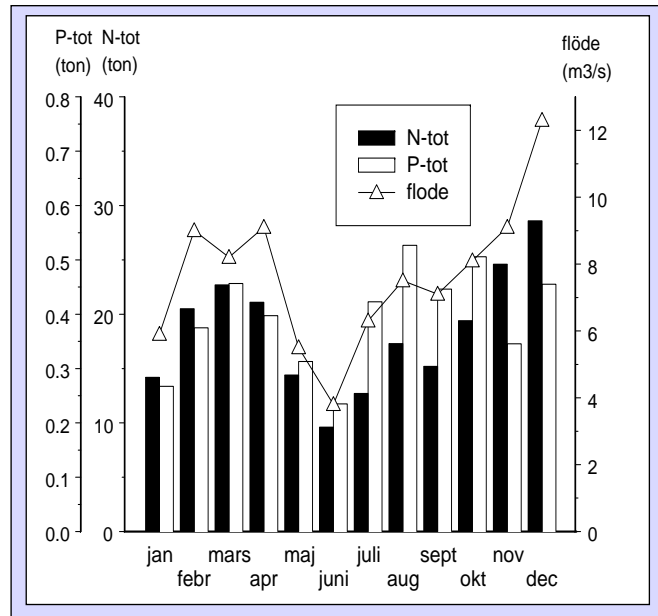


Karta 5 Provtagningsstationer i vattenområdet Ronneby och västerut.





Figur 15 Flöde och näringsämnestransport i Bräkneån 2004. Från Bräkneåns vattenvårdsförbunds mätningar.



Figur 16 Flöde och näringsämnestransport i Ronnebyån 2004. Från Ronnebyåns vattenförbunds mätningar.

ler i blåmusslor var de ungefär i samma storleksordning som bakgrundshalterna för flertalet metaller. Inte ens kadmiumhalterna var nämnvärt förhöjda (figur 14). Liksom på många andra stationer finns i Pukaviksbukten en tendens till minskande blyhalter men också stigande kopparhalter under senaste sexårsperioden. Vid Norrören har dessutom zinkhalten ökat signifikant

Halterna av pesticider, bromerade flamskyddsmedel, PAH och PCB i blåmusslor var låga. De var i samma storleksordning som i referensområden på västkusten och i Östersjön. Uppmätta halter av tennorganiska föreningar (DBT och TBT) i Hanöbukten låg över angivet NOEC-värde (NOEC=no observed effect concentration) på 6 µg/kg TS (gäller för TBT). Halterna var mellan 3 och 7 gånger högre än gränsvärdet vilket dock är långt ifrån den dryga 1000 gångers förhöjning som dessvärre felaktigt angavs i 2003 års rapport. De uppmätta halterna är i samma storleksordning som eller lägre än andra mätningar i kustområden i södra Sverige. Halterna var lägre än 2003.

Under 2004 gjordes liksom tidigare fiskfysiologiska undersökningar utanför i Mörrums bruk. Det finns ingenting i de gjorda undersökningarna som tyder på att hälsotillståndet för fiskar i området har påverkats negativt av utsläpp.

#### 1.4 Ronnebyområdet och västerut

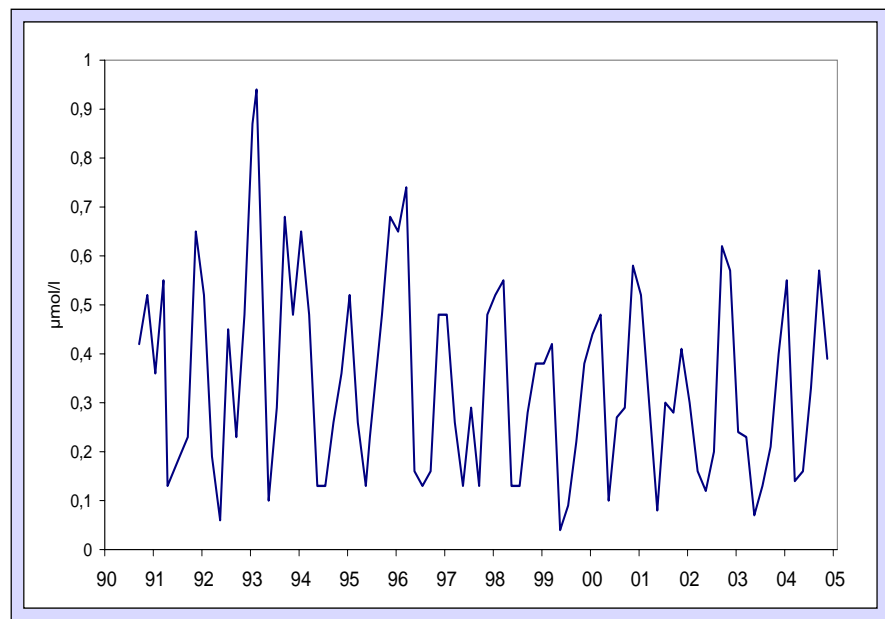
Från Karlshamn och österut består kusten av en smal skärgård som på några ställen flikas upp av fjärdar som

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 där under 2004 tre fiskodlingar. Flöde och transport av näringsämnen via Bräkneån för 2004 framgår av figur 15. Området utanför Ronneby karakteriseras av en smal morännskärgård 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

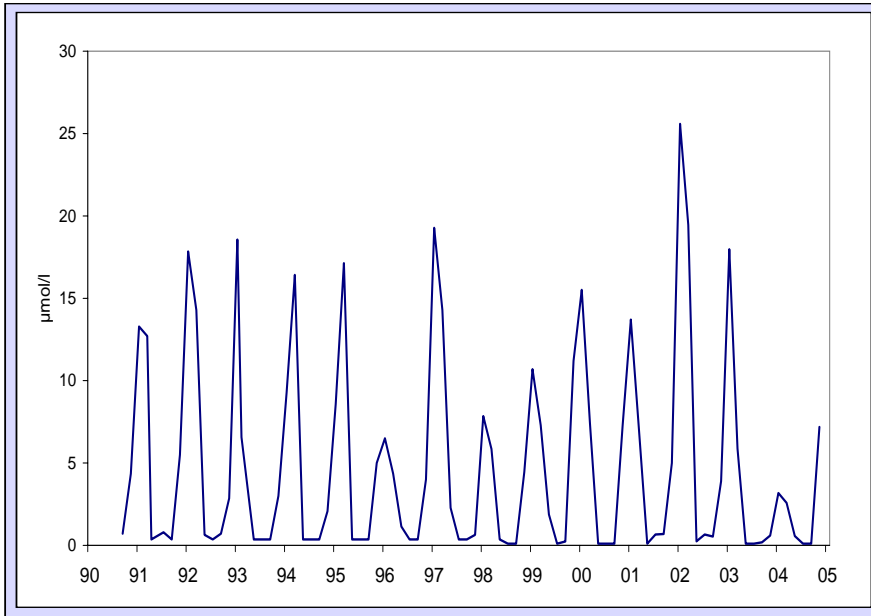
transport av näringsämnen via Ronnebyån för 2004 framgår av figur 16. Liksom för övriga vattendrag var transporten av såväl kväve som fosfor i de båda åarna betydligt större än 2003. Det finns ingen uttalad trend för perioden 1990-2003. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 5.

Liksom i övriga områden uppmättes vid K12 genomgående låga kvävehalter under 2004. De oorganiska halterna uppvisade liten avvikelse medan totalhalten kväve tydlig avvikelse.

Fosfathalten låg under 2004 på i stor-



Figur 17 Halten av fosfatfosfor (µmol/l) i ytvatten på station K12 i Ronnebyfjärden under åren 1990-2004.



Figur 18 Halten av nitratkväve ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvatten på station K12 i Ronnebyfjärden under åren 1990-2004.

leksordningen samma nivå som under åren 1990-2003 och uppvisade stor avvikelse från jämförvärdet i januari. Totalfosforhalten i januari var huvudsakligen lägre 2004 än under åren 1990-2003, och visade liten avvikelse. Under sommaren låg totalfosforhalten på i stort sett samma nivå som tidigare år och avvikelsen från jämförvärdet var stor.

Vid bedömning av uppmätta kväve och fosforhalter vid stationerna K27-K30 hamnar samtliga på stor eller mycket stor avvikelse vad gäller totalfosfor under sommaren och tydlig avvikelse vad gäller totalkväve under sommaren. Detta

är troligtvis en överskattning eftersom mätningarna utförts i september och jämförts med sommarvärden vid dessa stationer.

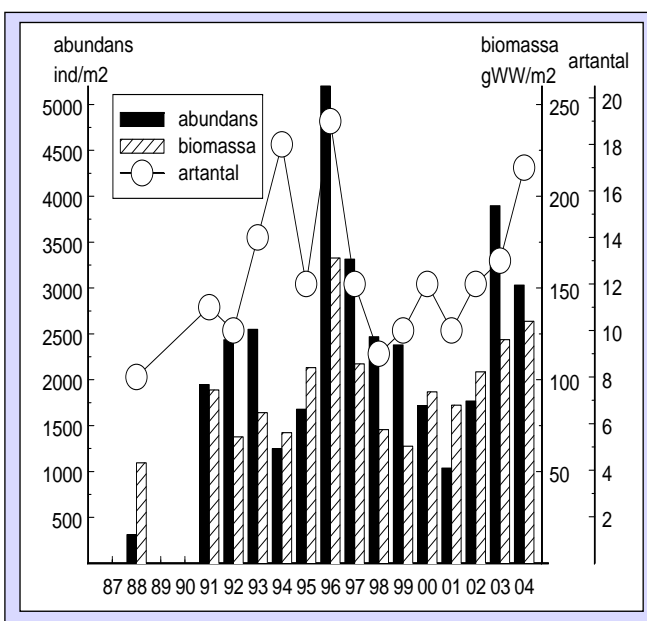
Siktdjupet i området varierade från station till station med störst avvikelse från jämförvärdet i K12 där siktdjupet var 4,2 meter i juli vilket innebär stor avvikelse enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Syrgashalten i bottenvattnet har som lägst uppmäts till 6,60 ml/l i juli i K12, d.v.s. god syretillgång.

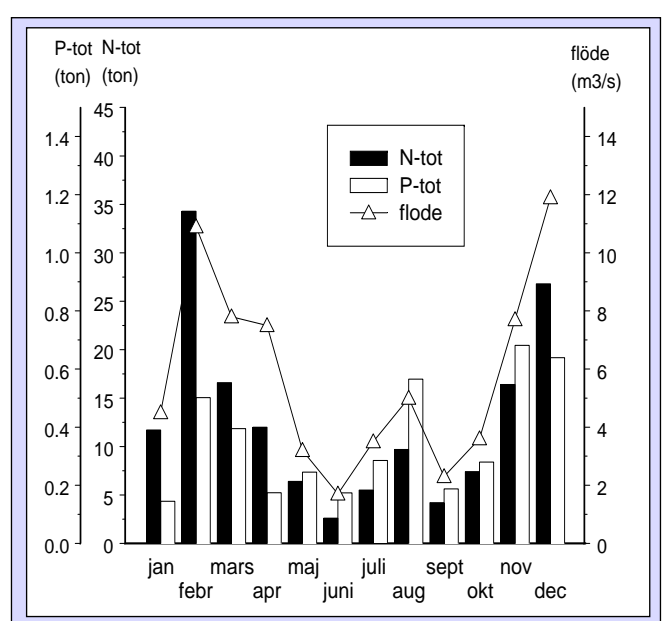
Det finns endast en mjukbottenstation i området väster om Ronneby (TÖ). Djur-

samhället har varierat mellan åren vad gäller biomassa och individantal men det har flertalet år hållit djurarter som kräver botten med låg föroreningsbelastning (Leppäkoski 1975). 2003 dominerades dock djursammansättningen av föroreningsståliga fjädermygglarver medan Östersjömusslorna hade minskat avsevärt. Även 2004 var mängden östersjömusslor liten medan fjädermygglarverna förekom i betydligt lägre täthet. Liksom på många andra stationer 2004 var den art som antalsmässigt dominerade istället vitmärlan. En förklaring till fluktuationerna mellan olika år finns i det faktum att botten ibland täcks av lösdrivande rödalger. I några av bottenproverna finns därför djur som inte lever nere i sedimentet utan i vegetationen. Bliu algmatan liggande under längre perioder kan syrefria förhållanden uppstå nere i sedimentet vilket kan påverka mängden musslor negativt.

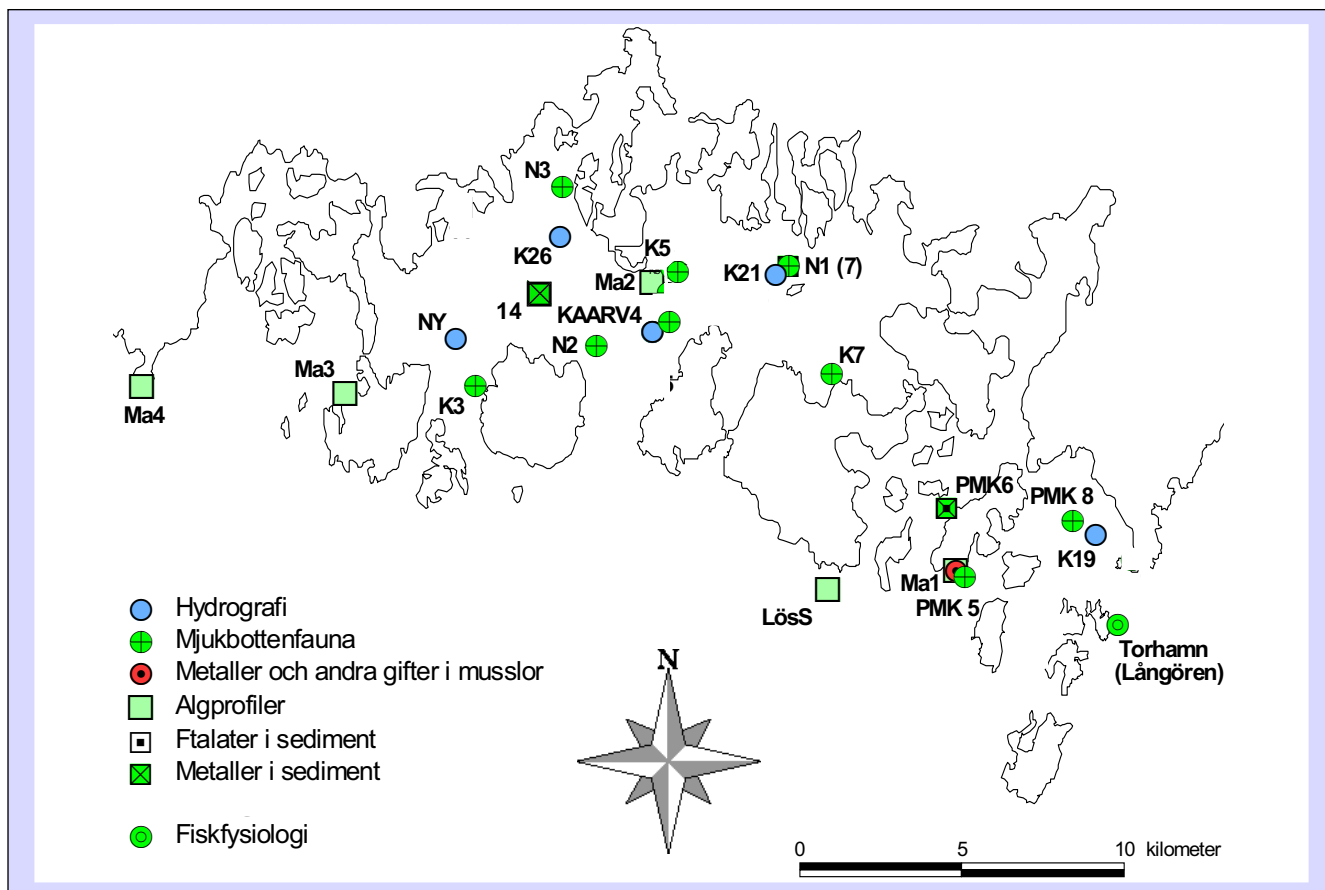
Sedimentet på bottenfaunastationen RY i Ronnebyfjärden uppvisar en sjunkande trend vad avser organiskt innehåll fram till 2001 men har därefter ökat något igen. Antalet arter, abundans och biomassa ökade också under dessa år (figur 19). Förändringar av biomassan förklaras huvudsakligen av tillväxt för stora årskullar av östersjömusslor 1992 och 1999. Abundansen fluktuerar däremot främst med mängden fjädermygglarver och fåborstmaskar. Den provtagna botten visar tecken på en viss övergödning men det verkar inte som om syrebrist uppträder. Bottenfaunastationen söder om Ronnebyfjärden (B2) visade inga tecken på förorening och har inte nämnvärt föränd-



Figur 19 Artantal, individtäthet och biomassa på bottenfaunastation RY i Ronnebyfjärden under åren 1988-2004.



Figur 20 Flöde och näringsämnestransport i Lyckebyån 2004. Från nationella (tidigare PMK) mätningar.



Karta 6 Provtagningsstationer i vattenområdet Karlskrona / Torhamn.

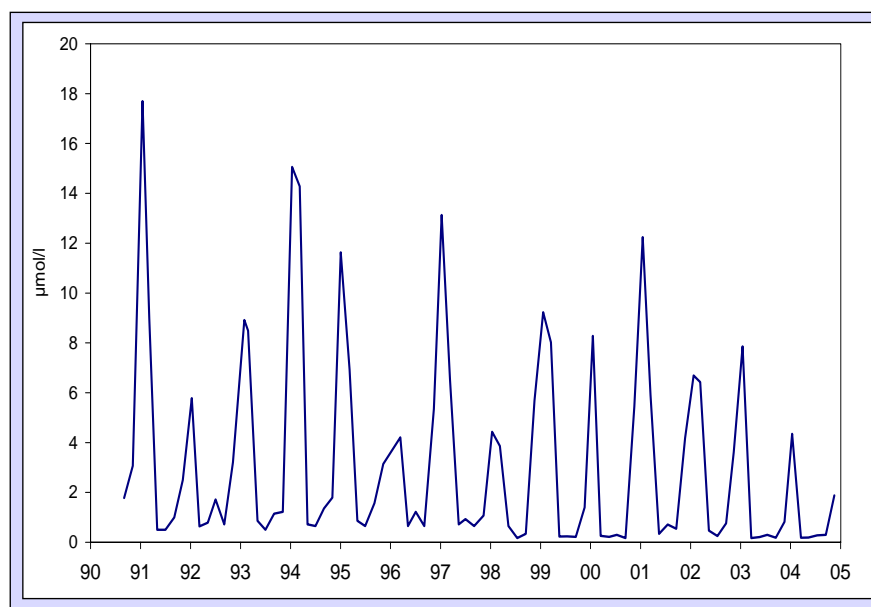
rats under provtagningsperioden trots en viss förändring av sedimentet. Stationen har, liksom flera andra med sandbotten, låg biomassa och antalsmässigt dominerar den sandrörsbyggande havsborstmasken *Pygospio elegans*.

Algprofilen vid Lindeskär (Ma5) var oförändrat utan tång medan rödalgerens biomassa på 3 m djup hade ökat ytterligare sedan 2003. Ökningen kunde främst hänföras till gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*). Grönslick (*Cladophora glomerata*) hade ersatts av fjäderslick (*Pylaiella littoralis*). 2003 besöktes en ny lokal vid Karöns södra udde (Ma5 b). Kvantitativa prover för analys av tångens påväxt och djursamhälle togs vid denna station. Tångens utbredning på lokalen var oförändrad sedan 2003 och liksom då dominerade sågtång i djupare delar av profilen. Allmänt kan sägas att det synes finnas tång på flera platser i Ronnebyområdets skyddade skärgårdar. Analys av tångplantor visar att det var betydligt större mängd påväxtalger än tidigare år vilket visar att tillgången på näring sannolikt varit god. Mängden tånggråsuggor (*Idotea baltica*) i tången var väldigt hög vilket kan innebära kraftig betning hösten 2004.

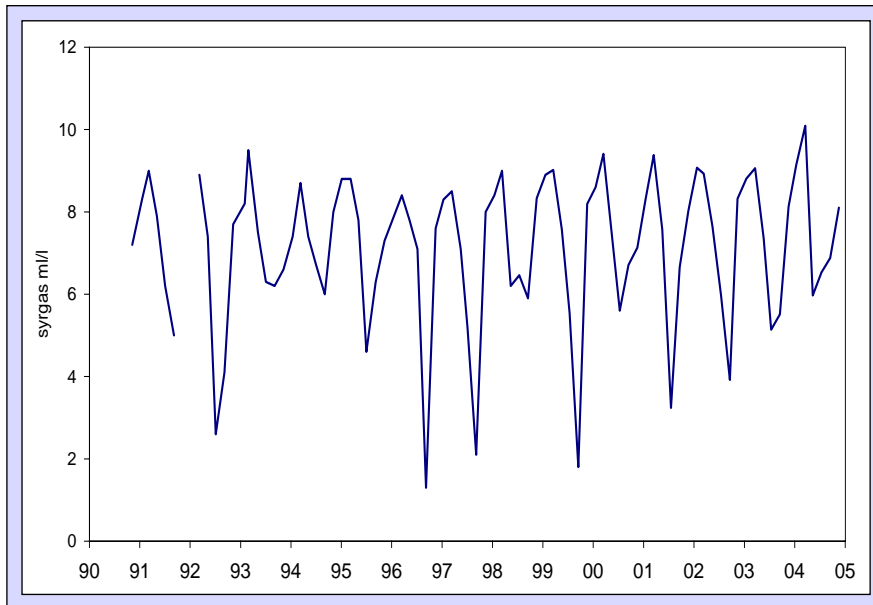
Den vågexponerade algprofilen vid Lindö (Ma4) hade som tidigare ett mycket grunt och smalt tångbälte kring 4 decimeters djup vilket inte visar någon tendens till ökning. Rödalgssamhället hade som vanligt hög biomassa och artsammansättningen var i stort sett oförändrad.

### 1.5 Karlskrona- / Torhamnsområdet

Karlskrona skärgård ligger innanför ett antal stora öar med smala sund emellan. Öarna i Karlskrona skärgård är genomgående låga. I fjärdarna ligger djupområden på 10-20 meter. Hela bassängen



Figur 21 Halten av oorganiskt kväve ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvattnet på station NY i Karlskronafjärden under åren 1990-2004.



Figur 22 Syrgashalt (mg/l) i bottenvatten på station NY i Karlskronafjärden under åren 1990-2004.

har ett gyttigt sedimentet med relativt hög organisk halt. Ett större vattendrag (Lyckebyån) belastar området liksom utsläpp från reningsverk motsvarande knappt 50 000 personekvivalenter, fr a från Karlskrona stad. Flöde och transport av kväve och fosfor i Lyckebyån 2004 framgår av figur 20. Det finns ingen trend då det gäller utflödet från Lyckebyån medan däremot reningsverket har minskat utsläppen av 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 så-

väl punktutsläpp som större vattendrag och är föreslaget som marint reservat. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 6.

Även i Karlskrona-/Torhamnsområdet uppmättes relativt låga kvävehalter under 2004 jämfört med perioden 1990-2003, se figur 21. Högsta avvikelse från jämförvärde uppmättes för ammonium i januari vid stationerna K21, KAARV4 och NY där avvikelsen var tydlig. Även avvikelsen i totalkväve var tydlig vid flertalet stationer i juli.

Både totalfosfor- och fosfathalterna i januari var låga och visade huvudsakligen endast liten avvikelse i området. I juli hade totalhalten ökat och avvikelsen var tydlig eller stor vid stationerna i området.

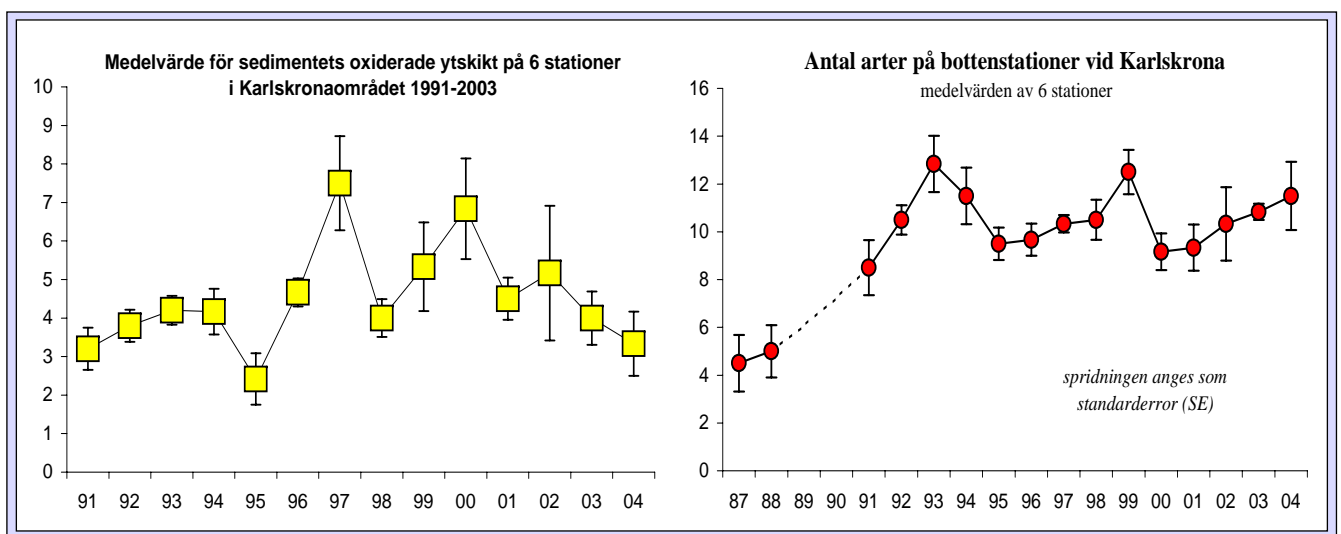
Sikttdjupsförhållandena var under

sommaren 2004 sämre än under föregående sommar och avvikelsen var stor vid flertalet stationer. Lägst sikttdjup, 3 meter, uppmättes i augusti vid K19 i Torhamnsområdet, i samband med hög halt klorofyll a i ytvattnet.

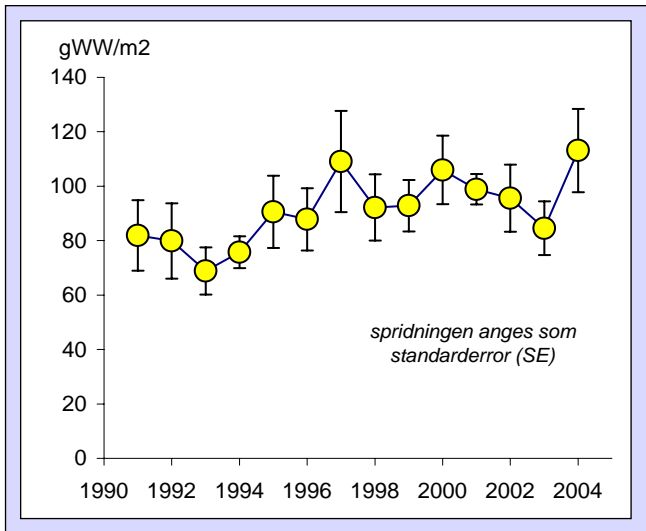
Tillgången till syre i bottenvattnet var under 2004 bra och en lägsta syrgashalt på 5,74 ml/l uppmättes i augusti vid K19. Normalt brukar de lägsta syrgashalterna påträffas vid station NY, men här var den lägsta uppmätta syrgashalten 5,97 ml/l under 2004 och de senaste årens trend med ökande lägsta syrgashalter i bottenvattnet vid NY verkar hålla i sig. Station NY har under vissa år uppvisat syrgashalter i bottenvattnet som gått ner till kritiska nivåer (<2 ml/l) under hösten. Senast detta inträffade var 1999 då syrgashalten var 1,8 ml/l och dessförinnan 1996 då halten som lägst var 1,3 ml/l. En förbättring av syretillgången i bottenvattnet har alltså skett vid station NY.

Vid en analys av alla bottenfaunastationer i fjärdarna runt Karlskrona kan man se en minskning av sedimentets glödförlust (organiska halt) på flera stationer. Flera av stationerna hade också en förbättrad syresituation i sedimentet fram till 2000 men därefter har situationen åter blivit något sämre (figur 23). Den generella minskning av glödförlust som inträffat fr a i skärgårdsområdena kan tyda på minskad eutrofiering. Detta stöds dock inte av hur utvecklingen för näringstillförsel till kusten ser ut för perioden.

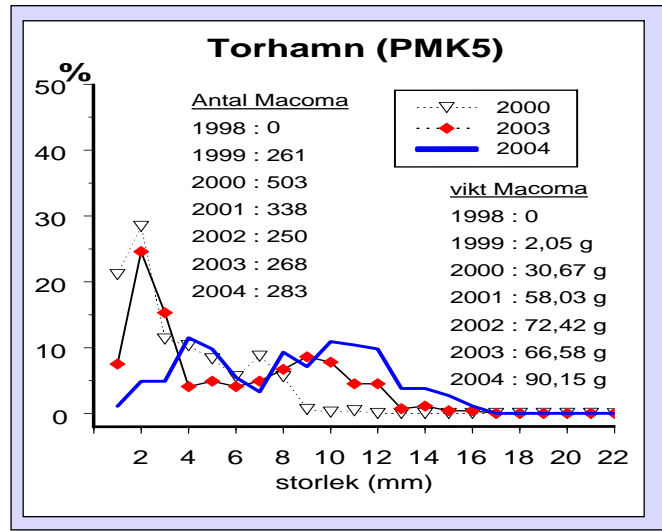
Under 90-talet ökade artantalet på flera av stationerna (figur 23) vilket antyder att situationen blev betydligt bättre. Vid flertalet av de senaste årens provtagningarna har dock artantalet åter varit lägre. Detta innebär att vi 2004 hade betydligt



Figur 23 Medelvärde för sedimentets oxiderade ytskikt respektive medelartantal på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1987-2004. Tjockleken på det oxiderade skiktet är angivet i mm och har uppskattats direkt i bottenhuggaren. Spridningsmått är standard error (SE).



Figur 24 Medelvärde för östersjömusslornas biomassa på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1991–2004. Spridningsmättn är standard error (SE).



Figur 25 Längdfördelning hos Östersjömussla på stationen PMK 5 i Torhamnområdet 1998–2004. Dessutom anges antalet musslor och totala biomassan de olika åren.

högre artantal än i slutet av 1980-talet, men sedan 1993 har utvecklingen snarare varit den omvända för en del stationer. 2004 var t ex artantalet relativt lågt på de lite djupare stationerna i området (N2, K5, N1 och KAAR4). De grunda stationerna hade däremot ovanligt högt artantal.

På många av stationerna i Karlskronaområdet har biomassan ökat signifikant, framförallt beroende på att mängden östersjömusslor (*Macoma baltica*) har ökat (figur 24). Samtidigt har rovborstmaskarna (*Nereis diversicolor*) minskat i området. Yttre redden (KAARV4, N2 och K5) 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 bottnar. Skillnaden är dock inte så tydlig nu som tidigare år och artsammansättningen i Yttre redden uppvisar en tendens till att bli mer lik övriga stationer. I de övriga fjärdarna tyder artsammansättningen på något förorenade förhållanden.

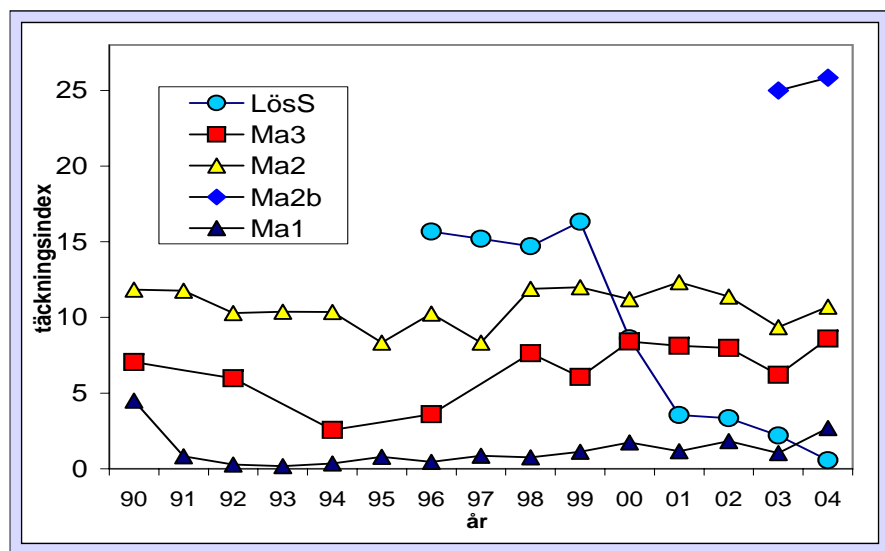
I nuvarande provtagningsprogram finns två stationer med bottenfaunaundersökningar i Torhamnområdet. Den ena (PMK 8) ligger tämligen grunt (4 m) och hade mycket djur och hög biomassa, medan den andra (PMK 5) ligger på betydligt djupare vatten (13 m). Den senare hade problem med syresättningen, med utslagning av djursamhället som följde 1998. Östersjömusslor och andra vanligt förekommande djur har därefter återetablerat sig på platsen. Ett mer normalt bottendjursamhälle har därmed utvecklats på stationen. Populationen av Östersjömusslor har nu nästan samma utseende som före 1998, med musslor i alla storlekar

upp till minst 16 mm (figur 25).

De två ordinarie algprofilerna i Karlskronaområdet är förhållandevis olika. Profilen vid Getskär (Ma2) hade ett välutvecklat tångsamhälle med både blå- och sågtång och ett gles rödalgsamhälle. Liksom flera tidigare år fanns relativt mycket tånggråsuggor (*Idotea baltica* och *I. Granulosa*) på lokalen. Trots mängden tånggråsuggor har betskador hittills varit begränsade på stationen. Profilen vid Hasslö (Ma3) hade som vanligt stora mängder påväxtalger, mycket slam och ett djursamhälle som indikerar god tillgång till föda i vattnet, bl a musslor och slammärlor. Påväxten dominerades av grönsläck. Mängden tång på stationen minskade fram till 1994 men har åter ökat och var 2004 den största

hittills (figur 26).

I Östra Fjärden påbörjades 2003 studier längs en ny algprofil (Ma2 b). Lokalen var oförändrad sedan dess, med ett betydligt mer omfattande tångbälte än vid Getskär. Vid Hästholmen i Kollafjärden (Ma1) hade tången tätat i ytan och dessutom ökat sin djuputbredning en aning. Påväxten på tången var ovanligt riklig och dominerades av förmodat näringsgynnade arter som molnslick (*Ectocarpus siliculosus*) och grönsläck. Djursamhället var trots mängden påväxt relativt gles. Rödalgern på 3 m djup hade fortsatt hög biomassa med dominans av gaffeltång. Algprofilen söder om Sturkö hade nästan ingen tång kvar vid provtagningen 2004 (figur 26). Liksom på flertalet av de andra stationerna var mängden påväxtalger på

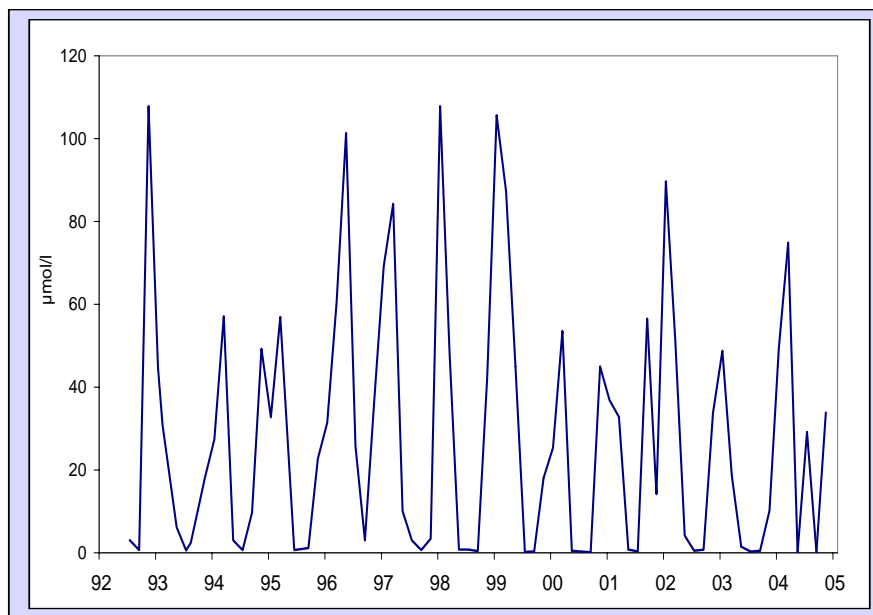


Figur 26 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i hårbottenkapitlet s 43) på 5 stationer i Karlskrona/Torhamnområdet under perioden 1990–2004..

tången ovanligt hög. Djursamhället var väldigt gles och dominerades helt av arter som klarar hård vågexponering.

Analysen av tungmetaller i musslor från Hästholmen (Ma1) visar att kadmi- umhalterna var tydligt förhöjda enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Stationen har vid flertalet mättillfällen sedan 1998 haft höga halter av kadmium. Även kopparhalterna har varit höga vid några tillfällen

Halterna av pesticider, bromerade flamskyddsmedel och PCB i blåmusslor var låga. De var i samma storleksordning som i referensområdena på västkusten och i Östersjön. Halten av PAHer vid Hästholmen var däremot betydligt högre än i Pukaviksbukten och i västra Hanöbukten och flera av de cancerogena PAHerna låg klart över detektionsgränsen. Halten av den mest potenta föreningen, benso(a)pyren, var dock under detektionsgränsen. Även mängden naftalen var högst på denna station med en halt tre gånger högre än angivet NOEC-värde (NOEC=no observed effect concentration). Uppmätta halter av tennorganiska föreningar låg också över angivet NOEC-värde på 6 ug/kg TS (gäller för TBT). Halterna var ungefär 3 gånger högre än gränsvärdet vilket dock är långt ifrån den dryga 1000 gångers förhöjning som dessvärre felaktigt angavs i 2003 års rapport. De uppmätta halterna är i samma storleksordning som eller lägre än andra mätningar i kustområden i södra Sverige. Halterna var lägre än 2003.



Figur 27 Halten av oorganiskt kväve (µmol/l) i ytvatten på station KL8 vid Kristianopel under åren 1992-2004.

### 1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund

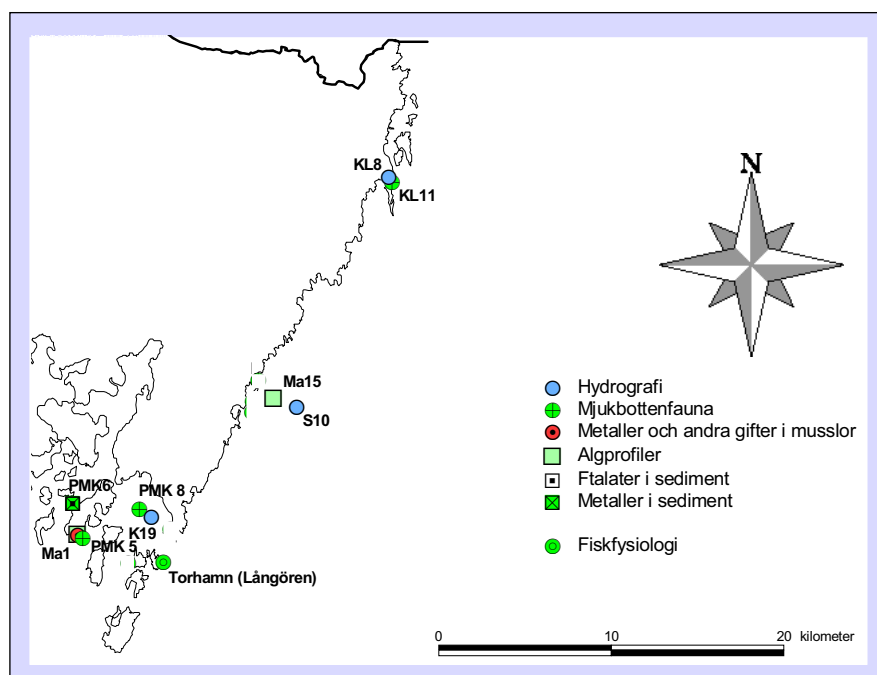
Östra Blekingekusten, från Torhamnsudde till Kristianopel, består mest av låga moränstränder med enstaka skär och mindre öar som möter fritt vatten. I skyddade lägen, som till exempel innanför Kristianopel, finner man ofta stränder med marsvegetation och med finsedimentbotten. I exponerade lägen

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

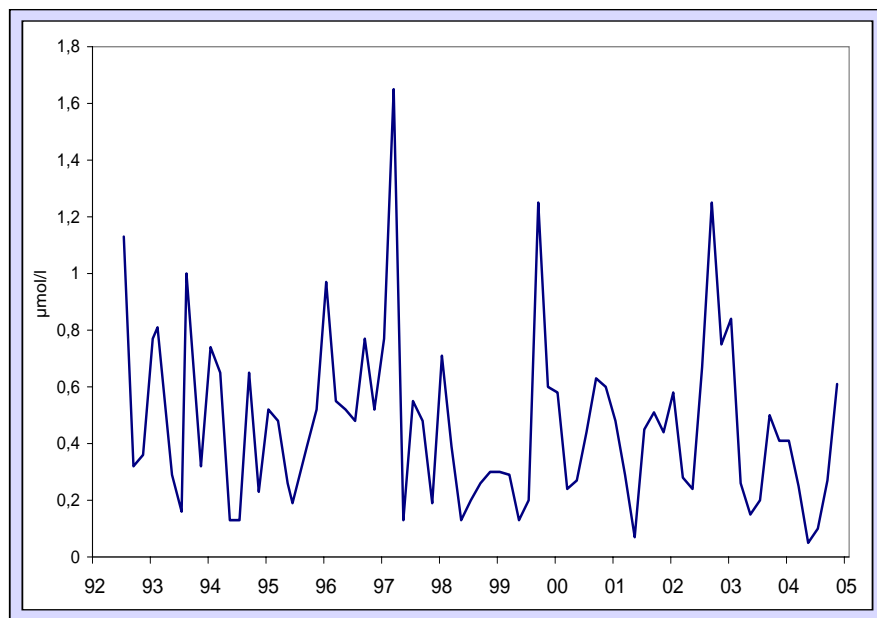
Station KL8 i södra Kalmarsund skiljer sig stort från övriga mätstationer längs Blekingekusten framförallt i och med sina extrema kvävehalter. Detta innebär att såväl oorganiska kvävehalter som totalkvävehalter både under sommar och vinter uppvisade mycket stor avvikelse från jämförvärdena. I figur 27 ses den uppmätta halten oorganiskt kväve under perioden 1992-2004. Under 2004 uppmättes halter i nivå med tidigare år med undantag av mättillfällena i maj och september då mycket låga halter oorganiskt kväve uppmättes. I samband med dessa låga kvävehalter uppmättes höga klorofyllhalter och det pågick alltså planktonblomningar vid dessa båda mättillfällen.

Fosforhalterna uppvisade tydlig avvikelse i januari. I juli var avvikelsen stor vad gäller totalfosfor vid KL8 och mycket stor vid S10 där provtagning utfördes i september. Jämfört med perioden 1992-2003 uppmättes under 2004 relativt låga halter av både fosfat och totalfosfor vid KL8.

KL8 är en mycket grund station, med ett



Karta 7 Provtagningsstationer vid Blekinges ostkust.



Figur 28 Halten av fosfatfosfor ( $\mu\text{mol/l}$ ) i ytvatten på station KL8 vid Kristianopel under åren 1992-2004.

bottendjup på ca 2 meter vilket innebär att vågpåverkan kan nå ner till botten och resuspension av bottenmaterial kan grumla vattnet och försämma siktdjupet. Siktdjupet var här mycket litet och varierade under året mellan 1 och 1,5 meter med ett medelvärde under sommaren på 1,35 m. Vid station S10 längre söderut längs östra Blekingekusten var siktdjupet i september litet, endast 3 m. Avvikelsen från jämförvärdet var alltså stor eller mycket stor när det gäller siktdjupet i området, vilket till viss del kan förklaras av det ringa botten djupet vid KL8.

Syreförhållandena var goda vid båda stationerna under 2004. Lägsta syrgashalten 6,87 ml/l uppmättes vid S10 i september.

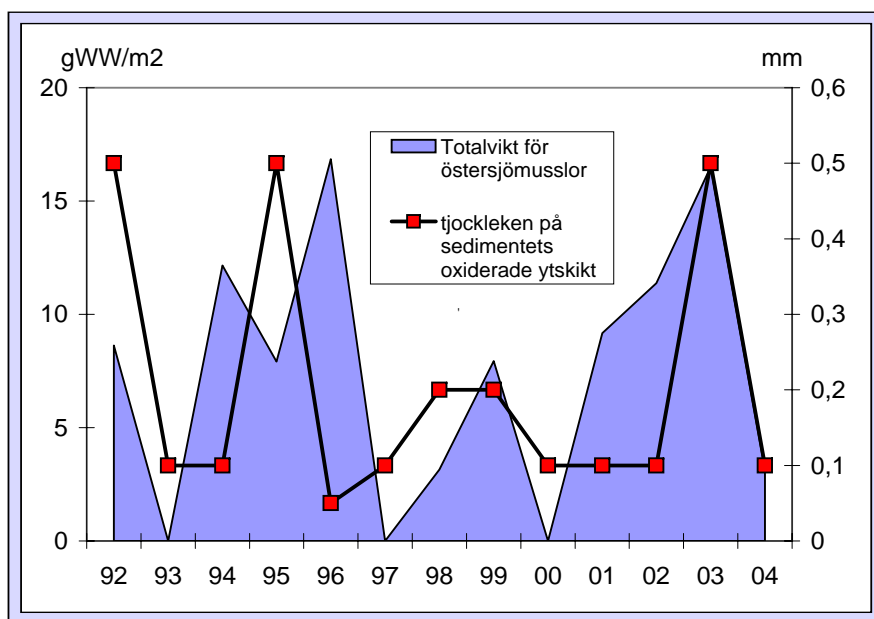
Förhållandena vid mätstation KL8 avviker ofta stort från förhållandena vid övriga mätstationer och uppvisar ofta mycket stor avvikelse för flertalet parametrar. Man kan därför misstänka att klassningen av stationen inom vattenomsättningsklass 1 inte är rättvisande. KL8 ligger instängt i en grund vik där ett vattendrag mynnar och skulle möjligtvis klassas inom vattenomsättningsklass 2

eller 3 i stället, d.v.s. sämre vattenutbyte. För närvarande driver Naturvårdsverket ett arbete för att förnya riktlinjerna för Bedömningsgrunderna.

En bottenfaunastation i området un-

dersöks. 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 och 2004 var situationen riktigt dålig med en biomassa på bara 11 gDW/m<sup>2</sup>. Vid en analys av perioden 1992-2004 kan man se hur mängden östersjömusslor (mätt som biomassa) sjunker i samband med att syresituationen i sedimentet blir dålig (figur 29).

Algprofilen utanför Konungshamn (Ma15) var oförändrad sedan tidigare, dvs det var mycket glesst mellan tångplantorna och inga rekryter syntes till. Rödalgsamhället var lite mer artfattigt än vanligt men artsammansättning var i stort sett oförändrad och dominerades av gaffeltång. Biomassa var också lägre än de tidigare åren. Det finns dock ingen trend utan resultaten är snarare ett tecken på att man med tre prover inte förmår kompensera för den fläckighet som finns i utbredningen för arter som gaffeltång.



Figur 29 Totalvikten för östersjömusslor samt tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på station KL11 vid Kristianopel under åren 1992-2004.

# 2. Tillförsel av föroreningar

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

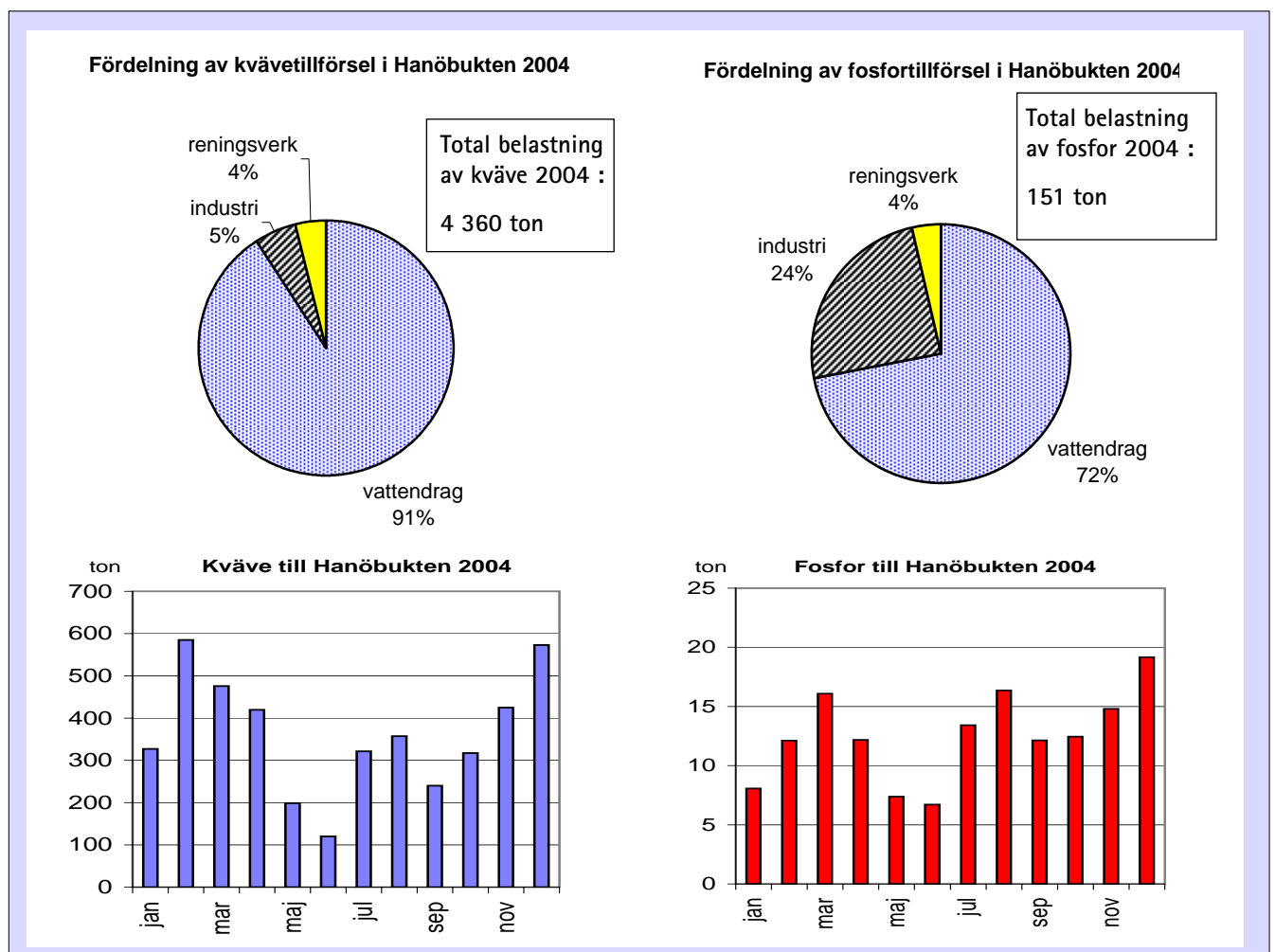
verket 1987, Larsson m fl 1985). För fosfor är motsvarande siffror 7-11%.

Näringstransporten från större punktutsläpp samt vattendrag under 2004 redovisas i bilaga 2 och i figur 28. Där framgår att kvävetillförseln till 91% kom via vattendragen. För fosfor är motsvarande siffra 72% och här bidrog massindustrin med 21%. I figuren framgår också att merparten av tillförseln kom under vår och senhösten vilket är naturligt eftersom flödet i vattendragen var högst efter snösmältning och en tidvis regnig höst.

Förutom tillförsel till kusten som direkt kommer från mänsklig aktivitet förekommer 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 alger. 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 1990-2004 visar att det inte finns någon signifikant trend då det gäller vattendragens bidrag. Industriernas utsläpp har däremot minskat under samma period. Stora Enso Nymölla AB minskade sina utsläpp av såväl kväve som fosfor medan Karlshamns AB minskade sina utsläpp av kväve. Mörrums bruk har tvärtom ökat



Figur 30 Fördelning av kväve- och fosforbelastningen till Hanöbukten 2004, dels med avseende på källa, dels med avseende på tidpunkt på året.

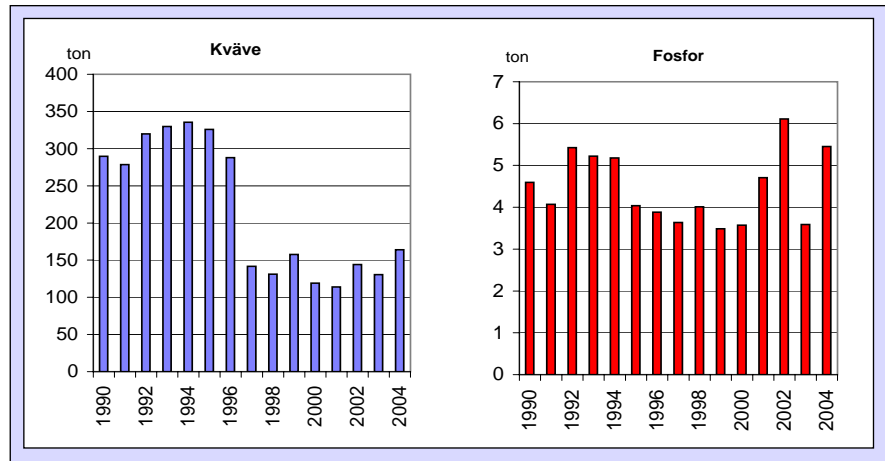


utsläppen av kväve något under samma period. De kommunala reningsverken har infört kväverening under senare år vilket tydligt avspeglar sig i kraftigt minskade kväveutsläpp (figur 31).

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

2004 inleddes kallt och med en hel del nederbörd. Redan i februari smälte den mesta snön vilket gav ett ökat flöde i åarna. Våren började redan i mars med soligt och varmt väder som med några kortare uppehåll höll i sig ända in i maj. Hela denna period var relativt nederbördsfattig. I maj var det sedan blåsigt och kallt, en vädertyp som i princip höll i sig ända in i juli. Under juli förekom många åskväder vilket innebar att det lokalt föll väldigt mycket regn.

I augusti kom så äntligen sommarvärmnen. Denna höll i sig en bra bit in i september innan det åter blev lite svalare igen. De höga temperaturerna i kombination med höga halter av fosfor i ytvattnet innebar att blågrönalgerna blomrade i delar av Östersjön. Inga stora ansamlingar av alger noterades dock i Hanöbukten. Både augusti och september var nederbördsfattiga med liten vattenföring i åarna. I

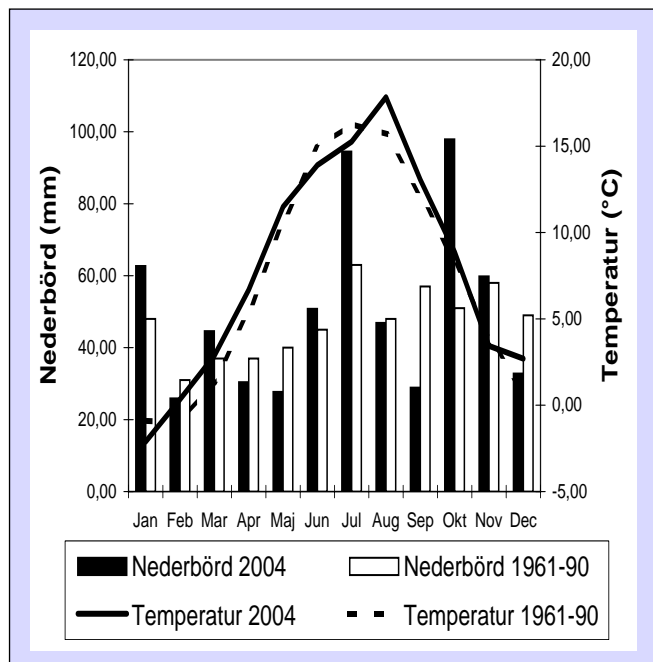


Figur 31 Kväve- och fosforutsläpp från kommunala reningsverk i Hanöbukten 1990-2004. Värdena är beräknade på utsläpp från reningsverken i Karlskrona, Ronneby, Sölvesborg, Nogersund, Simrishamn och Kivik.

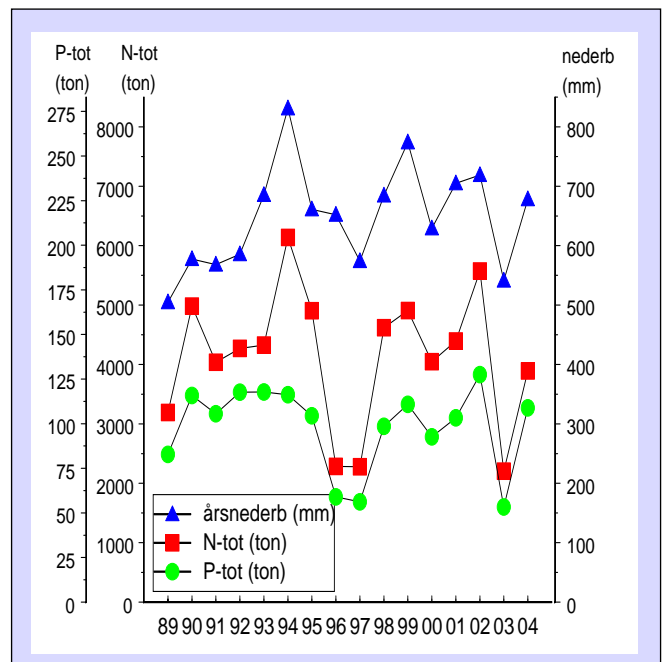
mitten av oktober förändrades situationen dramatiskt och östra Skåne, Blekinge och sydöstra Småland fick stora mängder nederbörd, vilket märkbart ökade flödet i åarna under slutet av året. Slutet av året blev förhållandevis mildt och i december föll inte speciellt mycket nederbörd.

Tack vare en mild vår och höst och höga temperaturer i augusti var 2004 sammantaget något varmare än normalt med ett temperaturöverskott på ca 0,7°C. Sedan 1987 är det bara 1996 som har haft en årsmedeltemperatur som legat under medel för perioden 1961-90. Mycket av nederbörden föll under vintern och hösten

eller i form av sommarskyfall och för sydöstra Sverige blev årsnederbörden därför i allmänhet omkring 13 % högre än normalt. Den mesta nederbörden i södra Sverige föll i det inre av Småland vilket fr a påverkar flödet i Helgeå och Mörrumsån medan de år som ligger i östra Blekinge inte berörs i lika hög grad. Såväl 2001 som 2002 var blötare än 2004. Transporten av näringsämnen via åarna följer i stort sett kurvan för årsnederbörden och var därmed större än 2003 (figur 31). Den samlade mängden näring från land till Hanöbukten var ganska normal för perioden 1989-2004.



Figur 32 Temperatur och nederbörd under 2004 samt långtidsmedelvärde för 1961-1990 vid väderstationen i Karlshamn.



Figur 33 Nederbörd i Hanöbuktens avrinningsområde samt beräknad vattendragstransport av kväve och fosfor till kusten från de sex största vattendragen (Helgeå, Skråbeån, Mörrumsån, Bråkneån, Ronnebyån och Lyckebyån) 1989-2004.

# 3. Hydrografi i utsjön

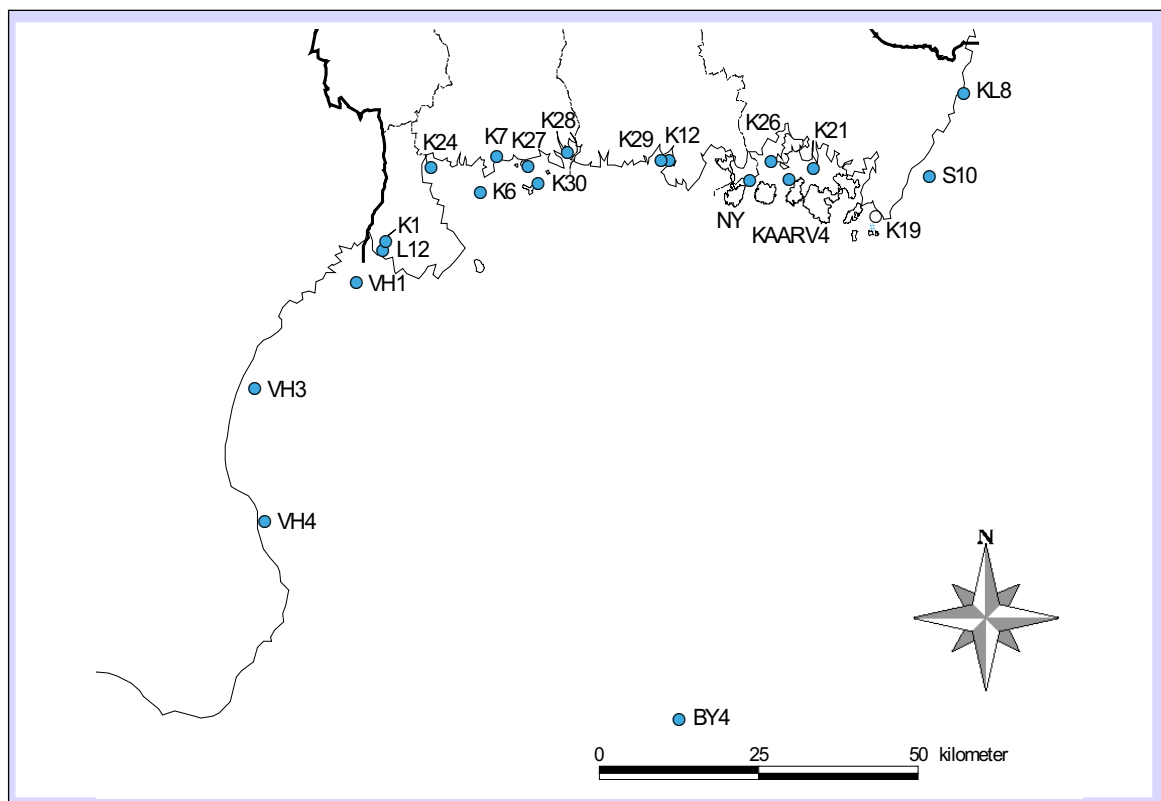
Under januari till slutet av mars var Östersjöns vatten som vanligt välblandat ner till haloklinen (saltsprångsskiktet). Haloklinens läge är i stort sett konstant under året och återfinns på 60-70 meters djup i de centrala delarna av Östersjön och på 30-40 meters djup i de södra delarna. Temperaturen i ytan varierar under året och låg i januari vid BY4 i Hanöbukten kring 4,5 °C. Temperaturen minskade sedan till ca 3 °C i februari och mars. Därefter tog uppvärmningen vid och i april hade en svag termoklin utvecklats vid ungefär 10-20 meters djup. Under sommaren värmdes ytvattnet ytterligare och termoklinen förstärktes. I slutet av augusti uppgick ytvattentemperaturen till dryga 18 °C och termoklinen var tydligt utvecklad på ca 20 meters djup. Temperaturen minskade sedan efterhand under hösten och i december hade temperaturskiktningen försvunnit helt och ytvattnet var åter välblandat ner till haloklinen. Under större delen av året uppmättes vid BY4 normala (jämfört med medelvärdet

för perioden 1990-1999) temperaturer i ytvattnet. I oktober och december uppmättes dock temperaturer något under det normala. Även salthalten var under 2004 normal kring 7,5 psu med undantag av december då något lägre halt än normalt uppmättes.

Halten oorganiskt kväve var under året genomgående låg. Under sommaren är halterna av de lättillgängliga oorganiska näringsämnen normalt mycket låga till följd av upptag i biomassa men i år var halten oorganiskt kväve lägre än normalt även under resterande del av året. Fosfathalten låg under normal nivå i januari, ökade sedan och höll sig kring normal nivå fram till sommaren. Under slutet på sommaren och resten av året ökade fosfathalten och låg i december på mycket högre halt än normalt. De senaste åren har fosforhalten i egentliga Östersjön ökat. Larsson och Andersson (2004) skriver att dessa förändringar inte har något direkt samband med ändrad belastning från land, utan beror på de interna biogeokemiska processerna i egentliga Östersjön, såsom

inflöde till Östersjön och uppblandning av djupvatten till ytskiktet. Tillgången på syre i bottenvattnet fungerar som en styrande parameter eftersom fosfor "läcker" ut från sedimenten och ackumuleras i djupvattnet då syretillgången är låg. Så småningom ersätts det högfosforhaltiga bottenvattnet av nytt syrerikt, salt och tyngre bottenvatten som flödat in genom Öresund. Det gamla vattnet lyfts upp och blandas efterhand upp i ytskiktet där alltså fosforhalten ökar. Silikathalten var lägre än normalt under stor del av 2004 och särskilt låga halter uppmättes i maj-juli. Liksom fosfathalten ökade silikathalten mot slutet av året och högre halt än normalt uppmättes i oktober-december.

Syretillgången i bottenvattnet på ca 90 meters djup är normalt väldigt dålig och var t.o.m. ännu sämre under 2004. Halter nära noll uppmättes under hela året och vid flera tillfällen under andra halvan av året registrerades svavelväte som bildas när syret är helt slut. Högstahalten uppmättes i januari och uppgick endast till 0,85 ml/l.

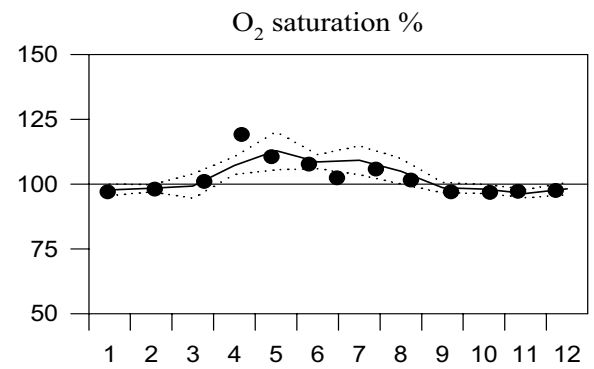
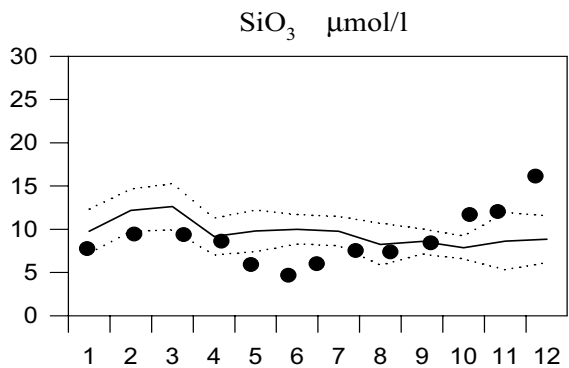
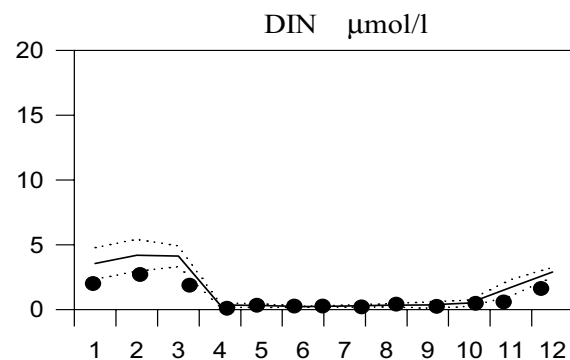
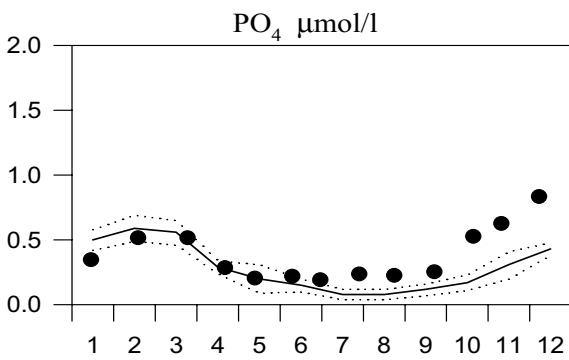
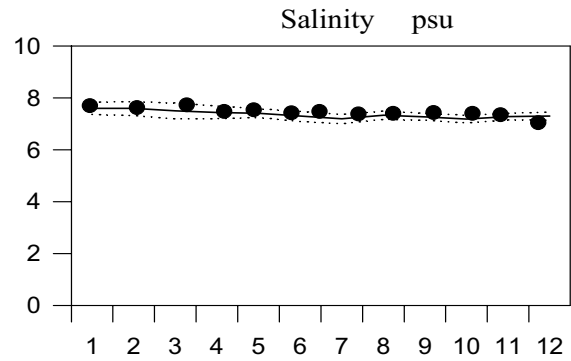
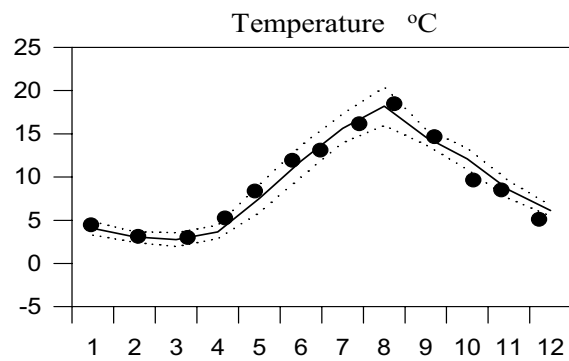


Karta 8 Hydrografiska provtagningsstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten, samt referensstationen BY4 ute i Hanöbukten.

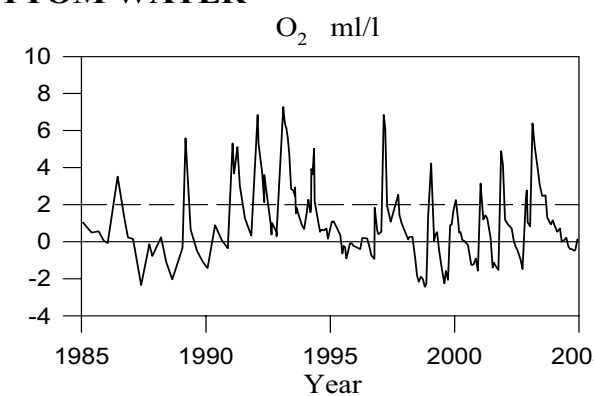
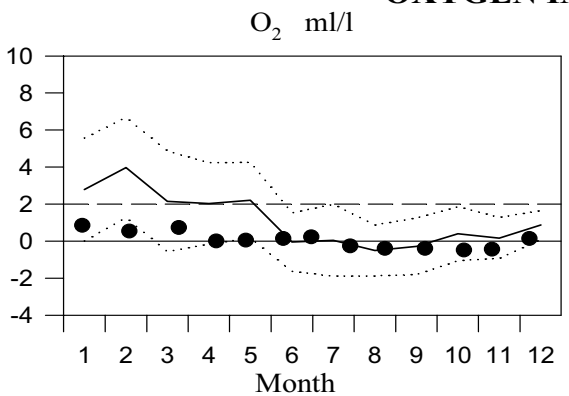
# STATION BY4 SURFACE WATER

## Annual Cycles

— Mean 1990-1999      ..... St.Dev.      ● 2004



## OXYGEN IN BOTTOM WATER



Figur 34 Resultat från mätningstationen BY4 vid Christiansö under 2004 samt medelvärden och standardavvikelse för perioden 1990-1999.

# 4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten

Under 2004 uppmättes vid flertalet mätstationer i Blekinge-västra Hanöbukten genomgående låga halter av kväve, speciellt i början av året. Även fosforhalterna var låga under årets inledning men ökade under året och i december uppmättes istället höga halter av fosfat vid några stationer. De närsalthalter som uppmättes i början av 2004 var vid flera stationer de lägsta vintervärden som uppmätts sedan mätningarna startade i början på 90-talet. Närsalthalterna varierar längs kuststräckan med i allmänhet de lägsta halterna vid stationer i öppna lägen som VH3 och VH4 i västra Hanöbukten och högre halter vid de mer instängda stationerna som K7 vid Karlshamn och KL8 vid Kristianopol i södra Kalmarsund. KL8 visar ofta mycket högre närsalthalter än övriga stationer och gjorde så även under 2004, framförallt när det gäller kväve. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas avvikelser av kväve och fosforhalter under vintern 2004 för Blekingekusten och västra Hanöbukten över lag som obetydlig till tydlig, d.v.s. belastningen har varit relativt liten. Under sommaren var avvikel-

sen något högre för totalfosfor men ungefär densamma för totalkväve.

Salthaltsskiktningen i området var svag. Tydligaste skiktningen under året registrerades i maj vid K7 vid Karlshamn då ytvattnet hade en salthalt på 4,4 psu till följd av landavrinning. Sikt djupsförhållandena under sommaren var 2004 relativt dåliga. Stor eller mycket stor avvikelse i sikt djup noterades vid flera stationer. Endast vid stationerna VH3 och VH4 var avvikelserna lita.

Syresituationen i bottenvattnet var fortsatt bra under 2004. Lägsta uppmätta syrgashalt vid botten, 5,70 ml/l, uppmättes på 12 m djup i augusti vid station VH1 i västra Hanöbukten, till skillnad mot tidigare år då station NY i Karlskrona skärgård ofta uppvisat årets lägsta syrgashalt i bottenvattnet. Vid station NY har syrgashalten i bottenvattnet under vissa år gått ner till kritiska nivåer (<2 ml/l) under hösten, men detta har inte inträffat sedan 1999.

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (rapport 4914, 1999) är ett relativt grovt verktyg för att bedöma miljö kvaliteten i den marina miljön. Bedömningen görs dels genom att klassificera tillståndet enligt en bestämd tillståndsskala som bl.a. är relaterad till effekter på biota, dels genom att fastställa avvikelser från uppskattade naturliga halter (jämförvärden) för områden med varierande vattenomsättningsklasser, så kallade typområden. Med hjälp av kvoten mellan aktuellt värde och jämförvärdet för ett område bestäms avvikelseklassen.

I årets rapport redovisas avvikelserna i tabell 1. Bedömningar av sikt djup, näringsämnen och klorofyll görs utifrån dessa värden eftersom de ger det säkraste måttet på mänsklig påverkan. I bilaga 4 presenteras både tillståndet och avvikelserna. De luckor som finns i materialet beror på avsaknad av mätvärden för vissa månader, något som beror på mätprogrammets upplägg.

Resultaten av årets mätningar enligt bedömningsgrunderna redovisas för oorganiskt kväve och fosfor också som kartbilder (se under respektive avsnitt).

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

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 som representeras av stationen BY4 vid Christiansö som ingår i SMHI:s oceanografiska stationsnät.

De utvärderingar som har gjorts för tidigare år visar liksom för 2004 att Blekinges och västra Hanöbuktens kustvatten skiljer sig från utsjön genom tidvis och lokalt högre halter av närsalter och något lägre och mer varierande salthalter. Detta indikerar att kustvattnen förutom sötvatten tillförs närsalter från källor på land, t.ex. via vattendragen som mynnar där. För övriga parametrar syns inga tydligt enhetliga skillnader. Mätningarna visar att vattenutbytet mellan västra Hanöbuktens kustvatten och utsjön är bättre än mellan Blekinge skärgård och utsjön.

## 4.1 Salthalt

Salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i hela området. Den tydligaste skikt-

ningen förekommer i de inre delarna av skärgården där tillrinningen från land är mest märkbar. Vid skiktning kan ventileringen av vattnet under språngskiktet hämmas. Vid några enstaka stationer har en tydlig skiktning observerats någon gång under året. Vattenmassan har i övrigt vanligen varit i stort sett homogen och välblandad vid mät tillfällen. De stationer som någon gång under året uppvisade salthaltsskiktning av betydelse var K7 vid Karlshamn, K6 i Pukaviksbukten och K12 vid Ronneby. Dessa stationer hade då ett skikt med utsötat ytvatten. För K7 var skiktningen tydligast i maj då salthalten i ytan var cirka 4,4 psu. För Ronneby var skiktningen tydligast i mars och november med ca 5 psu som lägst uppmätt i ytvattnet i november. Även K6 som ligger längre ut i Pukaviksbukten uppvisade salthaltsskiktning vid några tillfällen under året. Som lägst uppmättes 6,2 psu i ett mycket tunt ytskikt i oktober. Vid de landnära stationerna K7 och K12 noterades höga halter av oorganiskt kväve och silikat i kombination med de låga salthalterna, vilket är tydliga tecken på landavrinning. Medelsalthalten för stationerna vid västra Hanöbukten var ca 7,5 psu. I övriga stationer var den några tiondels psu lägre.

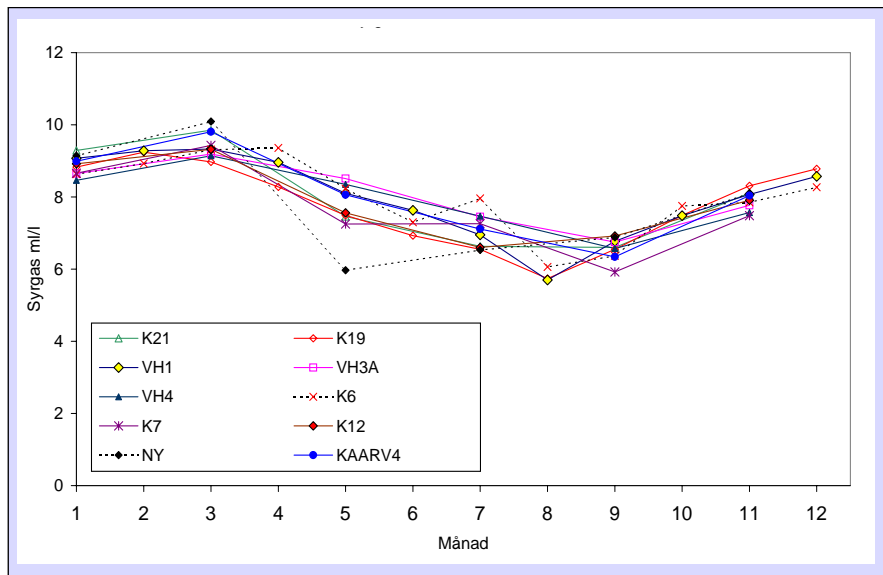
## 4.2 Siktdjup

Siktdjupet uppvisar betydande rumsliga och tidsmässiga variationer och påverkas av variationer i primärproduktionen där förekomsten av plankton och alger når sitt maximum under sommaren. Andra faktorer som inverkar på siktdjupet är tillrinningen och det lösta material som åar och vattendrag för med sig. I grundare områden påverkas siktdjupet även av den resuspension av sediment som sker på grund av vågpåverkan. Årets största siktdjup, 16 m, observerades vid station K6 i Pukaviksbukten i april. Låga siktdjup uppmättes vid de flesta stationer i mars och en del stationer uppvisade även dåligt siktdjup i januari eller juli. Det minsta siktdjup som uppmättes, bortsett från KL8, var 3,0 m vid stationerna K6 i Pukaviksbukten i januari, K19 vid Torhamn i januari, augusti och november samt S10 vid Blekinge östkust i september.

Avvikelseklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, tabell 1, är gjord för värden från augusti eller för jämförbara värden. Resultaten visar att siktdjupet vid de flesta stationer var ganska dåligt under sommaren 2004. Endast vid stationerna VH4 och VH3 i västra Hanöbukten var avvikelsen liten. Övriga stationer uppvisade tydlig eller stor avvikelse. Vid station KL8 som är en mycket grund och instängd station var avvikelsen som vanligt mycket stor.

## 4.3 Syreförhållanden

I Blekinge och västra Hanöbukten kustvattenområde är syresättningen av bottenvattnet mestadels god under hela



Figur 35 Syrgashalt (ml/l) i bottenvattnet på de mätstationer i Blekinge läns kustvatten och västra Hanöbukten som mätts mer än en gång 2004.

året. Syrgashalterna uppvisar en tydlig årscykel med de lägsta värdena i juli - september då även vattentemperaturen är hög. I kustvattenområdet finns normalt inga bottnar med utpräglat stagnanta förhållanden, under vilka syrebrist kan inträffa. Vissa år uppstår dock under senare delen av sommaren sämre syreförhållanden i Karlskronafjärdarna. Det lägsta värdet under 2004 uppmättes vid station VH1 i Västra Hanöbukten till skillnad mot tidigare år då station NY i Karlskrona skärgård uppvisat lägst syrgashalt i bottenvattnet. Lägsta syrgashalten i bottenvattnet under 2004 var 5,70 ml/l och registrerades på 12 m djup vid VH1 i augusti. Årets högsta syrgashalt i bottenvattnet registrerades i mars, 10,09 ml/l på 15 meters djup vid

station NY i Karlskrona skärgård.

För samtliga mätstationer låg syrgashalterna på en mindre hög till hög halt, dvs. värden större än 5,0 ml/l, vilket är de högsta klasserna i bedömningsgrunderna för syre.

## 4.4 Närsalter

### Fosfor

Fosfor analyseras som fosfat (oorganiskt fosfor) och som totalfosfor (oorganiskt och organiskt fosfor). Fosfor förekommer vintertid framförallt i oorganisk form. Naturvårdsverkets jämförvärden för fosfat ligger för ytvatten under vinterperioden

Tabell 1 Avvikelseklassning av hydrografiska mätdata 2004 enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav" (Naturvårdsverket 1999). För mer information se även bilaga 3.

	Siktdj aug	PO <sub>4</sub> -P	Tot-P	NO <sub>2+3</sub> -N jan-mars	NH <sub>4</sub>	Tot-N	Tot-P juli	Tot-N juli
VH4 (S Hanöbukten)	2	3	2	2	1	2	3	2
VH3A (Åhus)	2	3	2	2	1	2	3	2
VH1 (Tosteberga)	3	3	2	2	2	3	3	2
K6 (Pukaviksbukten)	4	4	3	2	1	3	3	2
K7 (Karlshamn)	3	5	4	2	2	3	4	3
K12 (Ronneby)	4	4	2	2	2	3	4	3
NY (NV Aspö)	4	2	2	2	3	2	4	3
KAARV4 (Y redden)	3	2	2	2	3	2	4	2
K21 (SE Verkö)	4	2	2	2	3	2	4	3
K19 (Torhamn)	4	2	3	1	2	2	3	3
KL8 (Kristianopel)	5	3	3	5	5	5	4	5

Klassningen har gjorts med Naturvårdsverkets rapport 4914 enligt följande:

1	ingen / obetydlig avvikelse
2	liten avvikelse
3	tydlig avvikelse
4	stor avvikelse
5	mycket stor avvikelse

mellan 0,20 och 0,35  $\mu\text{mol/l}$  beroende på vattenomsättningsklass. Dessa jämförvärden är en skattning motsvarande 1950 års värden. Generellt kan sägas att det lägre värdet gäller för områden med hög vattenomsättning, och det högre för områden med lägre vattenomsättning. Avvikelseklassning för fosfat görs då halten är som högst under året, dvs. under vintern innan vårbloomingen kommit igång. Närsalthalten 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 2004 varierade avvikelseklassen för fosfat mellan 2 och 5, liten till mycket stor avvikelse. För alla stationer utom K12 vid Ronneby och K7 vid Karlshamn innebar årets klassning en förbättring jämfört med 2003 års klassning. Mycket stor avvikelse noterades endast vid station K7. Allmänt visar värdena att fosfathalterna som uppmätts under årets inledning vid flera mätstationer varit lägre än normalt jämfört med medelvärdet för perioden 1990-2003 och högre än normalt mot slutet av året. Den tendens med ökande fosfathalter mot slutet av året som syns vid flera mätstationer syns också tydligt i utsjön vid BY4. Höga fosfathalter är något som observerats allmänt i egentliga Östersjöns ytvatten och i kustområdena

under 2004. För mer information, se avsnittet om hydrografi i utsjön.

Jämförvärdena för halten av totalfosfor under vinterhalvåret ligger mellan 0,35 och 0,41  $\mu\text{mol/l}$  och för sommarperioden mellan 0,20 och 0,28  $\mu\text{mol/l}$ . Halten av totalfosfor är ett mått på allt fosfor som finns både löst och uppbundet i partiklar i vattnet och i biomassan. Under 2004 var totalfosforhalten liksom fosfathalten låg under årets inledning men ökade mot årets slut. Avvikelseklassningen för vinterförhållanden gav under 2004 värdet 2, liten avvikelse, för flertalet stationer. Störst avvikelse, klass 4, uppvisade K7 vid Ronneby, vilket var en försämring jämfört med året innan. För övriga stationer innebar årets avvikelseklassning en förbättring eller samma klassning som året innan.

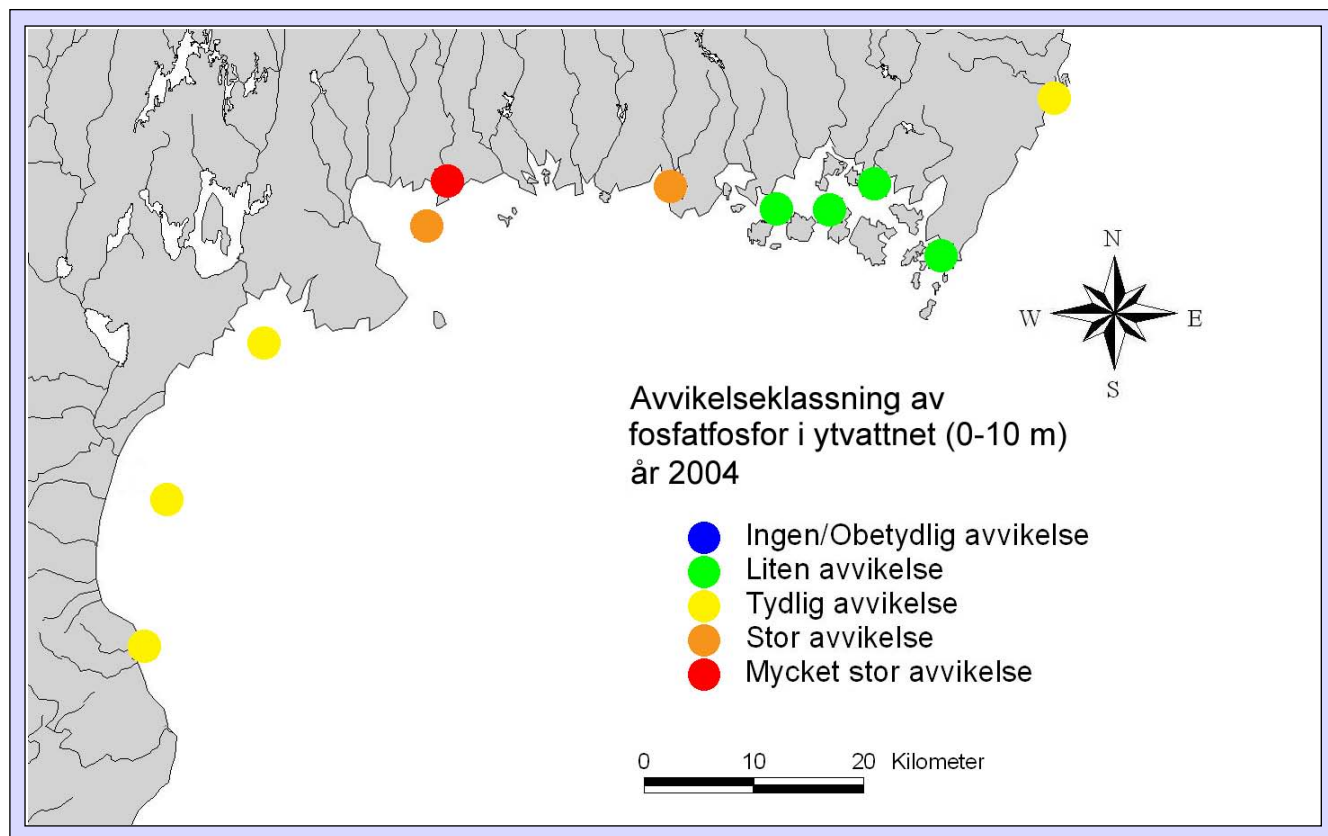
Avvikelseklassningen för sommarförhållanden gav värden som hamnade inom klasserna 3-5, tydlig till mycket stor avvikelse. Stationerna som uppvisade mycket stor avvikelse från jämförvärdena för totalfosfor var de som provtagits endast i september och utvärderats som sommarvärden vilket kan vara missvisande. I övrigt uppmättes de högsta halterna totalfosfor i juli vid KL8, K21, NY och K7. Totalt visar värdena för totalfosfor att förhållandena har försämrats sedan 1950.

## 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 detektionsgränsen under sommaren.

Naturvårdsverkets jämförvärden för ammonium under vintern är 0,10  $\mu\text{mol/l}$  respektive 0,62  $\text{mol/l}$  beroende på vattenomsättningsklass. För nitrit+nitrat ligger värdena mellan 2,0 och 9,0  $\mu\text{mol/l}$  beroende på vattenomsättningen. Jämförvärden för totalkväve ligger mellan 12 och 20  $\mu\text{mol/l}$  för vinterperioden och mellan 12 och 17  $\mu\text{mol/l}$  för sommarperioden. Andelen oorganiskt kväve är störst under vintern och utgör då ca 30 % av det totala kväveinnehållet. Efter vårbloomingen förblir halterna av ammonium och nitrit+nitrat låga ända fram till produktionssäsongens slut i september-oktober.

Avvikelseklassning för vinterförhållanden har utförts för totalkväve, ammonium och nitrit+nitrat. Kvävehalterna var överlag relativt låga under 2004. Högst värde, 5 - mycket stor avvikelse, erhöles som vanligt vid stationen Kristianopel KL8.



Figur 36 Avvikelseklassning av fosfat i ytvattnet 2004. Klassningen är gjord på vintermätvärden från januari-februari.

I övrigt varierade avvikelseklassningen från obetydlig (klass 1) till tydlig (klass 3) avvikelse. Även i utsjön vid BY4 uppmättes låg halt av oorganiskt kväve under större delen av 2004.

Klassningen för sommarförhållanden görs endast för totalkväve. Avvikelsen varierade huvudsakligen från liten (klass 2) till tydlig (klass 3) avvikelse. Station KL8 visade återigen mycket stor avvikelse, precis som under vintern. Förhållandena vid denna station, som ligger i en grund vik där ett vattendrag mynnar, skiljer sig från övriga stationer och de flesta parametrar avviker tydligt från jämförvärdena. Möjligen skulle KL8 klassas på ett annat sätt än att som nu tillhöra vattenomsättningsklass 1, dvs. störst vattenutbyte.

### Kisel

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

Under 2004 uppmättes högst värden av silikat vid landnära stationer påverkade av landavrinning. Vid Kristianopel KL8 i södra Kalmarsund uppmättes som högst 135,1  $\mu\text{mol/l}$  i maj, vid K12 i Ronnebyområdet uppmättes 40,5  $\mu\text{mol/l}$  i november och vid K7 vid Karlshamn uppgick halten som mest till 41,7  $\mu\text{mol/l}$  i maj. Med undantag av KL8 uppvisade årets halter betydligt lägre maxnivåer än vad som uppmättes 2001–2003. Mycket låga silikathalter uppmättes i Karlskrona/Torhamnsområdet i mars. Samtidigt uppmättes låga närsalthalter i övrigt och höga klorofyllhalter vilket betyder att vårbloomingen var i full gång.

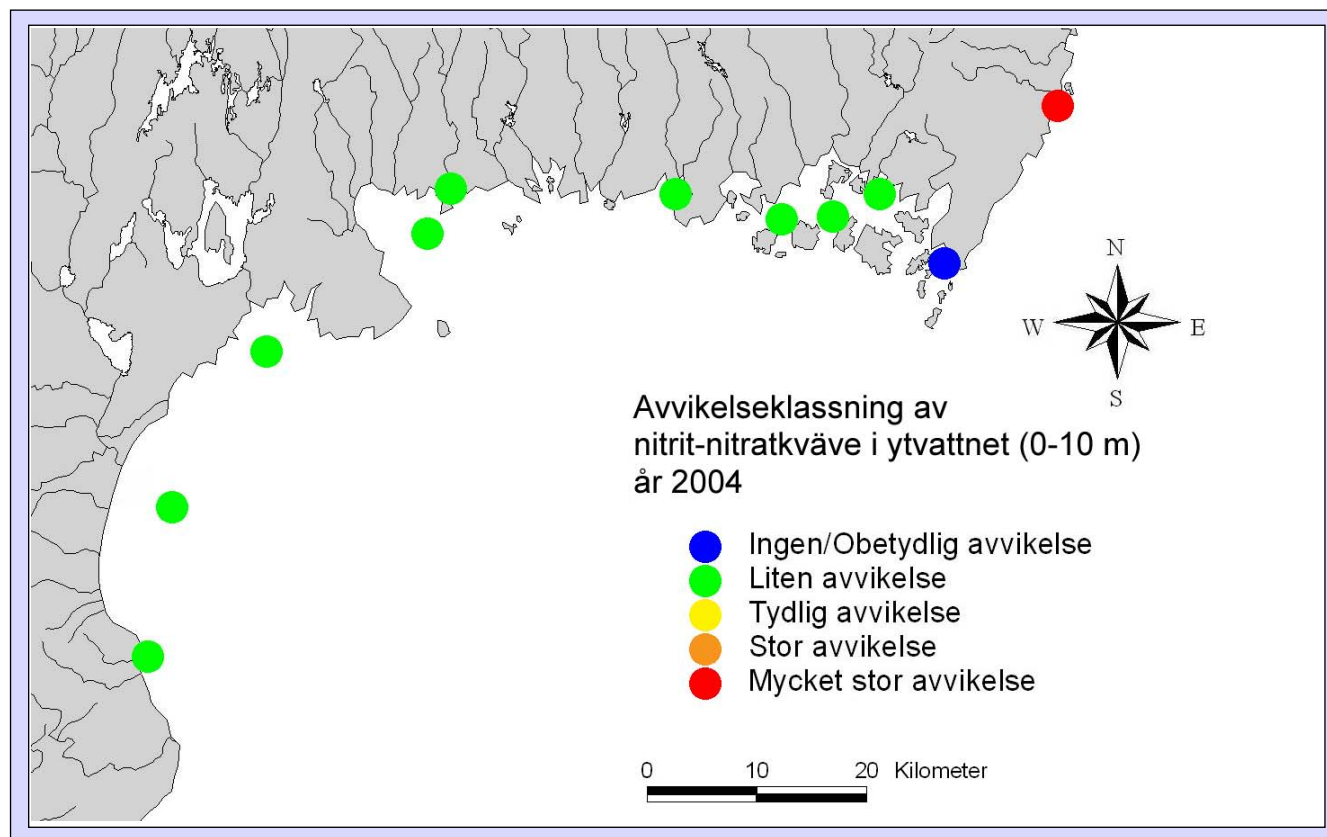
### 4.5 Partikulärt organiskt kol (POC)

POC kan tolkas som ett grovt mått på biomassan och dess variation. POC-halterna visar på hur mycket material som kan falla ut och belasta bottenarna. POC består av levande material (alger och plankton), fekalier samt detritus (dött organiskt material). De högsta POC-halterna under 2004 uppmättes i januari och i augusti vid K6 och K12 medan VH1 uppvisade högst halter i januari och december. Det högsta värdet 55,4  $\mu\text{mol/l}$  uppmättes vid K19 i ytan under

provtagningen i augusti.

### 4.6 Klorofyll-a

Klorofyllkoncentrationen ger ett grovt mått på växtplanktonbiomassan i vattnet. Klorofyllhalten i växtplankton varierar bl.a. med ljusförhållanden, temperatur och närsaltstillgång. Vid blomning, normalt en kraftig på våren och en något mindre kraftig på sommaren, ser man markanta toppar i klorofyll-a. Under 2004 infaller topparna för flertalet stationer i mars och september. Eftersom variationen i klorofyllhalt kan vara stor såväl i tid som i rum väljer man att bedöma ett integrerat värde för ytskiktet 0–20 m under den stabilaste månaden augusti vid tillstånds- och avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Kontrollprogrammet har under 2004 varit utformat så att klorofyll-a-prov endast tas vid 0 m djup, vilket kan ge missvisande resultat vid bedömning mot Naturvårdsverkets klassning. Därför har ingen bedömning av klorofyll-a gjorts. Högst värde 14,4  $\mu\text{g/l}$  vid 0 m djup uppmättes i maj vid station KL8 i södra Kalmarsund.



Figur 37 Avvikelseklassning av nitrit+nitrat i ytvattnet 2004. Klassningen är gjord på vintermätvärden från januari–februari.

# 5. Sediment och mjukbottendjur

Vid bottenundersökningarna i Hanöbukten 2004 påträffades djur på samtliga 24 stationer. Antalet arter var i stort sett oförändrat sedan 2003 men något högre än föregående år. På flertalet stationer fanns runt 10 arter men på lite djupare bottnar i Karlskronaområdet var antalet ovanligt lågt. Generellt ökade artantalet i Karlskronaområdet fram till 1993 men har på flertalet stationer varit i stort sett oförändrat eller minskat sedan dess. Samtidigt utvecklades stationerna ute i Hanöbukten mot fler arter och uppvisar inga tecken på miljöstörning.

Till 2004 hade vitmärlorna ökat kraftigt och förekom i högsta tätheterna sedan 1994. På lite längre sikt har annars de föroreningsgynnade fjädermygglarverna varit de som ökat mest, speciellt i Sölvesborgsområdet där fjädermyggor blivit så vanliga att de upplevs som en stor olägenhet för kringboende.

Mjukbottenundersökningarna 2004 genomfördes huvudsakligen mellan den 24 och 26 maj. Resultaten avseende sedimentanalyser, artantal, individantal samt biomassa återfinns i bilagorna 6 till 8. Stationernas geografiska läge framgår av karta 9.

## 5.1 Sediment

För att lättare kunna tolka förändringar i det djursamhälle som lever nere i bottarna är det viktigt att kontinuerligt ta prover på sedimentet för analys av organisk halt och kornstorleksfördelning. Förändringar i sedimentsammansättningen kan ibland mycket påtagligt påverka mängden och artsammansättningen hos bottendjuren. Sedimentet påverkas olika mycket av produktionen av växtplankton och större fastsittande alger och växter beroende på exponeringsgrad. I instängda, skyddade vattenområden ansamlas organiskt material i sedimentet redan på grunt vatten (Håkansson 1985). I exponerade områden, till exempel öster om Blekinge eller ute i Hanöbukten, ansamlas det sedimenterade organiska materialet däremot först på 50-60 meters djup (Persson 1989). Djursamhället som lever nere i botten påverkas i sin

Längs öppna kuststräckor, som i Pukaviksbukten, har mängden musslor och därmed biomassan minskat något sedan slutet på 1980-talet. Samtidigt har mängden musslor i skyddade områden med gyttigt sediment ökat vilket kan vara ett tecken på ökad eutrofiering. Detta gäller till exempel Karlskronaområdet, men i ett lite längre perspektiv har situationen i detta område blivit märkbart bättre.

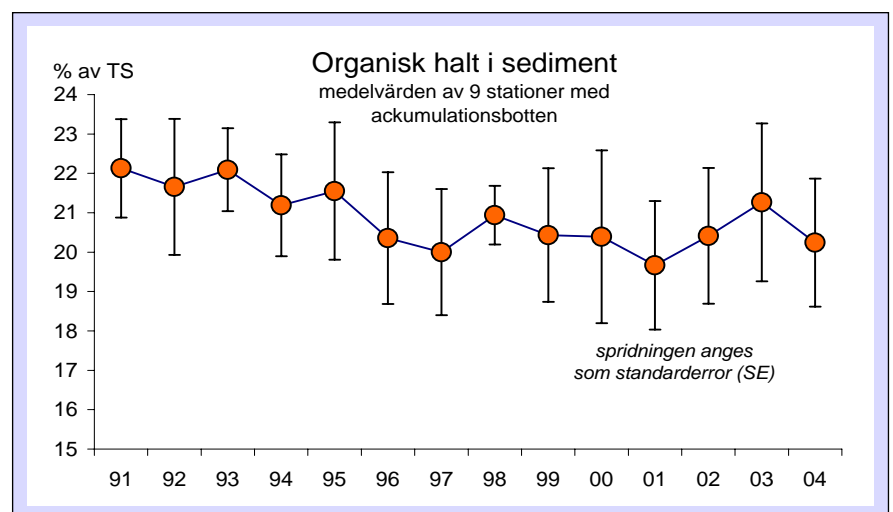
Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg uppvisar tydliga tecken på övergödning. Samma sak gäller stationerna vid Kristianopel som till följd av syrebrist hade en botten nästan utan djur 2004. Stationerna är den enda som enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas som tydligt påverkad. Däremot har en station vid Torhamn under senaste sexårsperioden utvecklats från nästan helt livlös till normal.

tur utseendet på sedimentet genom sin grävaktivitet och genom att hjälpa till med nedbrytning av organiskt material.

Bottensediment brukar delas in i tre huvudtyper där vattenhalt och organisk halt ligger till grund för indelningen (Håkansson 1985). Ackumulationsbottnar har finkornigt sediment med högt organiskt innehåll medan erosionsbottnar oftast består av grus eller sand. Transportbottnar har ett sediment med ett organiskt inne-

håll någonstans däremellan och som ofta varierar mellan olika tillfällen. Skillnaden i organisk halt och vattenomsättning gör att syresättningen av sedimentet går olika djupt i de tre botten typerna.

Vid 2004 års provtagning hade 12 av de ordinarie stationerna ackumulationsbotten (organisk halt >10%), en transportbotten (organisk halt 4-10%) och 10 erosionsbotten (organisk halt <4%). Jämfört med 2003 hade glödförlusten



Figur 38 Organisk halt (glödförlust) på 9 stationer med ackumulationsbotten i Blekinge under åren 1991-2004. Medelvärden med spridningsmått (SE).

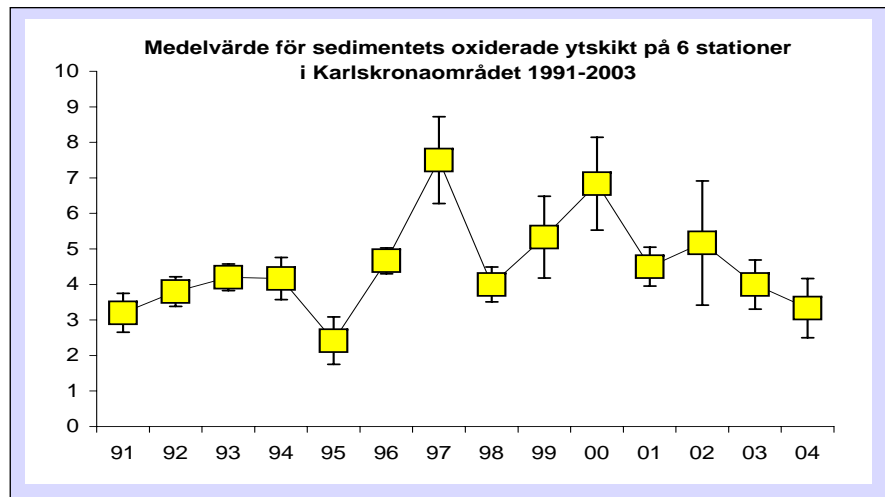


minskat, såväl på stationer med gytjtjuga som sandiga sediment.

Trendanalys av glödförlusten på de provtagna stationerna under perioden 1991-2004 visar att den på flertalet stationer har minskat något. På tre av de 24 stationerna är minskningen statistiskt signifikant medan ytterligare några stationer visar tydlig tendens till sjunkande glödförlust. Endast en av de 24 stationerna, KAARV4 i Yttre redden, uppvisar ökande trend.

Den generella minskning av glödförlusten som inträffat fr a i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering. Det finns inget tydligt stöd för detta när man betraktar utvecklingen för näringstillförsel till kusten (bilaga 3). Trendanalysen av hydrografiska data för perioden 1991-2001 (Tobiasson m fl 2002) uppvisar väldigt få signifikanta trender även om en viss tendens till minskade halter av kväveföreningar i skärgårdsområdena antyds. En annan tänkbar förklaring till den minskande organiska halten i sedimentet är att ökad vattenomsättning förbättrat syresituationen i bottenvatten och sediment vilket givit upphov till fler djur och snabbare nedbrytning.

Då det gäller syresituationen i sedi-



Figur 39 Medelvärde för tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på 6 stationer i Karlskronafjärden under åren 1991-2004. Tjockleken anges i mm och är uppskattad direkt i bottenhuggaren. Spridningen anges som standard error (SE).

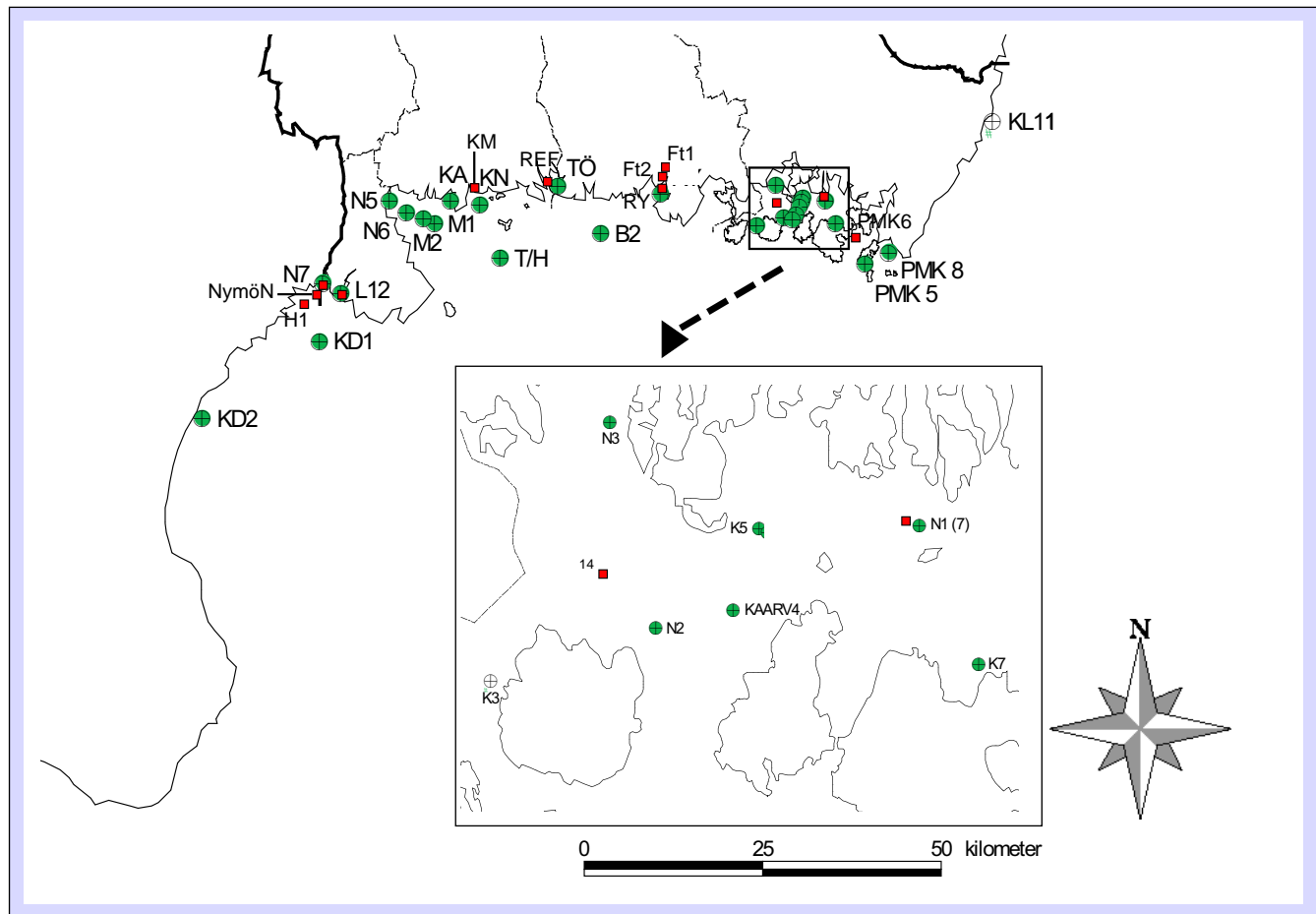
mentet kunde man under hela 90-talet se en förbättring på flera stationer. Exempelvis i fjärdarna utanför Karlskrona fördubblades det oxiderade (syresatta) ytskiktet mellan 1991 och 2000 (figur 39). Dessvärre har de senaste fyra åren inneburit att syresituationen åter försämrats i området.

En jämförelse med avseende på korn-

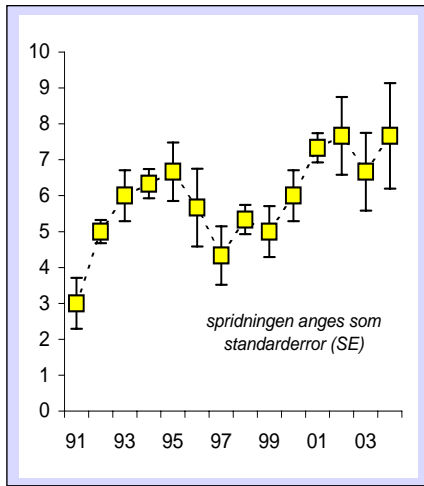
storleksfördelningen för perioden 1991 till 2004 visar att de flesta stationerna har haft ett relativt oförändrat sediment.

## 5.2 Bottenfauna

På och i sedimentet finns normalt ett relativt stort antal djur. Eftersom öst-



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



Figur 40 Antalet arter på stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten 1991–2004. Spridningen anges som standarderror (SE).

ersjövattnet är utsötat finns här dock betydligt färre arter än i rent marin miljö. Totalt förekommer ett drygt femtiotal arter av större botten djur i det undersökta området. De flesta botten djur i Östersjön gynnas av en viss ökning av mängden organiskt material i vatten och sediment. Detta leder till bättre tillväxt och fler individer. Med 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 östersjömusslor, rovbormaskar och framförallt fjädermygglarver (Leppäkoski 1975).

## Arter

Djur påträffades på samtliga 24 botten-

faunastationer. Antalet arter eller högre taxa var totalt 42, vilket är det högsta sedan starten 1991 (bilaga 8). Det höga artantalet jämfört med tidigare förklaras dock nästan helt av att vissa svårbestämda djurgrupper (bl a olika arter av släktet *Gammarus*) har delats upp i arter vid årets analys. Detta gav tre "nya" arter som med all sannolikhet har funnits i proverna även tidigare men då räknats till samma taxa. Artantalet varierade mellan 4 och 24 per station. Tre arter saknades från 2003, medan sju taxa tillkommit. Alla har även tidigare år återfunnits i bottenprover på enstaka stationer och i lågt individantal. Fler-talet av dessa arter hör huvudsakligen till de strandnära vegetationsklädda bottenarna och kommer med i proverna om de innehåller lösdrivande alger. Det får därför anses slumpmässigt om de kommer med i proverna eller inte. Alla arterna är normalt förekommande längs denna del av kusten. Nio arter förekom endast på en station. Det var särskilt vanligt bland kräftdjuren.

På 19 av stationerna fanns 9 arter eller mer vilket är ungefär som tidigare år. Medelartantalet för de 24 stationerna hade ökat något.

De lite djupare stationerna i Karlskronaområdet hade ovanligt lågt artantal vid provtagningen 2004. I övrigt var det inget område som utmärkte sig som speciellt artfattigt mer än stationen vid Kristianopel. Situationen på denna station är väldigt instabil och det behövs bara lite extra lång isläggning under vintern för att botten djursamhället nästan helt ska slås ut till följd av syrebrist.

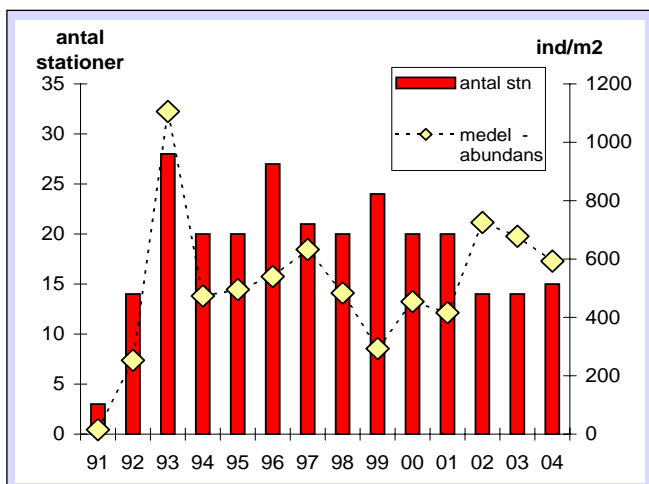
Trendanalys visar att artantalet på stationen utanför Helgeå (KD2) har sjunkit

under perioden 1993–2004. Samma sak gäller för stationen i Yttre redden vid Karlskrona (KAARV4). Flera av de andra stationerna i fjärdarna runt Karlskrona har tvärtom haft en signifikant ökning av artantalet. Dessa har dock provtagits ända sedan 1987 och den största förändringen inträffade mellan 1987 och 1992 (figur 23 sidan 20). Detta innebär att antalet arter har ökat signifikant i Karlskronaområdet sedan 1987 medan det varit i stort sett oförändrat sedan 1993. På den djupa stationen T/H ute i Hanöbukten har artantalet efterhand blivit högre (figur 40). För Blekinge som helhet har inte artantalet förändrats under perioden 1991–2002. I västra Hanöbukten har den däremot sjunkit sedan 1993.

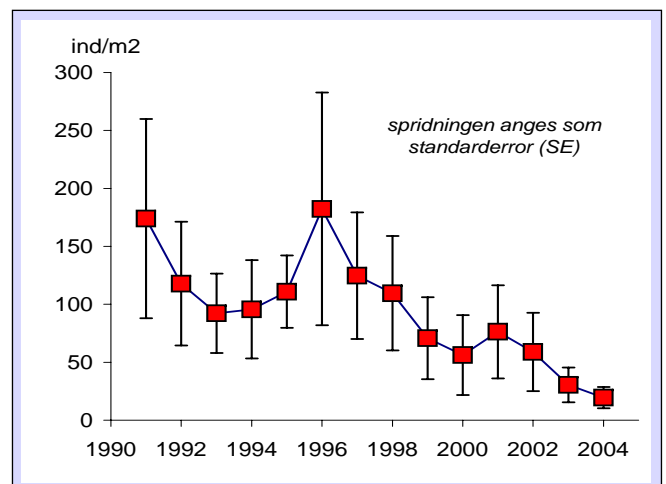
En del arters förekomst kommenteras kortfattat nedan. För mer information, se bilaga 7 och 8.

Den rörybyggande havsborstmasken *Pygospio elegans* fanns på 15 av de 24 stationerna vilket är ungefär som 2003. Det finns dock en viss tendens till minskning från 1993 till 2004 (figur 41). Abundansen var i stort sett oförändrad. Masken förekom huvudsakligen på sandiga och inte alltför grunda stationer.

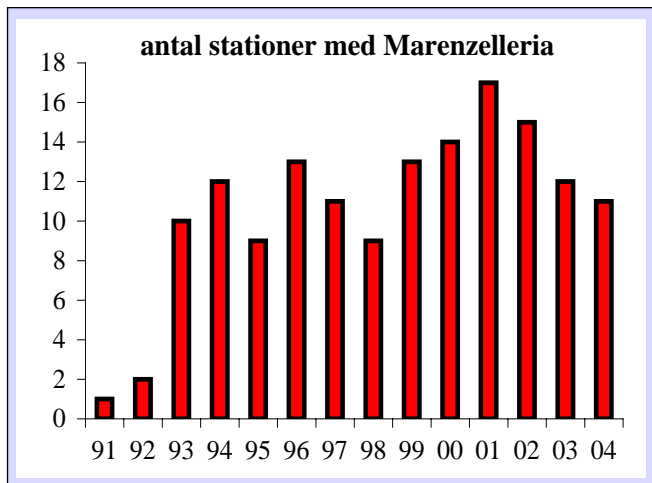
Havsborstmasken *Nereis diversicolor* betraktas som tämligen föroreningstålig och trivs bra även i sediment som är organiskt belastade (Leppäkoski 1975). Arten har stadigt förekommit på lite drygt hälften av de provtagna stationerna, främst på gyttjiga men även på sandiga bottenar. Den har en mycket stark ställning, med en biomassa på 10 g/m<sup>2</sup> eller mer, på 3 av de 9 stationer som är grundare än 10 m. Den förekom dock inte i lika stor mängd som 2003 och på lite längre sikt har arten minskat, speciellt på



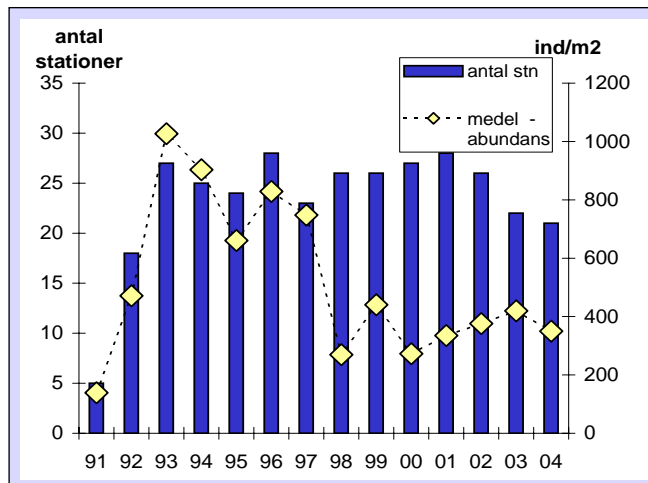
Figur 41 Antalet stationer med *Pygospio elegans* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2004. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 42 Medelvärde för mängden rovbormaskar på fyra stationer (K3, K7, N1 och N3) i Karlskronaområdet 1991–2004. Spridningen anges som standarderror (SE).



Figur 43 Antalet stationer med havsborstmasken *Marenzelleria viridis* i Blekinge och västra Hanöbukten 1988–2004.



Figur 44 Antalet stationer med *Oligochaeterinom* provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2004. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).

stationerna i Karlskronafjärden (figur 42). Även på stationen vid Sölvesborg (L12) och Torhamn (PMK8) har arten minskat markant. Motsvarande trend finns på bottenfaunalokaler i Kalmar län (Tobiasson 2005).

*Marenzelleria viridis*, som också är en havsborstmask, förekom 2004 på 11 av stationerna. Den har därmed minskat flera år i rad men uppvisar på längre sikt en stadigt ökande trend och "erövrar" ständigt nya stationer (figur 43). Den högsta tätheten fanns liksom tidigare på station M1 i Pukaviksbukten med 78 individer/m<sup>2</sup>. I Sverige hittades arten för första gången 1990 i Blekinge (Persson 1991). Den förekommer i Hanöbukten inte i lika hög täthet som *Nereis*, men på andra sidan Östersjön rapporteras den ha bildat mycket täta bestånd (>1 000 individer/m<sup>2</sup>) och man befärar att den

kan bli ett hot mot den i Östersjön mer ursprungliga rovbörstmasken.

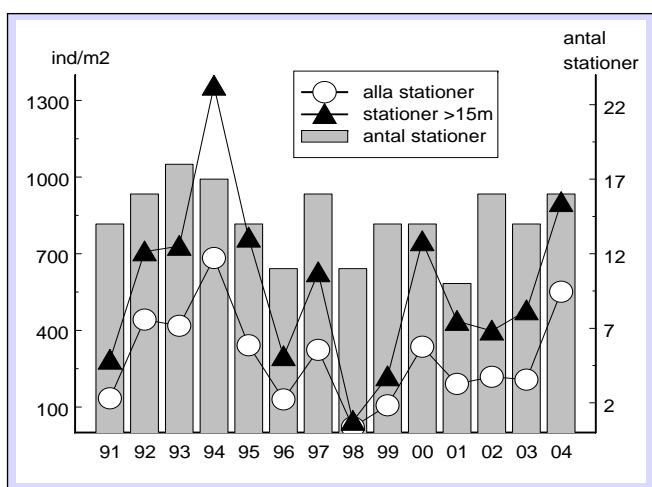
Fåborstmaskar (*Oligochaeta*) förekom på 11 stationer 2004 och hade även i övrigt i stort sett samma utbredning som tidigare. Arten ökade totalt sett kraftigt i antal fram till 1993 men har sedan dess minskat igen, speciellt på sandiga bottnar (figur 44).

Mängden av den lilla vitmärlan (*Monoporeia affinis*) kan variera mycket mellan åren. Vitmärlan är en ishavsrelikt och föredrar därmed kallt vatten. Den anses dessutom vara känslig för föroreningar (Leppäkoski 1975). Arten är mot denna bakgrund vanligast på djupa och inte så organiskt belastade bottnar. Den fanns 2004 på 16 av de 24 stationerna och förekom med sin högsta täthet sedan toppnoteringen 1994 (figur 45). Sedan tidigare är det känt att förekomsten av

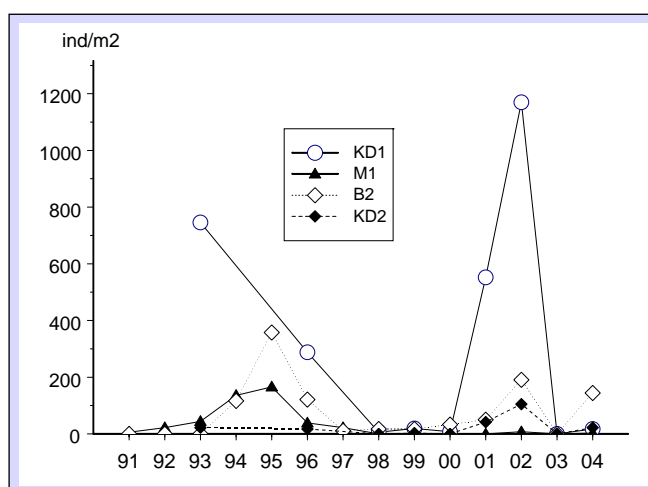
arten varierar i cykler om ungefär 7 år (Andersin m fl 1978). I Blekinge skulle kulmen ha inträffat runt 2001 men sannolikt förekommer dessa sjuårscykler endast i Bottenvikens fäartssamhällen och på djupt vatten. Studier i Bottenviken under senaste tio åren antyder att arten är känslig för att vattentemperaturen under hösten har minskat (Albashir 2003).

Den än mer kallvattenberoende släktingen *Pontoporeia femorata* förekom 2004 endast på den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H).

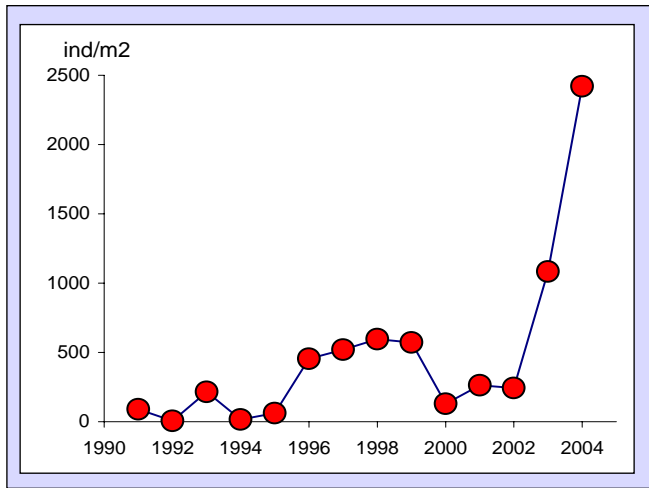
Den lilla sandmärlan (*Bathyporeia pilosa*) trivs bäst i finsand och är känd för att vandra ut och in längs kusten och kan därför variera mycket mellan åren. Djuret gräver i sanden och är därmed känsligt för om sedimentet blir grövre vilket vi inte har kunnat konstatera i de gjorda undersökningarna. En av stationerna i



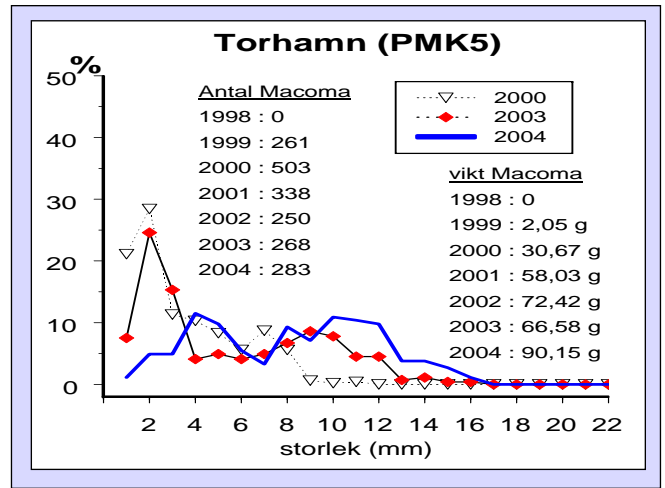
Figur 45 Antalet vitmärlor i medeltal för 19 mjukbottenstationer resp. stationer djupare än 15 m (n=8) i Blekinge 1991–2004. Dessutom anges totala antalet stationer som hade vitmärlor.



Figur 46 Antalet sandmärlor (*Bathyporeia pilosa*) på 4 stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991–2004.



Figur 47 Medelvärde för mängden fjädermygglarver (Chironomidae) på två stationer (N7 och L12) vid Sölvesborg 1991–2004.



Figur 48 Längdfördelning hos Östersjömussla på stationen PMK 5 i Torhamnområdet 1998–2004. Dessutom anges antalet muslur och totala biomassan de olika åren.

Västra Hanöbukten (KD1 vid Nymölla) har vissa år haft ett relativt stort antal av arten (figur 46). De senaste två provtagningarna har den dock bara förekommit i enstaka exemplar.

Gruppen fjädermygglarver (*Chironomidae*) har ofta en stark ställning på organiskt förorenade bottenar. Några av arterna inom gruppen betraktas som de mest tåliga av alla vad avser hög organisk belastning och dåliga syreförhållanden (Leppäkoski 1975). Arten förekom i stort sett på samma stationer som 2003 men överlag i något lägre täthet. Vid Sölvesborg svarar gruppen för mer än 10 % av biomassan. Totalt sett finns det en trend mot ökande mängder för fjädermygglarver och tydligast är detta just i Sölvesborgsområdet (figur 47). Mängden fjädermygglarver har under senare år blivit så vanliga i området att de upplevs som en stor olägenhet för de kringboende.

Ökningen av fjädermygglarver måste dessvärre tolkas som att situationen i bottenarna har blivit sämre.

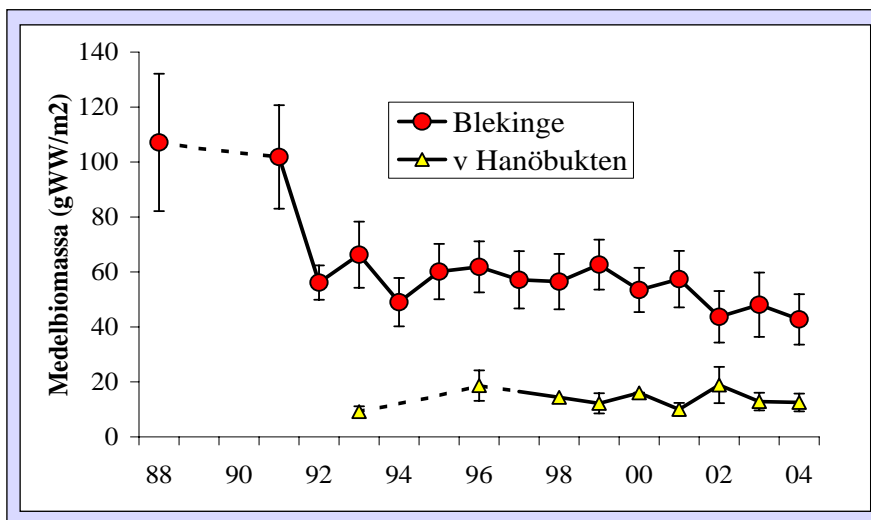
En grupp djur som kan bli mycket talrika fr a på måttligt djupa bottenar är småsnäckorna. De representeras i våra vatten av gruppen *Hydrobidae* och den snarlika *Potamopyrgus antipodarum*. Snäckorna kryper på bottenytan och äter av det organiska materialet på yt-sedimentet. Sedan provtagningen 2003 hade gruppen minskat på flera stationer men på längre sikt har förekomsten förändrats ytterst lite. Ingen station hade riktigt höga tätheter (>1000ind/m²) av snäckorna 2004.

Den relativt föroreningståliga östersjömusslan (*Macoma baltica*) förekom 2004 på alla stationer i undersökningsområdet. Vid undersökningen 1998 saknades arten på en station i Källafjärden (PMK5), sannolikt beroende på syrebrist (Lundgren m

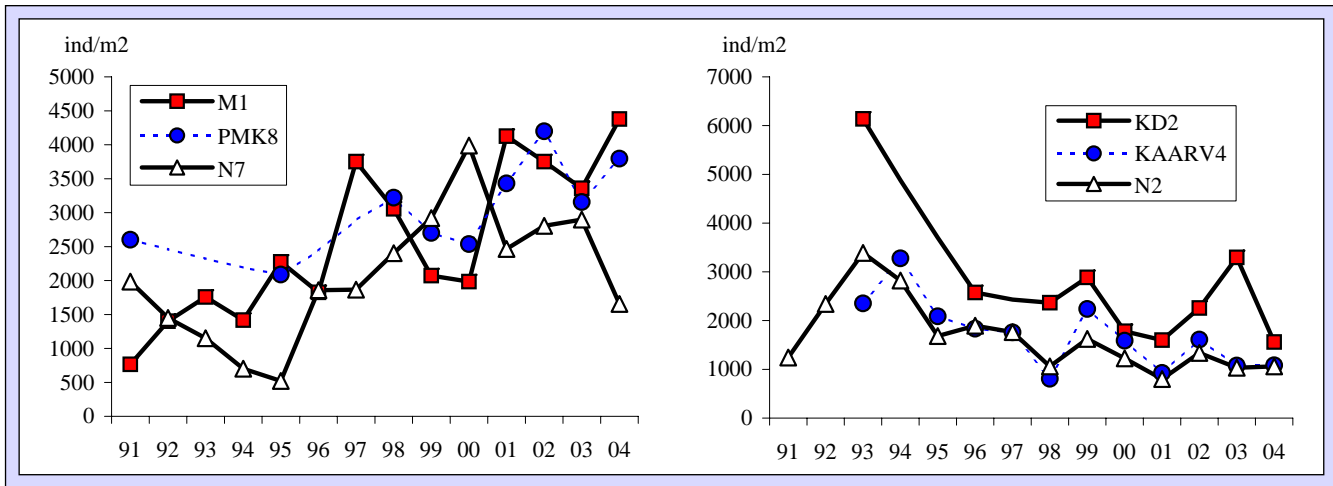
fl 1999). Återväxten sedan dess har varit riktigt bra på stationen och ett mer normalt djursamhälle med östersjömusslor i alla storleksklasser upp till 17 mm har nu etablerats (figur 48). Vid en undersökning på stationen 1991 fanns muslur med en storlek på upp till 20 mm vilket antyder att det behövs ytterligare något år innan populationen är helt återställd. På de båda stationerna i västra Blekinge (N7 och L12) inträffade till 2002 en kraftig nyrekrytering av småmusslor som till 2003 hade vuxit till sig.

Östersjömusslan är det i särklass vanligaste djuret på mjuka bottenar i Blekinge och utgör oftast merparten av biomassan på stationerna. På gyttjiga bottenar finns en tendens till att östersjömusslorna ökar från 1992 till 2003. På de exponerade sandbottenarna i västra Hanöbukten har arten inte samma särställning men svarar ändå för en betydande del av den totala biomassan. Före 1992 uppmättes betydligt högre biomassa för arten på dessa bottenar och under perioden 1992–2003 finns en tendens till avtagande biomassa (figur 49). I samma figur visas biomassan för östersjömusslor på de båda stationerna i västra Hanöbukten och den har här varit betydligt lägre alla de provtagna åren. Analys av storleksfördelningen hos arten på tre av stationerna i Blekinge från senaste åren visar att tillväxten på grunda gyttjiga bottenar med god tillgång på näring (L12 i Sölvesborg) är 2–3mm. Stationen verkar ha en snabb omsättning på muslur då de bara i enstaka fall blir större än 12 mm. Tillväxten är normalt betydligt större på transport- och ackumulationsbottenar än på erosionsbottenar (Olafsson 1986) och resultatet stämmer väl med tidigare år.

I Pukaviksbukten (M2), som är en ut-



Figur 49 Biomassaförändringar för Östersjömusslorna på 7 erosionsbottenar i Blekinge och två i västra Hanöbukten 1988–2004.



Figur 50 Individdensiteten på några stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991-2004.

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

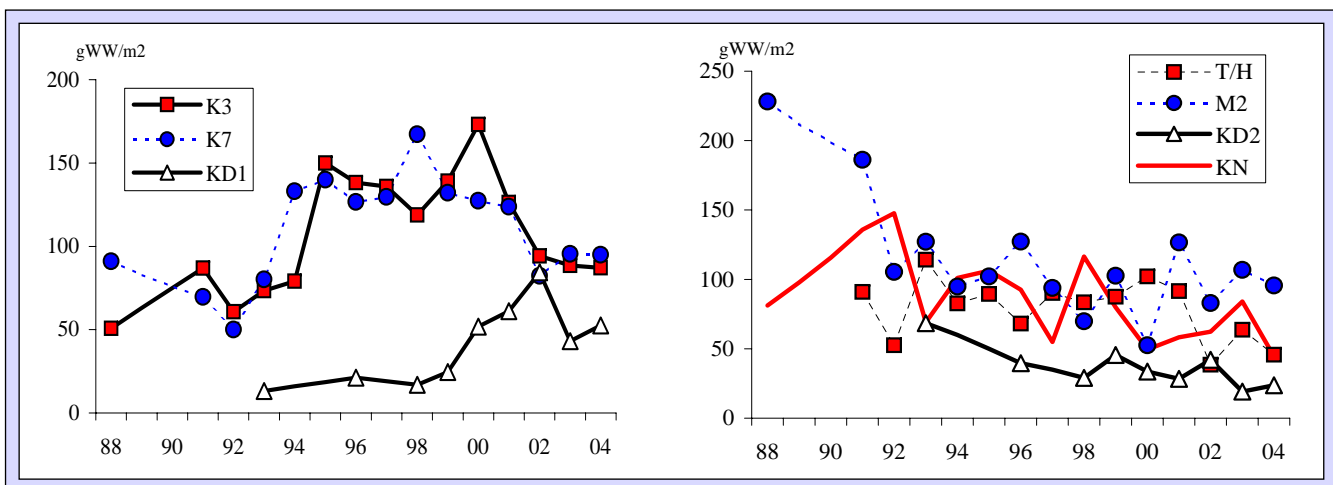
#### Individdensitet och biomassa

Individdensiteten på stationerna i Blekinge och västra Hanöbukten har generellt varit högst på sandiga bottnar med mycket småmaskar som *Oligochaeter* och *Pygospio elegans*, samt på stationer med mycket vitmärslor. Större fluktuationer i individdensitet beror nästan alltid på förändringar i populationer av dessa små men talrika djur. 2004 ökade den exempelvis på flera stationer med hög

täthet av just vitmärslor. Även snäckor och fjädermygglarver kan i vissa fall ha avgörande betydelse för individantalet, vilket var fallet för flera stationer 2003 men inte mer än på en station (L12) 2004. Eftersom de är kortlivade är denna typ av förändringar svåra att utvärdera såvida det inte rör sig om mycket tydliga trender. I Blekinge fanns en tendens till minskad individdensitet på några stationer från 1993 och fram till 1998, mycket beroende på nedgången i populationen av vitmärslan (*Monoporeia affinis*) (jfr figur 45). Även havsborstmasken *Pygospio elegans* och i viss mån fåborstmaskar (*Oligochaeter*) minskade under perioden. Stationen vid Helgeå (KD2) och två utanför Karlskrona hade tydligt minskande medan tre stationer uppvisar signifikant ökande abundansvärden under perioden 1993-2004 (figur 50). Trendanalys på medelvärden

för 22 provtagna stationer i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1993 till 2004 visar att abundansen har minskat signifikant. Samma resultat blir det med medelvärden för enbart de två stationerna i västra Hanöbukten huvudsakligen beroende på minskade mängder av havsborstmasken *Pygospio*. För de 7 stationerna i Karlskronaområdet beror minskad abundans främst på att vitmärslorna men även östersjömusslorna minskade i antal fram till 2003.

Förändringarna i biomassa beror nästan alltid på fluktuationer i mängden Östersjömusslor (*Macoma baltica*), men även sandmusslor (*Mya arenaria*) kan bidra till förändringarna. På stationen vid Nymölla (KD1) utgjordes biomassan huvudsakligen av just sandmusslor. Biomassan hade förändrats tydligt på en del stationer. Störst var skillnaden vid Kristianopel (KL11) där den sjönk från



Figur 51 Totalbiomassa (gWW/m²) på några mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1988-2004.

108 till 11,7 g/m<sup>2</sup> och där nästan hela djursamhället därmed var borta. På stationerna KN och M2 har den minskat sedan slutet av 1980-talet (figur 51). Biomassan på station M1 i Pukaviksbukten minskade fram till 1997 och var då nere på väldigt låga nivåer, men ökade successivt igen och hade 2001 det högsta värdet under provtagningsperioden för att åter sjunka till väldigt låga nivåer. Det främsta skälet till fluktuationerna i biomassan är att mängden östersjömusslor varierar beroende på reproduktionsframgång mm. Mjukbottenstationen KD2 utanför Helgeåns utlopp har alla år haft en väldigt låg biomassa som dessutom minskat under perioden och som 2003 var den lägsta sedan provtagningarna inleddes 1993. Vid provtagningen 2004 var den marginellt högre än 2003.

I Karlskronaområdet finns en tendens till ökande biomassa medan den i Pukaviksbukten minskar något. Även ute i Hanöbukten (T/H) har biomassan minskat. Tillsammans med det faktum att artantalet har ökat och sedimentets organiska halt har minskat på stationen tyder detta på att situationen har blivit bättre.

### Statistisk analys

Statistisk analys av artsammansättningen på de undersökta stationerna visar att denna har varit förhållandevis oförändrad mellan åren i flertalet områden. En viss skillnad kan man dock se mellan 2003 och 2004, främst beroende på att vitmärlorna var vanligare och förekom på fler stationer. De stationer som annars har haft tydligt förändrad artsammansättning är de som ibland utsätts för syrebrist, exempelvis KL11 vid Kristianopel, N7 i Valjeviken och PMK5 vid Torhamn. Djursammansättningen på grunda stationer med rotad vegetation och stationer med lösdrivande alger har också varierat en del mellan åren. Dessa

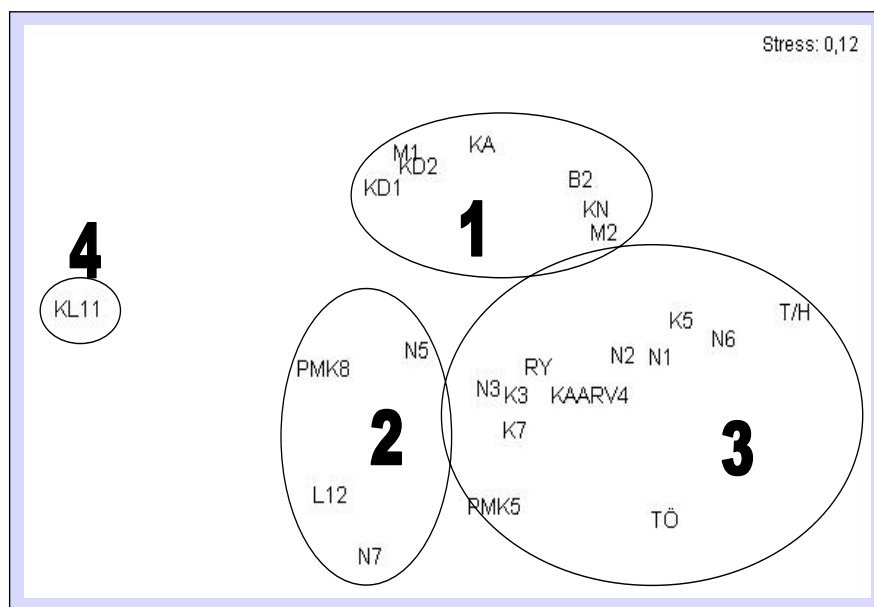
miljöer håller normalt ett stort antal arter. Vid provtagningen 2004 hade exempelvis stationen L12 vid Sölvesborg mycket alger i proverna vilket innebar att en del vegetationsbundna djur, t ex blåmusslor och en del kräftdjur, fanns med. En liten förändring av djursamhället kan också noteras i Karlskronaområdet och då främst i Yttre redden.

Den statistiska analysen med multivariatanalys (MDS) visar att stationer med sandig botten har en likartad artsammansättning, med mycket småmaskar och stora musslor (grupp 1 i figur 52). Fyra stationer som alla uppvisar vissa tendenser till hög belastning placeras tillsammans i grupp 2. Gemensamt för dessa fyra stationer är att artsammansättningen domineras av fjädermygglarver, små snäckor och östersjömusslor som är mindre än 5 mm. Alla stationerna är grunda med gyttjigt sediment. I den tredje stora gruppen finns stationer med

mycket vitmärlor, småmaskar och stora östersjömusslor. Inom gruppen finns en tydlig djupgradient med ökande djup åt höger i bilden. Station KL11 har en artsammansättning som helt avviker från övriga stationer.

Det framgår av analysen att djupet är en viktig faktor då det gäller att strukturera botten samhällena och att även sedimenttypen har stor betydelse. Tidigare undersökningar har visat att det även finns geografiska skillnader och stationerna i Karlskronabassängen har likartade djursamhället och skiljer sig något från bottnar med samma djup och glödförlost i Karlshamn eller Ronneby.

Tillståndsklassning av resultaten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) visar att alla stationer utom KL11 vid Kristianopel var opåverkade eller obetydligt påverkade. KL11 var tydligt påverkad enligt klassningen.



Figur 52 Artsammansättningen för djur i mjuka bottenar i Hanöbukten 2004 analyserad med multivariat metod enl. beskrivning i Field mfl 1982.

# 6. Makroalger på hårbottenar

Under perioden 1990–2004 har det skett stora negativa förändringar då det gäller tångens situation i Hanöbukten. Det går dock inte att med självklarhet koppla försämringarna till de punktkällor som finns i området. Sedan 2003 hade det inte skett några stora förändringar men på några av lokalerna i mer skyddade lägen liksom stationen vid Rakö och Ma6 vid Tärnö hade tången utvecklats positivt. Lokalen söder om Sturkö hade förlorat sin sista tång.

Vid Rakö i västra Hanöbukten antydr algernas artsammansättning näringsrika förhållanden. Jämfört med 2003 var skillnaden dock avsevärd i flertalet provrutor i västra Hanöbukten.

Som vanligt var det främst gaffeltång och fjäderslick som dominerade rödalgsbältet i Hanöbukten och trots stor skillnad mellan åren går det inte att finna någon uttalad

Under 2004 (2 september - 19 oktober) besöktes totalt 17 algstationer i Hanöbukten. I Blekinge genomfördes kvantitativ provtagning av rödalgsbältet och av tångens djurlivet. I västra Hanöbukten gjordes undersökningar i 5\*5 meter stora rutor på tre olika djup. Rådata redovisas i bilagorna 9 till 12. De

provtagna stationernas lägen framgår av karta 10.

6.1 Utbredning och förekomst av alger  
Makroalger är inte rotade, utan fäster direkt på sten. De kräver därmed substrat som sten, block eller håll. För att

trend för perioden 1998–2004. Det var tydlig skillnad mellan lokaler längs öppna kustavsnitt och de inne i skärgård som hade betydligt lägre biomassa och större inslag av näringsgynnade fintrådiga alger. Även analysen av djur i blåstångsamhället visar att det är en avsevärd skillnad mellan vågexponerade lokaler och lokaler med mer slam och näring. Mängden djur har minskat under de senaste 7 åren.

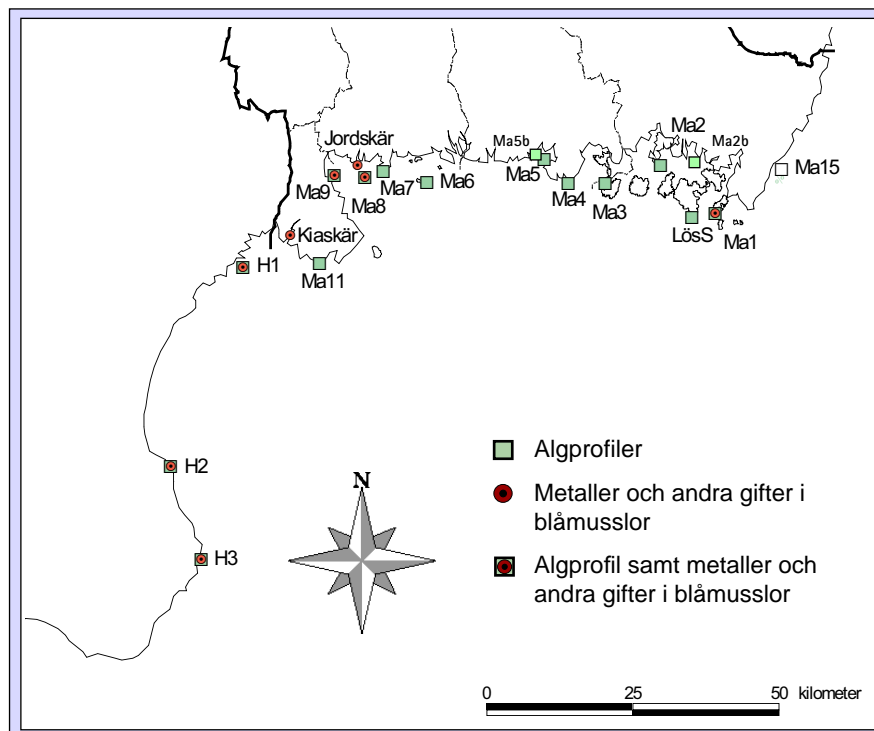
Mängden påväxtalger på tången var överlag ovanligt hög under 2004. Det antyder att tillgången på växtnäringssämnen var stor under sensommar och tidig höst. För perioden 1998–2004 är trenden ökande för mängden påväxtalger.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2004 sannolikt var kvävebegränsad på de provtagna stationerna. Trendanalys visar att det finns en tendens till sjunkande kvävehalter och ökande fosforhalter.

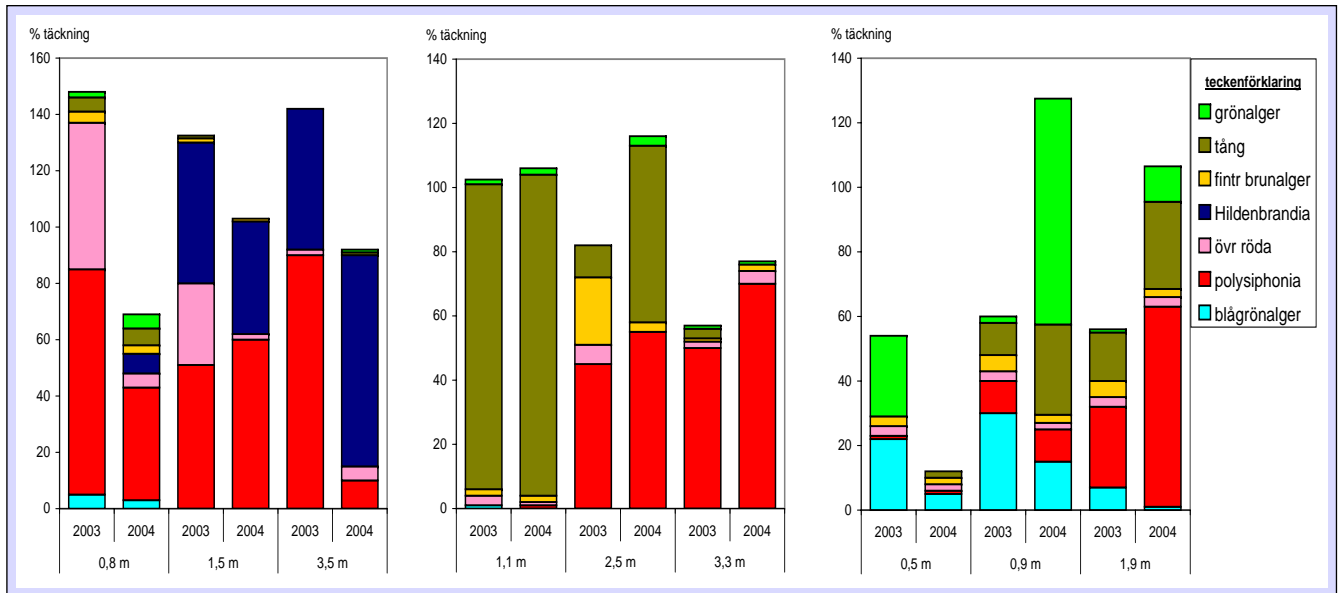
hårda bottenar skall vara tillgängliga för makroalger, krävs att bottenarna inte täcks av slam, dvs de bör i någon mån vara utsatta för vågor eller strömmar och de skall ligga så grunt att tillräckligt med ljus når ner. I Hanöbukten vågexponerade områden finns ibland lämpligt substrat och ljus ner till ca 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 stenbottenarna, 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 blåstången (*Fucus vesiculosus*). Man har av flera skäl anledning anta att hårda bottenar 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



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



Figur 53 Olika algarters täckningsgrad (%) på 3 stationer i västra Hanöbukten 2003 och 2004. Bedömningen av täckning har gjorts i en kvadrat med 5 m sida på tre olika djup på respektive station.

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 bottenar som tidigare täckts av blåstång kommit att täckas av näringsgynnade, kortvuxna fintrådiga gröna, 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 sitt tångsamhälle. Det samma gäller även i Skåne, kring Rakö och kusten söder om Simrishamn, men där är utsträckningen utefter 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 övergödningssproblem (Worm et al. 1999) kombinerat med vikande bestånd av fr a torsk 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 påvuxen av fintrådiga alger lätt kan slitas loss.

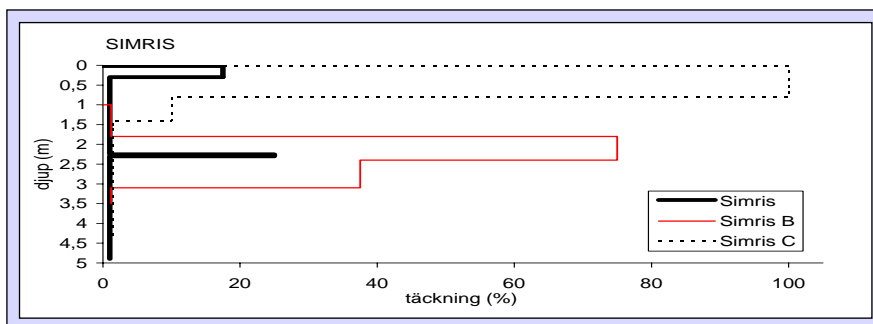
Åtgärder som ligger nära till hands för att möjligen återfå tångbältena torde vara minskad övergödning och noggrann vård av fiskbestånden.

## 6.2 Undersökningar i västra Hanöbukten 2004

I västra Hanöbukten mäts numer täckningsgraden av alger i 5\*5 m rutor på 3 olika djup vid varje lokal. Resultatet från de båda åren skiljer relativt mycket (figur 53). Speciellt vid Rakö var det stor skillnad mellan åren, både för kortlivade arter som grönslick (*Cladophora glomerata*) och blågrönalgen *Rivularia atra* men också för rödalgen fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*). Vid Karakås var skillnaden marginell bortsett från tångens täckning på 2,5 m djup som var avsevärt högre 2004. Vid Simris var den totala täckningen lägre än 2003 främst beroende på mindre fintrådiga brunalger (*Pylaiella littoralis*) men också beroende på betydligt mindre fjäderslick på 3,5 m djup.

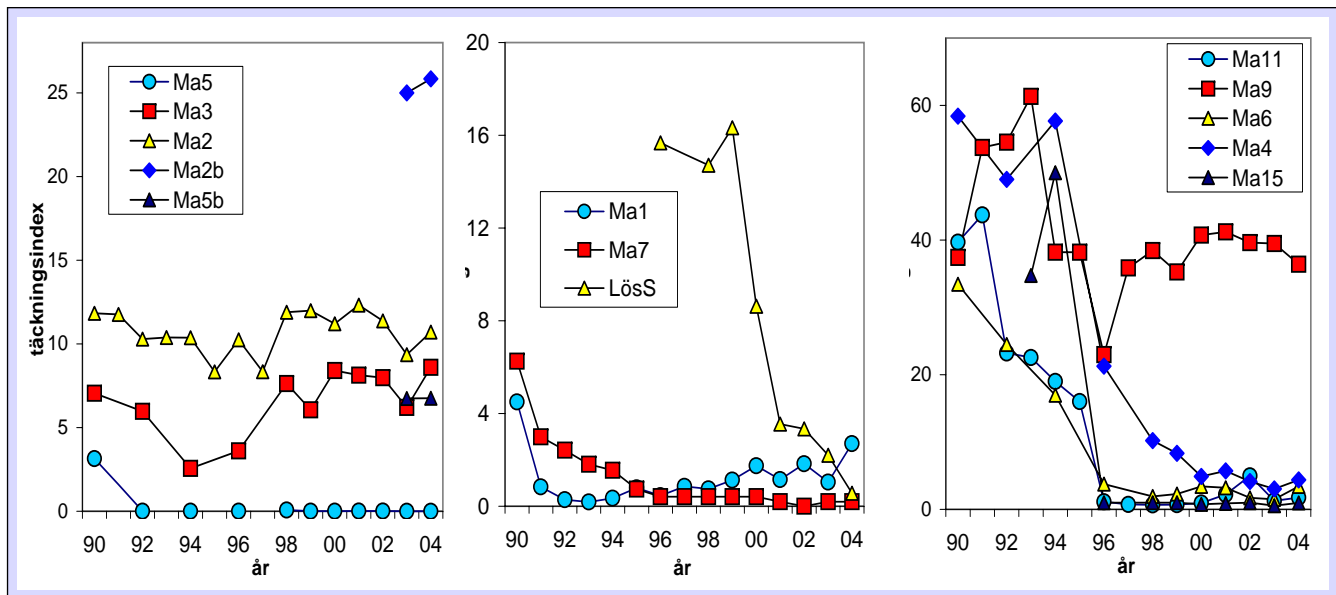
Totalt förekom 14 arter makroalger i rutor. Rödalgen fjäderslick dominerade i rutor utan tångbälte vilket synes normalt för årstiden.

Förutom bedömning av täckningsgrad i rutor besöks 2 extra lokaler inom ca en kilometer från respektive "stamprofil", där tångens djuputbredning mäts. Motivet till att besöka extra lokaler är att man



Figur 54 Tångens täckningsgrad på olika djup längs de tre profilerna vid Simris 2004.





Figur 55 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i texten) på 13 stationer i Blekinge under perioden 1990–2004. Stationen Ma8 (Rockgrund) saknas eftersom där inte har funnits tång under perioden. Observera att det är olika skalor.

vill undvika att av misstag tolka lokala variationer som storskaliga förändringar. Undersökningarna visar att tångens täckning och djuputbredning skiljer avsevärt mellan de tre profilerna i respektive område. Vid Simris har båda extraprofilerna betydligt mer tång än stamprofilen (figur 54). Däremot kan man se att täckningsgraden hade sitt maximum på ungefär samma djup och att djuputbredningen var ungefär densamma. Vid Karakås hade den ena extraprofilen bara ett smalt bälte nära ytan medan den andra hade nästan identisk tångutbredning som stamprofilen. Vid Rakö är tångens utbredning på de tre profilerna väldigt olika. För fler figurer hänvisas till recipientgenomgången på sidorna 12 och 14.

### 6.3 Undersökningar av tångförekomst i Blekinge 2004

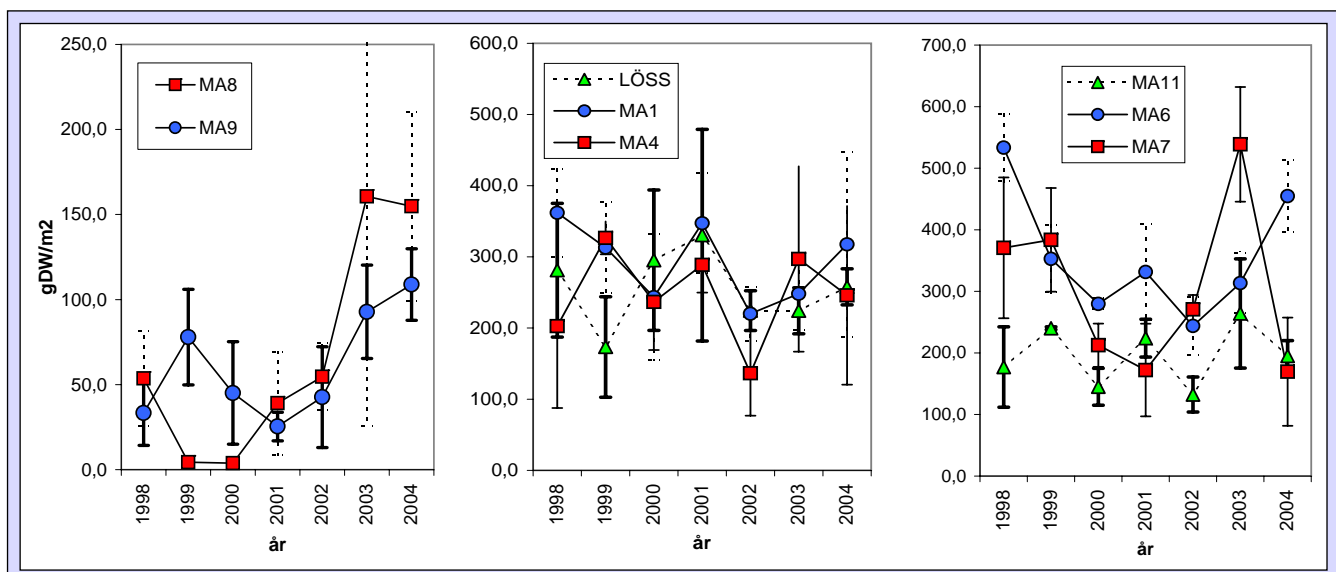
Mängden tång vid lokalerna i Blekinge mäts som täckningsgrad. Genom att kombinera uppgifter om tångens täckning och utbredning längs de utlagda profilerna kan ett täckningsindex räknas fram för varje besök. Detta index ger ett bra mått på hur mycket tång det finns på en station. Långtidsutvecklingen vid ordinarie lokaler visas i figur 55. Som tidigare nämnts har samtliga vågexponerade lokaler förlorat sina tångbälten. I dessa lokalers alla grundaste delar har det vissa år etablerats tångbälten, men hittills bara tillfälligt. Det förekommer alltså ingen positiv trend för dessa lokalers tångbälten. Den något mindre

exponerade Ma9 i Pukaviksbukten har dock behållit sitt bälte.

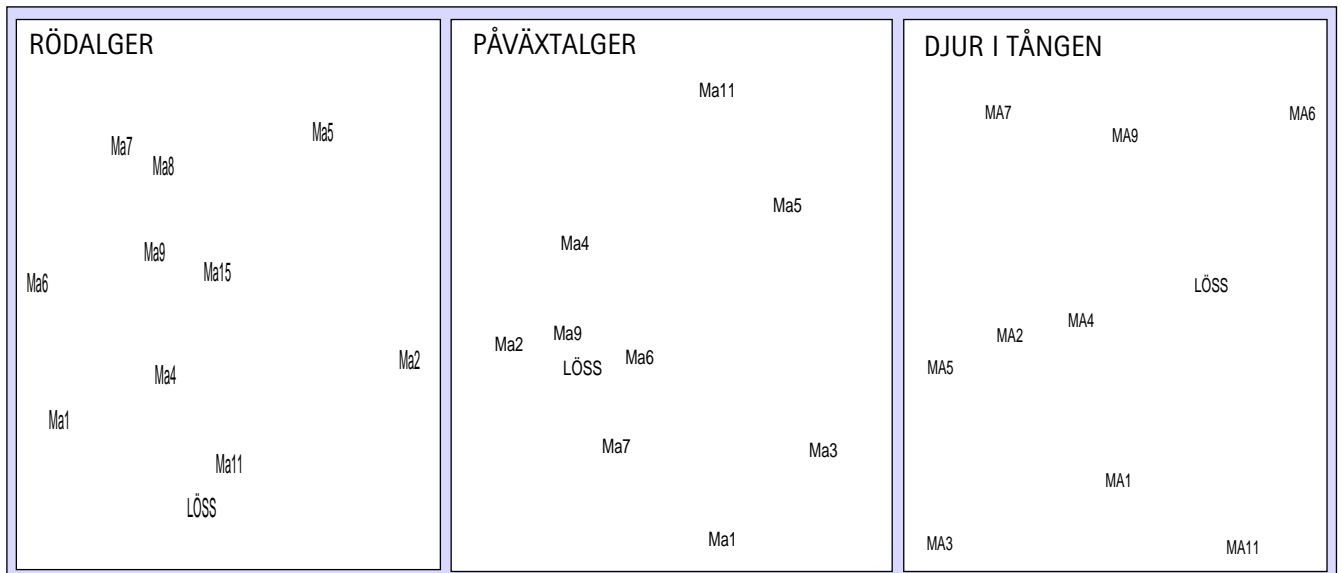
Lokaler skyddade mot vågpåverkan finns vid Karlskrona (Ma2 och Ma3) samt i Ronnebyfjärden (Ma5). Sedan 2003 finns dessutom en lokal i östra delen av Kalskronabassängen (Ma2b) och ytterligare en i Ronnebyfjärden (Ma5b). Båda hade välutvecklade tångbälten

Ma2 och Ma3 har fått behålla sina tångbälten under alla år. Den nedgång under mitten av 1990-talet som antyds i figur 55 kan vara del i en normal föryngringsprocess, då inga speciella skador kunnat upptäckas. Ma5 förlorade sitt tångbälte redan 1991 och har de senaste åren inte haft någon tång alls.

Förändringar av tångens utbredning



Figur 56 Biomassan (gDW/m<sup>2</sup>) för gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) på stationer i Blekinge under åren 1998–2004.



Figur 57 Algsammansättningen i rödalgsbältet, påväxten på tångplantor respektive artsammansättningen för djur i tångbältet 2004 analyserad med multivariat metod enl. beskrivning på sidan 37. Rödalger på station Ma3 är väldigt avvikande och punkten ligger långt utanför bilden.

sedan 2003 var inte särskilt stora. På några stoner i mer skyddade lägen, t ex vid Kalskrona (Ma2 och Ma3) och utanför Torhamn (Ma1) hade situationen mer förbättrats något. Även på den betydligt mer vågexponerade stationen vid Tärnö (Ma6) kunde man skönja en liten förbättring av tångens utbredning men i övrigt var skillnaderna små. Sammanhängande bälte av blåstång och/eller sågtång fanns 2004 på 9 av de 14 stationerna i Blekinge vilket är samma som 2003.

#### 6.4 Rödalger

I de kvantitativa proverna från rödalgsbältet på 12 ordinarie stationer i Blekinge fanns totalt 16 arter vilket är färre än tidigare år. Däremot var det i stort sett samma arter som dominerade. Fördelning mellan olika arter vid lokalerna beskrivs med ordination i figur 57. Lokalerna Ma2, Ma3 och Ma5 är samtliga belägna inomskärs och därmed utsatta för mindre ljus och mer slam än övriga lokaler som ligger mer vågexponerat. Lokalerna har en betydligt lägre biomassa och ett större inslag av näringsgynnade fintrådiga alger som trådslick (*Pylaiella littoralis*) och sudare (*Chorda filum*). Ma3 är den lokal som visar tydligast tecken på hög närsaltbelastning. Algsamhället är så olikt det som finns på övriga stationer att lokalen hamnar långt utanför bilden i figur 57. Lokalerna i nedre vänstra hörnet av figur 57 domineras nästan helt av gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) som är typisk för lite klarare och mer vågexponerade förhållanden. På flera av stationerna är

biomassan av arten tämligen hög, ex vis vid Tärnö där den uppgick till nästan ett halv kilo. Biomassan har dock inte förändrats signifikant under perioden 1998-2004 ( $p > 0,05$ ). Den har däremot flukterat väldigt mycket mellan olika provtagningsår (figur 56). Eftersom gaffeltång växer väldigt långsamt kan inte kraftigt ökad biomassa från ett år till nästa förklaras med en verklig tillväxt utan är snarare ett tecken på att metoden inte riktigt klarar ut att särskilja variationer i tid och rum.

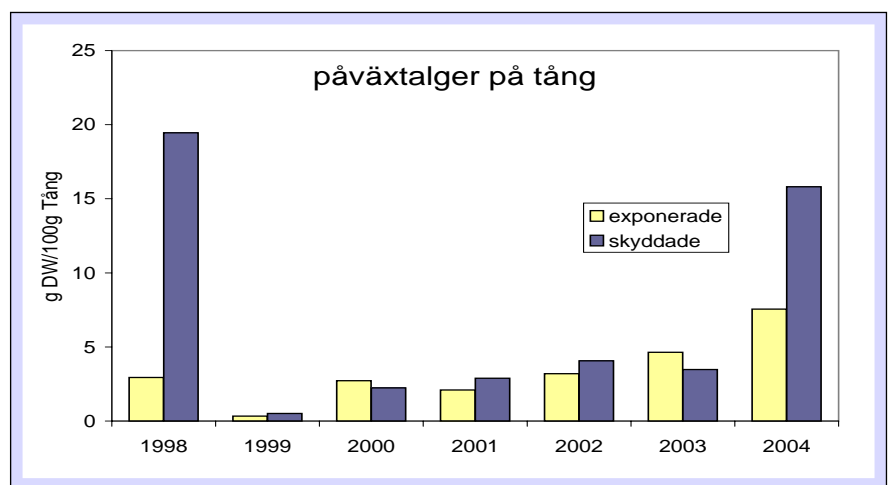
#### 6.5 Påväxtalger i tångbältet

Påväxtalger i tångbältena analyserades på 9 stationer med tång på rätt djup (1-1,5 m) samt på Ma5 i Ronnebyfjärden där proverna insamlades på en ö en bit

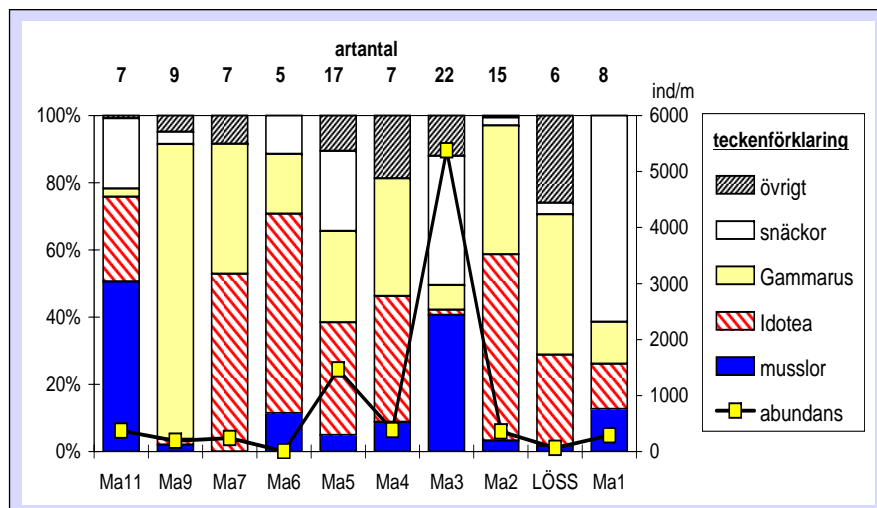
från stationen. Antalet arter av påväxtalger varierade mellan 3 och 6 med högst antal vid Tärnö (Ma6). Överlag var artantalet något lägre än det varit de senaste åren. Biomassan var däremot ovanligt hög vilket antyder god tillgång på växtnärsämnen under sensommaren.

I allmänhet dominerades som vanligt påväxtalger av fintrådiga brunalger som fjäderslick (*Pylaiella littoralis*) och tångludd (*Elachista fucicola*). Vid Norrören (Ma9) och Sturkö (Löss) dominerade som vanligt ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) medan inslag av fintrådiga grönalger som grönslick (*Cladophora glomerata*) var stort vid Hasslö (Ma3) och Torhamn (Ma1).

Under åren 1998-2004 kan man se en tydlig ökning av mängden fintrådiga påväxtalger, speciellt på vågexponerade



Figur 58 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990-2004 års undersökningar i Blekinge. För stationen LÖSS finns endast data från åren 1998-2004.



Figur 59 Procentuell fördelning mellan olika djurgrupper i tångproverna vid provtagningen i Blekinge 2004. I figuren anges även artantal och totala mängden djur angivet i ind/100gWW tång).

platser (figur 58). Även 1998 var tången rikligt påvuxen med alger.

### 6.6 Djur i tångsamhället

Djursamhället i tången speglar miljön på växtplatsen t. ex. vad gäller närsaltstatus och vågpåverkan. Dessutom kan kunskap om mängden tångbetande djur förklara förändringar i tångens utbredning.

2004 togs liksom tidigare djurprover i tången vid samtliga ordinarie lokaler i Blekinge utom vid Ma8 och Ma15 där tång saknas helt. Antalet arter varierade mellan 5 och 22 och liksom tidigare år fanns flest arter på de mindre vågexponerade lokalerna Ma3 vid Hasslö och Ma5 i Ronnebyfjärden (figur 59). Även stationen utanför Karlskrona (Ma2) hade högt artantal. Biomassa och individtätthet var högst på Ma3 men de var höga

även på Ma5.

Djursamhällena beskrivs med ordination i figur 57 där lokaler med likartade djursamhällen grupperas tillsammans. Lokalerna Ma9, Löss, Ma7 och Ma6 grupperas ihop i ordinationen då de hade ett individfattigt samhälle helt dominerat av olika kräftdjur som märlor (*Gammarus spp.*) och tånggråsuggor (*Idotea spp.*). Även stationerna Ma2 och Ma4 dominerades av kräftdjur men med lite större inslag av andra djurgrupper.

På Ma5 och Ma3 förekom betydande mängd av den slamgynnade märlan *Leptocheirus pilosus* vilket visar att dessa lokaler är mer utsatta för organiskt material än övriga. Ma3 och i viss mån Ma5 visade även i övrigt upp ett djursamhälle som tyder på god tillgång till gödningsämnen och organiskt slam, t ex de slamgynnade snäckorna av gruppen *Hydrobiidae*, blåmussla (*Mytilus edulis*)

hjärtmussla (*Cerastoderma hauniense*) och havstulpanen *Balanus improvisus*.

I Ronnebyfjärden (Ma5) var tånggråsuggan *Idotea baltica* väldigt vanlig, vilket kan betyda att stationen senare under hösten 2004 utsattes för hård betning.

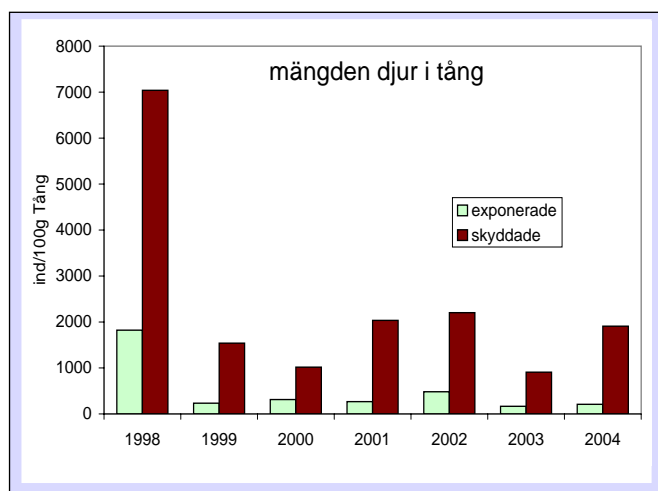
1998 var mängden djur i tången förhållandevis stor medan den därefter har varit betydligt lägre (figur 60).

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

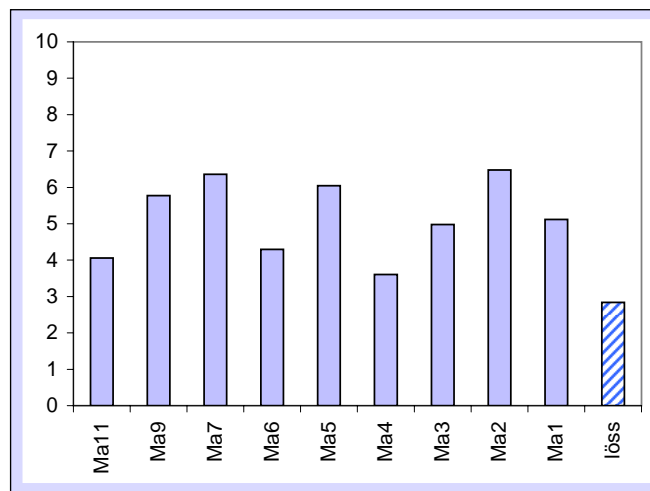
Blåstången innehåll av kväve och fosfor framgår av bilaga 13. Halten av kväve är ofta väl korrelerad med halten i det omgivande vattnet (Kornfeldt, 1982). En annan viktig faktor är vågexponeringen, och enligt Ilvessalo & Tuomi (1989) är kväveinnehållet oftast högre på exponerade stationer. Detta stämmer dock dåligt då det gäller mätningarna i Blekinge. Kvävehalten i blåstång från Blekinge 2004 var högre än 2003. På lite längre sikt kan man däremot se en tendens till minskning. Även fosforinnehållet 2004 var något högre och kvoten mellan de båda ämnena blev därmed i stort sett oförändrad.

Kväve-fosforkvoten varierade 2004 mellan 1,6 och 7,6 vilket enligt Notini (1990) tyder på att blåstångens tillväxt var kvävebegränsad. Medelvärde för N/P-kvoterna under alla år uppvisar inget genomgående mönster men de mest vågexponerade stationerna har haft låga kvoter medan exempelvis stationen i Ronnebyfjärden (Ma5) och vid Karlskrona (Ma2) har haft hög kvot (figur 61).

Trendanalys visar att N/P-kvoten sjunkit signifikant på flera stationer och i Blekinge som helhet.



Figur 60 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990-2004 års undersökningar i Blekinge. För stationern LÖSS finns endast data från åren 1998-2004.



Figur 61 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990-2004 års undersökningar i Blekinge. För stationern LÖSS finns endast data från åren 1998-2004.

# 7. Metaller och miljögifter i blåmusslor

Mätningar av metaller och miljögifter i Blåmusslor 2004 visar att halterna överlag var relativt måttliga för flertalet ämnen. De metaller som hittills visat sig ha de starkaste biologiska effekterna är kvicksilver, kadmium och koppar. Av dessa var kadmium- och kopparhalten tydligt förhöjd utanför Skånes ostkust och på referensstationen vid Torhamn. Blyhalten var liksom tidigare år tydligt förhöjd på lokalen i Sölvesborgsviken. Trendanalys för sju års mätningar visar att halterna av krom, koppar, nickel och zink tenderar att öka i Hanöbukten medan bly uppvisar tendens till att ha minskat.

Halterna av pesticider och PCB i blåmusslor var genomgående i samma storleksordning som i referensområdena på västkusten och i Östersjön. Halterna av olika PAHer var också överlag väldigt låga men naftalenhalterna var 2 till 3 gånger högre än angivet NOEC-värde. Även halterna av tributyltenn (TBT), ett ämne som bl a ingår i vissa båtbotenfärger, var högre än angivna NOEC-värdet. Halterna var dock inte högre än i andra kustområden i södra Sverige. Halterna av bromerade flamskyddsmedel var lägre än 2003 och låg på samma nivå som i referensområdena.

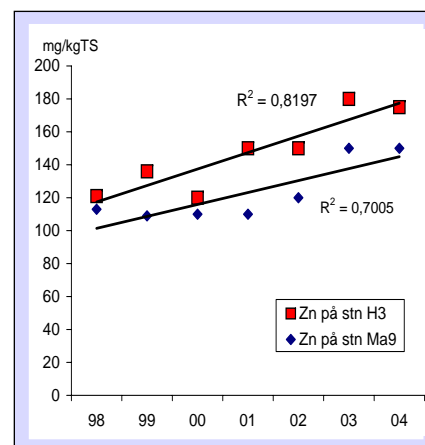
För att se på gifthanrikning i levande organismer analyserades under 2004 tungmetaller i blåmusslor (*Mytilus edulis*) på åtta stationer i Blekinge och västra Hanöbukten. På tre av dessa stationer analyserades också organiska tennföreningar, bromerade flamskyddsmedel PAH, PCB och pesticider. Resultaten av de gjorda mätningarna redovisas i bilagorna 14 och 15. De provtagna stationernas lägen framgår av karta 10 på sidan 36.

görande betydelse. Vid provtagningen eftersträvas därför att samla in musslor av en viss storleksklass och musslor som ser missformade ut undviks. Trots detta är det en avsevärd skillnad mellan olika stationer vad det gäller musslorernas medelvikt (bilaga 14). Detta förklaras med olika tillgång på föda men också olika våg- och isexponering som innebär att musslorna på en del platser inte blir särskilt gamla.

Det finns ett ganska stort bakgrundsmaterial från andra områden att tillgå för just blåmusslor och i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder används arten för att bedöma avvikelse från angivna jämförvärden (naturvårdsverket 1999). Resultatet av en sådan klassning för bly, koppar och kadmium framgår i figur 63. Vid nästa alla mätningarna har kopparhalterna legat något över angivna bakgrundsvärden på flertalet stationer.

## 7.1 Metaller i musslor

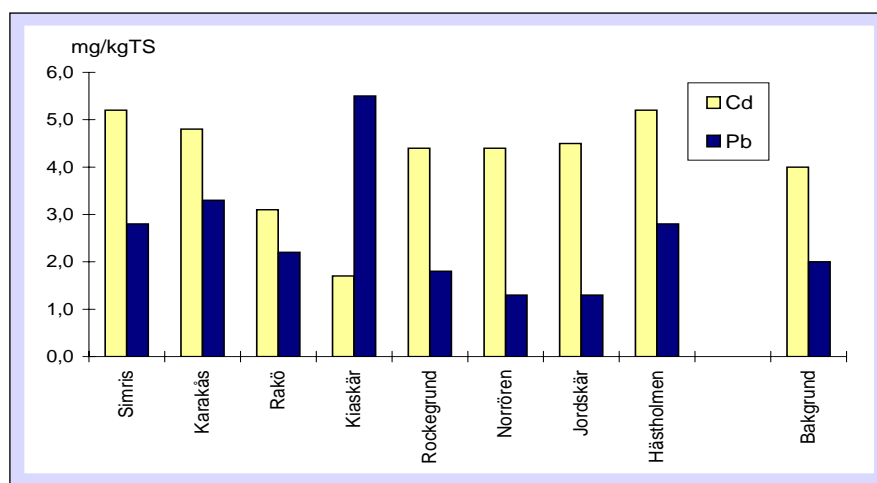
I viss mån påverkas halterna av tungmetaller i musslornas kött av hur snabbt de växer samt deras storlek. Musslor som växer snabbt beroende på god tillgång på organiska partiklar kan därmed få lägre halter. Även åldern har en av-



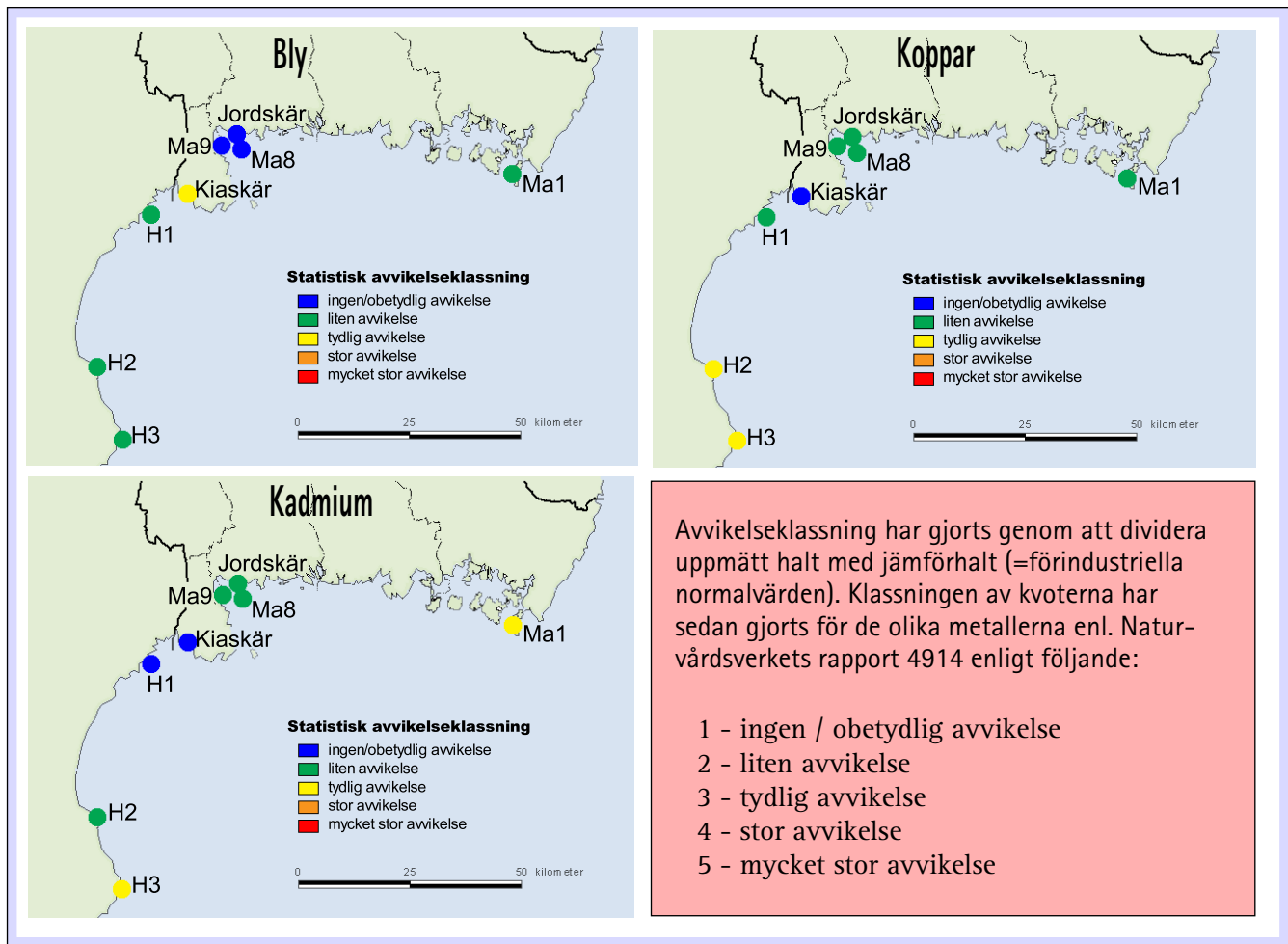
Figur 66 Trender för zinkhalt i blåmusslor vid Simris (H3) och i Pukaviksbukten (Ma9).

Samma sak gäller halterna av kadmium på några stationer. Det är svårt att se något samband mellan uppmätta halter och kända utsläppskällor.

De metaller som hittills visat sig ha de starkaste biologiska effekterna är just kadmium och koppar men också kvicksilver och i viss mån bly. Halterna av kadmium var generellt något lägre än 2003 och uppvisar ingen genomgående trend under de sju åren som analyser har skett. Halterna var dock tydligt förhöjda i förhållande till angivna bakgrundsvärden vid Simris (figur 62). Kadmiumhalterna har varit tydligt förhöjda på stationen flertalet år. Det finns ingen känd punktkälla vad avser kadmium i områdena men undersökningar i östra Skåne har visat att kadmiumhalten är hög i rötter hos växter i åkanterna (Ek m fl 1988). Man har också rapporterat om problem med höga kadmiumhalter i en del brunnar vilket tyder



Figur 62 Halter av metallerna kadmium och bly i blåmusslor på 8 stationer i Blekinge och Västra Hanöbukten, september 2004.



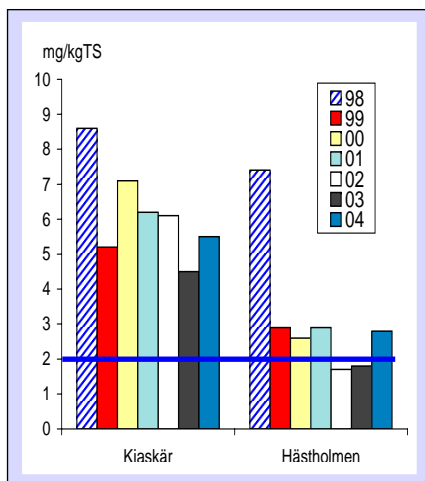
Figur 63 Avvikelseklassning för uppmätta halter av kadmium, koppar och bly i blåmusslor vid provtagningen i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.

på att berggrunden kan vara en viktig källa till de höga halterna. Kopparhalterna var betydligt högre än 2003 vid Simris och Karakås men lägre vid Rakö och vid Rockegrund i Pukaviksbukten. Rakö hade för övrigt genomgående lägre halter än 2003 av nästan samtliga tungmetaller.

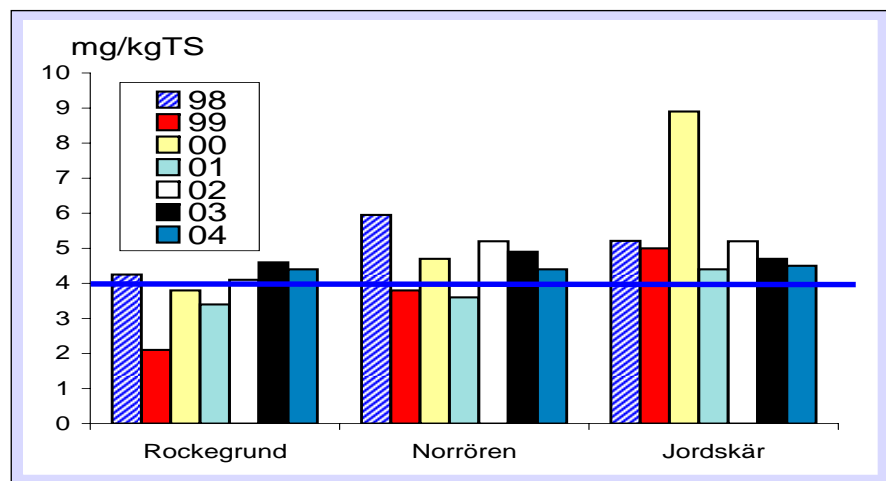
I Sölvesborgsviken uppmättes liksom

tidigare år tydligt förhöjda halter av bly (figur 63). De förhöjda halterna av bly i blåmusslor från Sölvesborgsviken är inte särskilt förvånande mot bakgrund av de höga blyhalterna i sedimentet (Tobiasson 2000). Halterna var inte lika låga som 2003 men stationen uppvisar en sjunkande trend för denna metall (figur 65).

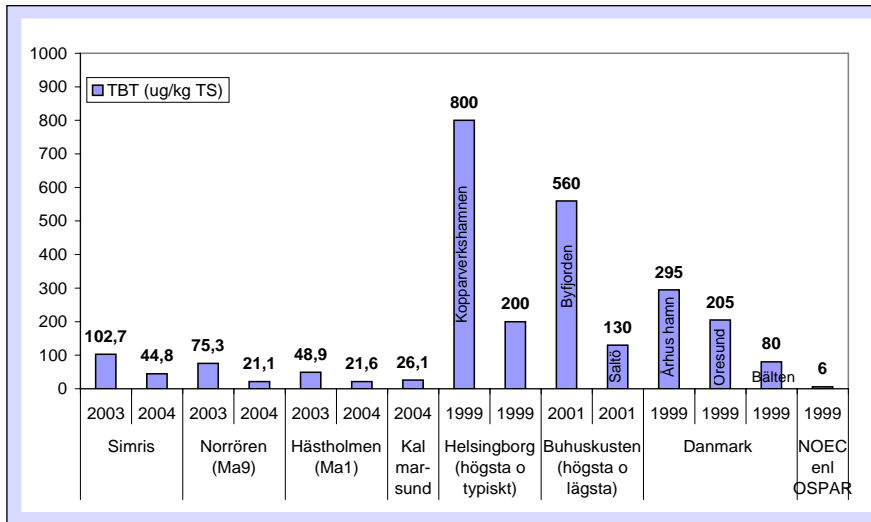
Det är lite osäkert att göra en trendanalys på bara sju års mätningar men värdena antyder att halterna av krom, zink, koppar och nickel i Hanöbukten successivt har ökat medan blyhalterna har minskat något (bilaga 14). Den metall som har flest signifikanta trender är zink där två stationer uppvisar ökning (figur 66).



Figur 65 Halter av bly i blåmussla 1998–2004 i Sölvesborgsviken (Kiaskär) och på referensstation. Jämförvärde visas med en linje.



Figur 64 Halter av kadmium i blåmussla 1988–2004 i Pukaviksbukten. Angivet jämförvärde visas med en linje.



Figur 67 Halter av TBT i blåmusslor 2003 och 2004 på tre stationer i Hanöbukten. I figuren visas även resultat från andra stationer i Östersjön och på svenska västkusten.

## 7.2 Miljögifter i musslor

För flertalet organiska miljögifter saknas vedertagna jämförvärden vilket gör en klassning svår. Generellt kan man dock säga att de förindustriella halterna ligger runt 0 för alla ämnen utom PAHer som även bildas vid naturliga processer som vulkanutbrott och skogsbränder. För några av de analyserade miljögifter finns däremot sk NOEC (no observed effect concentration) framtagna av OSPAR (Oslo-Paris konventionen). De anger den lägsta koncentration vid vilken biologiska effekter kan förväntas på känsligaste art.

Halterna av pesticider som DDT, Lindan, HCH och HCB i blåmusslor var genomgående i samma storleksordning som i referensområden i Östersjön och på svenska västkusten. Vid Simris var halterna av DDE högre än 2003 men de låg dock avsevärt lägre än angivet NOEC-värde. Även halterna av PCB var låga vilket för flera congenier innebar att halterna låg under detektionsgränsen. De totala PCB-halterna var avsevärt lägre än angivet NOEC-värde.

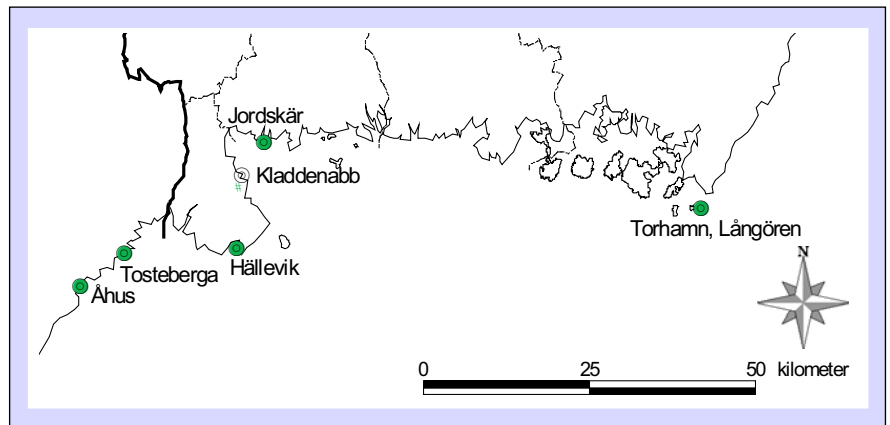
PAH-föreningar uppkommer bl a som oönskade biprodukter vid olika typer av

förbränning. Vanligen är de fettlösliga och relativt stabila och flera av PAHerna är cancerogena. De uppmätta halterna var högre än 2003 men var trots detta relativt låga. Flertalet av de cancerogena ämnena låg under detektionsgränsen vid Simris och i Pukaviksbukten medan referensstationen vid Torhamn hade betydligt högre halter. Halten av den PAH-förening som anses vara mest potent (benso(a)pyren) var dock under detektionsgränsen även

på denna station. Av övriga PAHer förekom alla utom naftalen i halter betydligt under angivna NOEC-värden även om de generellt var högre än 2003. Halterna av naftalen varierade mellan 2,4 och 3,6 mg/kg TS vilket kan jämföras med NOEC-värdet på 1.3 mg/kg TS (Naturvårdsverket 1999).

TBT (tributyltenn) används bl a i båtbottnfärger och är mycket giftigt för vissa organismer. Exempelvis påverkas snäckor vid mycket låga halter. Uppmätta halter av tennorganiska föreningar i Hanöbukten var i samma storleksordning som eller lägre än andra mätningar i kustområden i södra Sverige. Halterna var generellt lägre 2004 än 2003 (figur 67). De var dock över angivet NOEC-värde på 6 ug/kg TS (gäller för TBT). Halterna var mellan 3 och 7 gånger högre än gränsvärdet vilket dock är långt ifrån den dryga 1000 gångers förhöjning som p g a bristfälliga rutiner hos laboratoriet dessvärre felaktigt angavs i 2003 års rapport. De uppmätta halterna

Halterna av bromerade flamskyddsmedel var överlag lägre än 2003. Det saknas jämförvärden och NOEC-värden vilket gör det svårt att bedöma effekterna av uppmätta halter. Halterna var dock genomgående i samma storleksordning som i referensområden i Östersjön och på svenska västkusten.



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

# 8. Fiskfysiologiska undersökningar

För att studera eventuell påverkan och effekt av avloppsvatten från Södra Cell Mörrum och Nymölla Bruk har undersökningar av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake utförts hösten 2004 i respektive bruks recipient. Resultat från provfiske på Nymölla Bruks recipientlokaler (Tosteberga och Utkörningen) har jämförts med resultat från provfiske på tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) medan resultat från provfiske på Södra Cell Mörrums recipientlokaler (Jordskär och Kladdenabben) har jämförts med resultat från provfiske på två referenslokaler (Torhamn och Åhus). För att påverkan eller effekt på en recipientlokal skulle bedömas som signifikant krävdes sig-

Inga signifikanta skillnader erhöles på recipientlokalerna jämfört med referenslokalerna, i respektive undersökning, med avseende på extraktivämnen i galla (harts- och fettsyror samt steroler). Undantaget var fytosterolhalten som var signifikant högre på recipientlokalerna Tosteberga och Utkörningen, i Nymölla bruks recipient, relativt de tre referenslokalerna.

Inga signifikanta skillnader erhöles mellan lokalerna med avseende på halten PAH-metaboliter (naftalenliknande, pyrenliknande och bensopyrenliknande) i Södra Cell Mörrums undersökning. En signifikant högre halt (som ej berodde på skillnader i födosituation) förelåg dock på recipientlokal Tosteberga relativt referenslokal Åhus med avseende på pyrenliknande metaboliter.

Inga signifikanta skillnader erhöles med avseende på EROD, CYP1A-halten eller kvoten EROD/CYP1A på lokalerna i recipienten till Södra Cell Mörrum. Däremot erhöles signifikant högre CYP1A-halt i Nymölla Bruks recipient på Tosteberga relativt samtliga referenslokaler respektive på Utkörningen relativt endast Torhamn. Signifikant lägre kvot EROD/CYP1A-halt noterades ej på recipientlokalerna.

Ingen påverkan bedömdes föreligga i Södra Cell Mörrums recipient med avseende på de analyserade parametrarna (extraktivämnen i galla, PAH-metaboliter i galla samt leverenzymet CYP1A's aktivitet och halt) relativt referenslokalerna. I Nymölla Bruks recipient bedömdes en högre belastning av fytosteroler föreligga på båda lokalerna medan en påverkan av CYP1A-inducerande ämnen bedömdes ha

nifikanta skillnader gentemot samtliga referenslokaler inom respektive undersökning.

Sammanfattningsvis kan sägas att tånglaker fångade i recipienten till Nymölla Bruk respektive Södra Cell Mörrum ej uppvisade negativa hälsoeffekter eller försämrade yngelproduktion. En förhöjd yngeldödlighet erhöles på recipientlokal Tosteberga, i Nymölla bruks recipient, men den bedömdes ej ha ekologiska effekter på fiskpopulationen. På recipientlokal Tosteberga bedömdes en påverkan av CYP1A-inducerande ämnen föreligga medan en högre belastning av fytosteroler bedömdes ha föreligga på båda lokalerna i Nymölla Bruks recipient.

föreligga på recipientlokal Tosteberga.

Den makroskopiska bedömningen visade på en stor parasitförekomst i bukålan hos fisk både på referens- och recipientlokaler. En kraftig invasion av parasiter, på samtliga lokaler, noterades också i den histopatologiska undersökningen av lever. En signifikant högre vakuoliseringsgrad erhöles på Tosteberga och Utkörningen relativt referenslokal Åhus. Patologiska cellförändringar i lever hos tånglake bedömdes dock ej förekommit i högre grad i de två recipienterna relativt referenslokalerna. Inga signifikanta skillnader i relativ levervikt eller konditionsfaktor erhöles på lokalerna i respektive recipient.

Därmed bedömdes den fysiologiska statusen hos tånglake ej vara nedsatt i de två recipienterna relativt de undersökta referenslokalerna.

Lokal Kladdenabben i Södra Cell Mörrums recipient hade signifikant lägre värde för ett antal index baserade på yngelvikt (relativ gonadvikt, totalvikt yngel, medelvikt/yngel och embryosomatiskt index) samt något kortare yngel jämfört med referenslokalerna. Orsaken till skillnaderna beror delvis på skillnader i fiskprovtagning mellan lokalerna (Kladdenabben provfiskades i genomsnitt ca en vecka före referenslokalerna Torhamn och Åhus). Signifikant positivt samband förelåg nämligen mellan provtagningsdatum och de enskilda index som baserades på yngelvikt. Skillnader i befruktningstidpunkt och födosituationen på respektive lokal kan också ge upphov till observerade skillnader i de yngelviktbaserade indexen. Det kan dock ej uteslutas att en exponering

för avloppsvatten föreligga och påverkat yngelutvecklingen negativt. I Nymölla Bruks recipient hade lokal Tosteberga signifikant lägre medelvikt/yngel relativt samtliga tre referenslokaler. Ovannämnda resonemang för Kladdenabben kan här också tillämpas på Tosteberga.

Orsaken till skillnaderna i de viktbaseindexen mellan Kladdenabben och Tosteberga jämfört med referenslokalerna kan ej helt fastställas även om det troligaste bör vara att skillnader i provtagningstidpunkt, befruktningstidpunkt och/eller födosituation mellan lokalerna ligger bakom resultaten.

Tosteberga hade en signifikant förhöjd dödlighet av yngel större än 15 mm relativt referenslokalerna. En högre andel av missbildade yngel erhöles också på lokalen men skillnaden var ej signifikant relativt övriga lokaler. Då inga signifikanta skillnader erhöles med avseende på reproduktionsindexet (totala antalet levande yngel/somatisk vikt) mellan lokalerna bedömdes dock den förhöjda yngeldödligheten ej ha ekologiska effekter på fiskpopulationen. Det kan ej uteslutas att en exponering för avloppsvatten gett upphov till den förhöjda dödligheten även om rådande abiotiska och biotiska förhållanden också kan ha orsakat dödligheten. Inga negativa effekter på fortplantningen erhöles på recipientlokal Utkörningen i Nymölla bruks recipient.

Signifikanta skillnader med avseende på könskvoten av ynglen erhöles varken i recipienten till Södra Cell Mörrum eller i recipienten till Nymölla Bruk relativt referenslokalerna.

# Referenser

- Allbashir, 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 fluktuation 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.
- 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 designe. London, Edward Arnold Ltd.
- Ek, J., Ohlsson, S.Å. & Selinus, O. 1988. Bly, kadmium selen - hela Sverige kartläggs. Forskning och Framsteg nr 2 1988.
- 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.
- 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 alae *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.
- Kornfeldt, R. A., 1982. Relations between nitrogen and phosphorous content of macroalgae and the wathers of northern Öresund. Bot.Mar. 25:197-201.
- 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 an 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.
- 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 - marin inventering. 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 soytheast Sweden, Baltic Sea. Submitted to Aquatic Ecology
- 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, 3-131995.
- Rosenberg, R., 1984. Biologisk värdering av grunda svenska havsområden. SNV pm 1911.
- 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., 2000. Undersökning av eventuell miljöpåverkan i samband med underhållsmuddring i Sölvesborgs ytterhamn samt tippning av muddringsmassor SW Utkörningen. Högskolan i Kalmar Rapport 2000:3.
- 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 mjukbottnar. Trender 1984-2004. Kalmar läns kustkontroll. Högskolan i Kalmar. Rapport 2005:1.
- 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 2004.
- BILAGA 3 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2004.
- BILAGA 4 Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.
- BILAGA 5 Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2004 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.
- BILAGA 6 Resultat av sedimentprovtagning på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.
- BILAGA 7 Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.
- BILAGA 8 Förändringar i olika arters förekomst på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1991-2004.
- BILAGA 9 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004 - fältmätningar.
- BILAGA 10 Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2004
- BILAGA 11 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2004 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.
- BILAGA 12 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2004 - djurlivet i tångbältet.
- BILAGA 13 Innehåll av kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.
- BILAGA 14 Halter av tungmetaller i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.
- BILAGA 15 Halter av olika miljögifter i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.
- BILAGA 16 Konsulternas kvalitetssäkringsarbete under 2004.

# Bilaga 1

## 1(9)

### 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:

<u>Parameter</u>	<u>Enhet</u>	<u>Det.gräns</u>	<u>Mätosäk.</u>	<u>Ackred.</u>
• 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 algbloomning 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

# Bilaga 1

## 3(9)

### 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 buffrad 4 % formalin färgad med bengalrosa. 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 2004.

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för variablerna glödförlust, artantal, individantal, biomassa och djursamhällets diversitet (ex Clarke 1990).

Diversiteten har beräknats enligt Shannon-Wiener med e-logaritmerade värden. 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

• Provvoly		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. Rönholmen	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. Stjärnö	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(9)

### Hårdbottenprovtagning

#### Metod för Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

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

#### Metod för Blekingekustens vattenvårdsförbund

Provtagningen är en modifierad variant av BIN V R112-113 (Naturvårdsv, 1986). Provtagning gjordes i september-oktober 2004.

#### 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 sågtång (*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.

		<b>Enhet</b>	<b>Detektions-gräns</b>
- 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 bottensubstrat bestående av block, sten eller häll. Rutorna plockades och skrapades rena på alger. Innehållet i varje provruta artbestämdes och biomassan bestämdes artvis efter torkning till konstant vikt vid 60 °C. Proverna konserverades i avvaktan på bearbetning genom frysning.

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

**Stationsnät**

<b>St.nr</b>	<b>Namn</b>		<b>R Djup m</b>	<b>Lat °N WGS 84</b>	<b>Long °E WGS 84</b>	<b>Bäring</b>
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 (Yttre reddan)	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(9)

### Metaller och andra miljögifter i biota (blåmussla)

#### Metoder för insamling

Blåmussla (*Mytilus edulis*) provtogs och analyserades enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp för metaller och miljögifter i biologiskt material (kontaktperson: Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuseet, Gruppen för miljögiftsforskning).

Musslorna insamlades på ett djup mellan 1,5 - 2,5 meter i samband med dykning vid hårbottenprovtagningen, under september-oktober. På varje station insamlades individer i storleksintervallet 20 - 40 mm (om möjligt). Metaller och miljögifter analyseras på samlingsprov från respektive station.

I varje samlingsprov ingick för analys av metaller 25 individer, och för PAH, TBT och PCB vardera 75 individer. Provet för PCB analyserades även med avseende på bromerade flamskyddsmedel och fett. Representativa individer valdes dvs. individer med påväxt undveks, likasom individer med eroderade eller borrarade skal. Musslorna sköljdes utvändigt i rent vatten från insamlingslokalen för att avlägsna sediment och annat främmande material. Musslorna transporterades till laboratoriet i vatten från respektive provtagningslokal. Före preparering placerades musslorna på ett polyetennät upplyft över botten av ett glasakvarium för att ges möjlighet till rening från sediment och annat främmande material inklusive feces. Akvariet fylldes med vatten taget från samma lokal som proverna insamlades.

#### Preparering

Musslorna öppnades och skal respektive mjukvävnad tilläts rinna av på ett laboratorieläskpapper i 5 - 15 minuter. Mjukdelarna från musslor för metallanalys placerades därefter i förvägda polyetenkapslar medan musslor för analys av andra miljögifter placerades i glasburkar med foliepapper mellan burken och locket. Såväl mjukdelar som skal vägdes individuellt för varje mussla. Alla instrument och övrig utrustning diskades enligt nedanstående schema för att undvika kontaminering.

- normal disk med diskmedel,
- sköljning i HNO<sub>3</sub> p.a./destillerat vatten; spädning 1+6,
- sköljning i destillerat vatten,
- sköljning i aceton p.a. och spektrografsprit 1+1.

Proverna infrystes varefter metallproverna frystorkades till konstant vikt och vägdes igen. Fram till analys förvaras frystorkat material i exikator och fryst material vid -20°C.

#### Parametrar

Parameter	Enhet	Detektionsgräns
<b>Musslor</b>		
• Maximal skullängd	mm	
• Maximal skalbredd	mm	
• Skalvikt	g	
• Mjukdel färskvikt	g	
• Mjukdel torrsvikt	% av färskvikt	
• Mjukdel fetthalt	% av färskvikt	



**Metaller**

• Bly	Pb	mg / kg TS	≤ 0,07
• koppar	Cu	mg / kg TS	≤ 0,07
• Krom	Cr	mg / kg TS	≤ 0,007
• Nickel	Ni	mg / kg TS	≤ 0,02
• Kadmium	Cd	mg / kg TS	≤ 0,07
• Kvicksilver	Hg	mg / kg TS	≤ 0,001
• Zink	Zn	mg / kg TS	≤ 0,4

**Enhet**

**Detektionsgräns**

**Andra miljögifter**

• PCB-er	PCB7	mg / kg TS	
		mg / kg fett	
• PAH-er	PAH 16	µg / kg TS	
		µg / kg fett	
• Bromerade flamskyddsmedel	TBBP-A	µg / kg TS	
	PBDE	µg / kg fett	
• Organiska tennföreningar	TBT	µg / kg TS	
	DBT	µg / kg fett	

Analysen av fetthalt har skett enligt metod beskriven av Jensen et al 1983<sup>1</sup>

Statistisk analys för musslornas metallinnehåll har utförts på längsta tillgängliga period, dvs 1998-2003.

Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för de olika analyserade ämnena (ex vis Clarke 1990).

**Stationsnät**

St.nr	Namn	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84	Bäring	Parameter
H3	Simrishamn	55 31,98	14 21,62		Me+miljö
H2	Karakås	55 40,49	14 16,27		Me
H1	Rakö	55 59,03	14 27,41		Me
	Sölvesborgsviken (Kiaskär)	56 01,97	14 35,10		Me
	Jordskär, (Svarta stenar)	56 08,56	14 45,98		Me
Ma9	Norrören (2)	56 07,55	14 42,16	130	Me
Ma8	Rockgrund (Pukaviksbukten)	56 07,47	14 47,22	000	Me+miljö
Ma1	Hästholmen (Torhamn)	56 04,60	15 45,00	140	Me+miljö

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

Me = Metallanalyser.

miljö = Analys av PCB, pesticider, PAH, bromerade flamskyddsmedel och organiska tennföreningar

## Bilaga 1 9(9)

### 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 2004.

St.nr	Namn		Lat °N WGS-84	Long °E WGS-84
	Hällevik (Krånabben)	(Referens)	56 00,0	14 42,6
	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

kväve (ton)

	Vattendrag							Industrier				Reningsverk							Totalbelastning	
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik		Totalt
jan	205,6	8,5	48,4	14,2	7,6	11,7	296,0	5,0	11,5	1,0	17,4	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	327,0
feb	394,0	22,8	56,5	20,5	20,7	34,3	548,8	6,9	14,5	1,0	22,4	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	584,8
mar	309,9	20,0	62,7	22,7	10,2	16,6	442,1	6,0	13,1	1,0	20,1	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	475,9
apr	250,1	19,8	75,1	21,1	9,2	12,0	387,3	6,5	11,4	1,0	18,8	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	419,7
maj	99,0	11,0	34,7	14,4	3,3	6,4	168,8	8,1	7,2	1,0	16,2	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	198,7
jun	46,4	6,7	18,3	9,6	1,6	2,6	85,2	9,2	11,2	1,0	21,3	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	120,2
jul	161,4	7,2	95,2	12,7	5,6	5,5	287,6	10,5	8,7	1,0	20,2	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	321,5
aug	156,4	14,0	119,9	17,3	5,2	9,7	322,5	10,7	9,4	1,0	21,0	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	357,2
sep	122,4	6,7	52,2	15,2	2,5	4,2	203,1	14,3	8,0	1,0	23,3	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	240,0
okt	194,7	9,2	50,0	19,4	4,7	7,4	285,5	7,8	9,4	1,0	18,1	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	317,3
nov	267,4	9,0	68,9	24,6	8,6	16,4	394,9	5,9	9,3	1,0	16,1	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	424,7
dec	341,9	17,3	103,9	28,6	19,3	26,8	537,7	11,9	8,7	1,0	21,5	2,8	2,0	2,2	2,1	0,8	3,4	0,4	13,7	572,9

fosfor (ton)

	Vattendrag							Industrier				Reningsverk							Totalbelastning	
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik		Totalt
jan	3,12	0,03	1,28	0,27	0,17	0,15	5,02	0,37	1,80	0,42	2,59	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	8,06
febr	6,26	0,08	1,03	0,38	0,32	0,50	8,57	0,38	2,30	0,42	3,09	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	12,12
mar	10,18	0,07	1,20	0,46	0,13	0,40	12,42	0,68	2,10	0,42	3,20	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	16,08
apr	6,08	0,07	1,96	0,40	0,13	0,17	8,82	0,48	2,00	0,42	2,90	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	12,17
maj	1,88	0,04	1,11	0,31	0,05	0,25	3,64	1,27	1,60	0,42	3,29	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	7,38
jun	1,06	0,03	0,60	0,24	0,02	0,17	2,11	1,92	1,80	0,42	4,14	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	6,70
jul	4,36	0,03	4,00	0,42	0,08	0,29	9,18	1,77	1,60	0,42	3,78	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	13,42
aug	4,72	0,21	5,78	0,53	0,09	0,57	11,89	2,29	1,30	0,42	4,01	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	16,36
sep	5,99	0,03	2,01	0,45	0,03	0,19	8,70	1,56	1,00	0,42	2,98	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	12,13
okt	6,66	0,04	2,05	0,51	0,04	0,28	9,57	0,82	1,20	0,42	2,44	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	12,46
nov	8,18	0,04	3,04	0,35	0,08	0,68	12,37	0,76	0,80	0,42	1,97	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	14,80
dec	11,27	0,07	3,54	0,46	0,38	0,64	16,36	1,24	0,70	0,42	2,36	0,17	0,08	0,09	0,06	0,01	0,03	0,01	0,45	19,17

Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under 2004  
Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton

### Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2004

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

#### kväve (ton)

	Vattendrag							Industrier				Reningsverk							Totalt *
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebån	Bråkeån	Lyckebån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik	
1990	3815,0	130,5	629,4	194,6	81,4	132,0	<b>4982,9</b>	494,0	132,0	21,9	<b>647,9</b>	130,2	64,0		50,3	16,3	22,9	5,9	<b>289,60</b> #
1991	2763,0	218,9	591,8	219,4	91,8	151,0	<b>4035,9</b>	500,0	64,0	18,7	<b>582,7</b>	123,7	59,3		41,3	16	34,4	3,8	<b>278,50</b> #
1992	3068,0	171,9	568,9	237,6	94,9	128,1	<b>4269,4</b>	403,0	86,0	16	<b>505,0</b>	162,9	55,1		40	14	44,5	3,5	<b>319,93</b> #
1993	2970,0	234,3	621,6	228,3	115,1	156,8	<b>4326,1</b>	307,0	79,0	2,6	<b>388,6</b>	175	52,6		39,3	15	42,8	5,2	<b>329,90</b> #
1994	3875,0	337,6	984,7	380,9	226,1	334,0	<b>6138,4</b>	306,2	80,0	1,5	<b>387,7</b>	199	29,0		47,9	14,3	40,2	5,2	<b>335,60</b> #
1995	2727,0	387,7	1068,3	312,5	163,5	245,0	<b>4904,0</b>	226,0	100,0	2,1	<b>328,1</b>	174	24,0		55,9	14,3	51,7	5,9	<b>325,80</b> #
1996	1208,0	159,0	399,9	194,9	91,1	229,9	<b>2282,9</b>	266,0	99,0	2,8	<b>367,8</b>	170	19,9		48	13	32,0	5,0	<b>287,90</b> #
1997	1230,0	180,0	445,3	188,1	82,4	152,7	<b>2278,5</b>	213,0	105,0	1,91	<b>319,9</b>	41,8	18,2		49	9,9	18,5	4,3	<b>141,70</b> #
1998	3054,0	235,0	782,9	244,5	125,8	177,0	<b>4619,2</b>	155,0	124,0	1,4	<b>280,4</b>	30	16,9		56	5	17,0	6,3	<b>131,17</b> #
1999	3013,0	303,0	977,3	209,3	168,7	237,0	<b>4908,3</b>	148,5	118,0	3,3	<b>269,8</b>	36	19,3		62,9	14,0	21,6	3,7	<b>157,54</b> #
2000	2441,4	242,3	730,5	303,5	132,6	194,6	<b>4045,0</b>	137,9	127,8	1,9	<b>267,7</b>	34,0	20,0	27,4	42,5	6,8	13,4	2,4	<b>119,09</b> #
2001	2529,8	261,8	861,9	318,9	164,8	256,0	<b>4393,1</b>	145,4	118,3	2,0	<b>265,8</b>	49,0	24,1	29,0	21,2	4,5	10,6	4,5	<b>113,82</b> #
2002	3429,0	338,7	1062,6	350,2	189,1	202,3	<b>5571,9</b>	187,7	119,6	2,7	<b>310,0</b>	59,3	31,8	26,2	23,0	10,6	14,0	5,5	<b>144,23</b> #
2003	1237,1	141,2	476,0	131,1	56,6	109,5	<b>2151,5</b>	149,5	95,0	1,4	<b>310,0</b>	44,2	21,0	21,8	30,0	8,5	22,6	4,1	<b>130,39</b> #
2004	2549,1	152,1	785,8	220,2	98,5	153,8	<b>3959,5</b>	102,7	122,4	11,4	<b>236,5</b>	34,0	24,3	26,5	24,8	9,2	40,5	4,6	<b>163,89</b> #
trend	<i>-0,37</i>	<i>0,05</i>	<i>0,23</i>	<i>0,04</i>	<i>0,12</i>	<i>0,05</i>	<i>-0,21</i>	<i>-0,91</i>	<i>0,50</i>	<i>-0,55</i>	<i>-0,85</i>	<i>-0,75</i>	<i>-0,74</i>	<i>-0,53</i>	<i>-0,50</i>	<i>-0,75</i>	<i>-0,47</i>	<i>-0,17</i>	<i>-0,82</i>

#### fosfor (ton)

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

\* = ej Karlshamn







Bilaga 4  
4(4)

Station	Datum	Sikt djup m	Djup m	Temp C	Salinitet psu	O2 ml/l	PO4 umol/l	Tot-P umol/l	NO2 umol/l	NO3 umol/l	NH4 umol/l	Tot-N umol/l	SiO4 umol/l	POC µmol/l	PON µmol/l	TOC mg/l	Kloro fyll-a ug/l
S10	2004-09-14	3	0	7.94	7.252	6.96	0.91	1.33	0.12	0.37	0.30	21.1	15.7				1,6
			7	7.39	7.255	6.87	0.87	1.78	0.10	0.44	0.26	27.0	15.5				
K24	2004-09-15	6.5	0	11.30	7.215	6.98	0.68	0.97	0.03	< 0.10	0.14	18.9	12.8				1,5
			5	11.18	7.216	6.97	0.68	1.06	0.04	< 0.10	0.16	20.1	13.0				
			10	10.60	7.255	6.75	0.74	1.10	0.09	0.17	0.24	20.7	13.7				
K26	2004-09-14		0	12.73	7.168	7.11	0.63	0.97	0.04	0.13	0.16	19.9	16.7				2,3
			5	12.76	7.175	7.10	0.64	1.01	0.04	0.13	0.12	20.4	16.7				
			7	12.61	7.177	7.11	0.64	1.04	0.04	< 0.10	0.12	19.9	16.9				
K27	2004-09-15	6.5	0	10.86	7.210	7.26	0.71	1.01	0.05	< 0.10	0.26	19.4	12.2				1
			5	10.77	7.209	7.19	0.72	1.07	0.06	< 0.10	< 0.05	20.6	12.5				
			9	10.56	7.209	7.02	0.72	1.35	0.07	< 0.10	0.13	25.5	13.1				
K28	2004-09-15	6.5	0	13.60	7.251	6.99	0.50	0.89	0.03	< 0.10	0.14	19.4	11.0				1,4
			5	13.51	7.252	7.00	0.50	0.91	0.03	< 0.10	0.13	19.9	11.1				
			13	8.42	7.272	5.70	0.78	1.08	0.10	< 0.10	0.15	19.1	19.9				
K29	2004-09-15	4.5	0	12.92	7.105	6.86	0.61	1.09	0.05	< 0.10	0.41	22.1	12.8				2,6
			5	12.91	7.104	6.85	0.62	1.11	0.04	< 0.10	0.34	21.9	12.8				
			10	12.91	7.103	6.83	0.62	1.18	0.05	< 0.10	0.49	23.6	12.8				
K30	2004-09-15	8.0	0	10.83	7.237	7.06	0.69	1.01	0.05	< 0.10	0.20	20.3	11.8				1,1
			5	10.70	7.237	7.01	0.68	1.03	0.05	< 0.10	0.10	19.8	11.7				
			10	8.87	7.276	6.58	0.81	1.09	0.17	0.14	0.14	18.7	15.4				
L12	2004-09-16	4.3	0	13.90	7.204	6.75	0.55	1.10	0.04	< 0.10	0.13	25.2	8.8				2,4
			5	13.71	7.194	6.76	0.56	1.16	0.05	< 0.10	0.21	24.9	8.4				



## Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2004.

Klassningen är gjord efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

### Tillståndsklassning av lösta närsalter och totalhalter av kväve och fosfor i ytvatten (0-10 m), syrgas i bottenvatten samt siktdjup år 2004.

(Naturvårdsverket: rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljökalitet)

Klass	Näringsämnen	Siktdjup	Syrgas
1	Mycket låg halt	Mycket stort siktdjup	Hög halt
2	Låg halt	Stort siktdjup	Mindre hög halt
3	Medelhög halt	Medelstort siktdjup	Låg halt
4	Hög halt	Litet siktdjup	Mycket låg halt
5	Mycket hög halt	Mycket litet siktdjup	Svavelväte

**Siktdjup:** Augustivärdet. Annars medel av juli-september

**Syrgas:** Lägsta bottenvärdet som uppmätts under året

**Po4-p, No2+3-N, Nh4-N** Vintervärden från januari-februari (ytskikt 0-10m)

**Tot-P, Tot-N:** Vintervärden från januari-februari samt sommarvärden juli-augusti (ytskikt 0-10 m)

Station	Djup m	Siktdjup m	O <sub>2</sub> ml/l	PO <sub>4</sub> -P µmol/l	Tot-P µmol/l	Tot-P µmol/l	NO <sub>2+3</sub> -N µmol/l	NH <sub>4</sub> µmol/l	Tot-N µmol/l	Tot-N µmol/l		
											aug	jan
KL8	2	månad										
		mv	1,35	7,14	0,41	0,67	0,97	42,18	7,03	81,8	67,8	
		<b>klass</b>	5	1	2	1	4	5	5	5	5	
K19	4	mv	3,0	5,74	0,49	0,64	0,7	2,13	0,3	22,9	24,2	
		<b>klass</b>	4	2	2	1	3	1	1	2	3	
K21	15	mv	3,5	6,6	0,45	0,53	0,84	3,26	1,15	22,7	21,3	
		<b>klass</b>	3	1	2	1	4	1	2	2	2	
KAARV4	20	mv	4,0	6,34	0,55	0,59	0,77	3,72	0,91	23,8	20,4	
		<b>klass</b>	2	1	3	1	3	1	2	2	2	
NY	16	mv	3,2	5,97	0,52	0,56	0,82	3,5	0,74	23,0	21,0	
		<b>klass</b>	4	2	2	1	4	1	2	2	2	
K12	10	mv	4,35	6,6	0,53	0,63	0,73	3,52	0,36	23,6	20,3	
		<b>klass</b>	2	1	2	1	3	1	1	2	2	
K7	10	mv	5,5	5,92	0,71	0,95	0,85	4,33	0,34	25,0	20,0	
		<b>klass</b>	1	2	3	3	4	1	1	2	2	
K6	27	mv	5,0	6,06	0,51	0,65	0,66	3,16	0,05	23,3	17,7	
		<b>klass</b>	2	1	2	1	3	1	1	2	1	
VH1	12	mv	6,5	5,7	0,43	0,63	0,64	3,68	0,23	24,9	18,3	
		<b>klass</b>	1	2	2	1	3	1	1	2	2	
VH3A	16	mv	8,0	6,75	0,44	0,56	0,66	2,36	0,05	21,4	17,9	
		<b>klass</b>	1	1	2	1	3	1	1	2	1	
VH4	20	mv	7,75	6,57	0,41	0,52	0,63	2,38	0,05	19,7	19,0	
		<b>klass</b>	1	1	2	1	3	1	1	2	2	

Station K24-K30 samt S10 och L12 har provtagits under september månad och bedömts som sommarvärden

K26	2	mv		7,11			1,0				20,2	
		<b>klass</b>		1			4				2	
K29	11	mv	4,5	6,83			1,12				22,4	
		<b>klass</b>	2	1			5				3	
K28	8	mv	6,5	5,7			0,91				19,8	
		<b>klass</b>	1	2			4				2	
K30	10	mv	8,0	6,58			1,04				19,7	
		<b>klass</b>	1	1			5				2	
K27	15	mv	6,5	7,02			1,11				21,4	
		<b>klass</b>	1	1			5				2	
K24	11	mv	6,5	6,75			1,05				20,0	
		<b>klass</b>	1	1			5				2	
S10	6	mv	3,0	6,87			1,56				24,1	
		<b>klass</b>	4	1			5				3	
L12	6	mv	4,3	6,76			1,13				25,1	
		<b>klass</b>	2	1			5				3	

**Avvikelseklassning från jämförvärde för näringsämnen i ytvatten (0-10 m)  
samt siktdjup för västra Hanöbukten och Blekinge under 2004.**

(Naturvårdsverket: rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet)

Klass	
1	Ingen/obetydlig avvikelse
2	Liten avvikelse
3	Tydlig avvikelse
4	Stor avvikelse
5	Mycket stor avvikelse

**Siktdjup:** Augustivärdet. Annars medel av juli-september

**Syrgas:** Lägsta bottenvärdet som uppmätts under året

**Po4-p, No2+3-N, Nh4-N** Vintervärden från januari-februari (ytskikt 0-10m)

**Tot-P, Tot-N:** Vintervärden från januari samt sommarvärden juli-augusti (ytskikt 0-10 m)

Station	Vatten- omsätt. klass	Djup m	Siktdjup m	PO <sub>4</sub> -P µmol/l		Tot-P µmol/l		NO <sub>2+3</sub> -N µmol/l	NH <sub>4</sub> µmol/l	Tot-N µmol/l	Tot-N µmol/l
				jan	jan	jan	juli	jan	jan	jan	juli
KL8	1	2	månad	aug	jan	jan	juli	jan	jan	jan	juli
			mv	0,14	2,05	1,91	4,85	21,09	70,30	6,82	5,65
K19	1	4	mv	0,43	1,44	1,88	3,50	0,79	3,00	1,76	1,86
			klass	5	3	3	4	5	5	5	5
K21	2	15	mv	0,51	1,32	1,56	4,20	1,21	11,50	1,75	1,64
			klass	4	2	2	4	2	3	2	3
KAARV4	2	21	mv	0,58	1,62	1,74	3,85	1,38	9,10	1,83	1,57
			klass	3	2	2	4	2	3	3	2
NY	2	16	mv	0,46	1,53	1,65	4,10	1,30	7,40	1,77	1,62
			klass	4	2	2	4	2	3	2	3
K12	1	10	mv	0,44	2,65	1,80	3,65	1,76	3,60	1,97	1,69
			klass	4	4	2	4	2	2	3	3
K7	1	10	mv	0,55	3,55	2,71	4,25	2,17	3,40	2,08	1,67
			klass	3	5	4	4	2	2	3	3
K6	1	27	mv	0,50	2,55	1,86	3,30	1,58	0,50	1,94	1,48
			klass	4	4	3	3	2	1	3	2
VH1	1	12	mv	0,65	2,15	1,80	3,20	1,84	2,30	2,08	1,53
			klass	3	3	2	3	2	2	3	2
VH3	1	16	mv	0,80	2,20	1,60	3,30	1,18	0,50	1,78	1,49
			klass	2	3	2	3	2	1	2	2
VH4	1	20	mv	0,78	2,05	1,49	3,15	1,19	0,50	1,64	1,58
			klass	2	3	2	3	2	1	2	2

Station K24-K30 samt S10 och L12 har provtagits under september månad och bedömts som sommarvärden

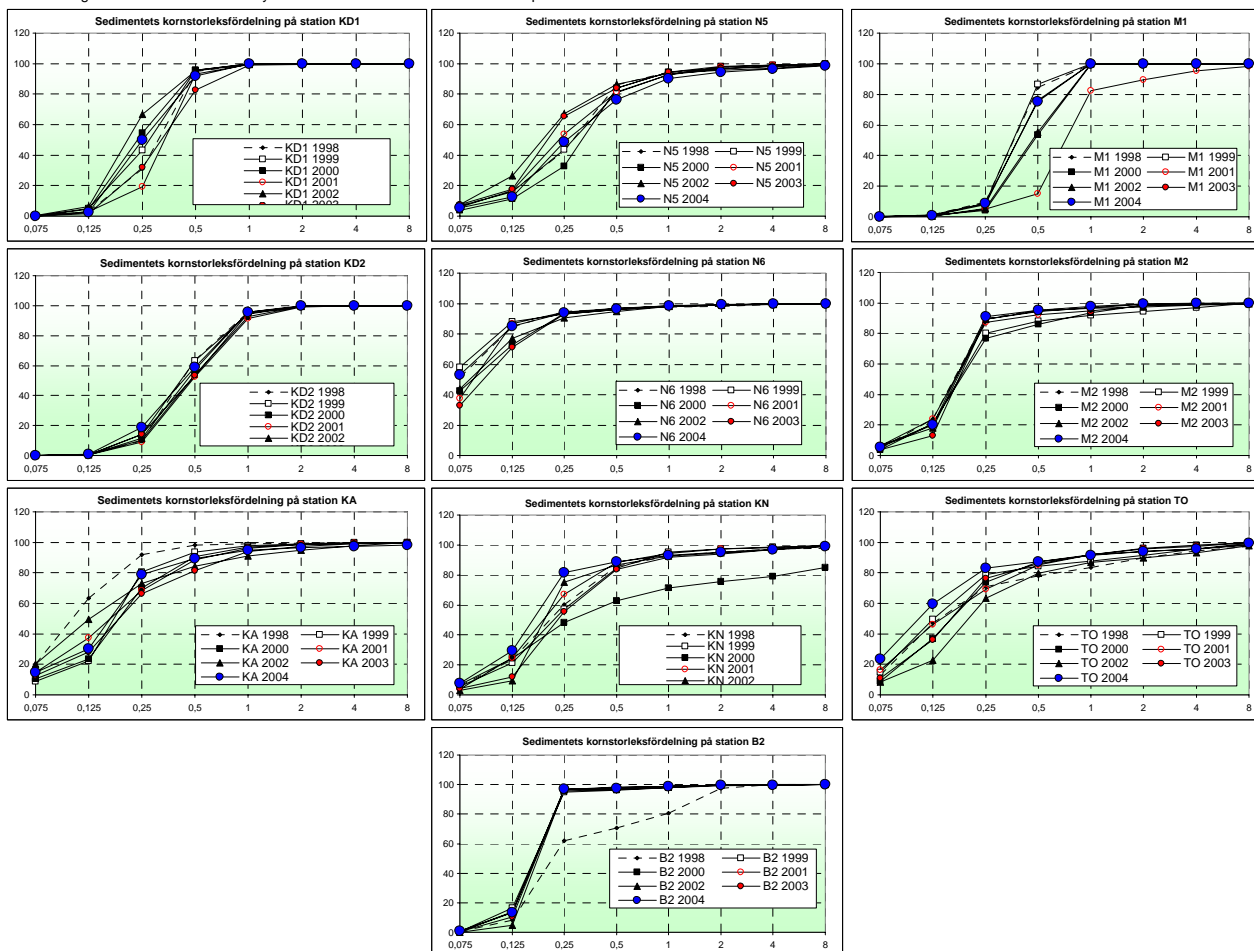
K26	1	2	mv				5,00				1,55
			klass				5				2
K29	1	11	mv	0,45			5,6				1,87
			klass	4			5				3
K28	1	8	mv	0,65			4,55				1,65
			klass	3			4				3
K30	1	10	mv	0,8			5,2				1,64
			klass	2			5				3
K27	1	15	mv	0,65			5,55				1,78
			klass	3			5				3
K24	1	11	mv	0,65			5,25				1,67
			klass	3			5				3
S10	1	6	mv	0,30			7,80				2,01
			klass	4			5				3
L12	1	6	mv	0,43			5,65				2,09
			klass	4			5				3

Resultat av sedimentprovtagningar 2004 på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten. Under tabellen visas sikttdiagram från 1998 till 2004 från stationer med "siktbara" sediment.

station	djup, m	provtagare	sediment-typ (fältbedömd)	H2S-lukt	oxiderat skikt, cm	vattenhalt, %	glödförlust, %
KD1	14	V	sand	-	>5	24,0	0,2
KD2	14	V	sand	-	>5	20,0	0,2
N7	7	V	FG	++	0,1	87,2	24,2
L12	6	V	FG	++	>5	69,7	9,0
N5	7	V	grusig sand	-	>5	38,2	2,4
N6	16	V	finsand	-	>5	37,7	2,0
M1	16	V	finsand	-	>5	26,4	0,3
M2	17	V	finsand	-	>5	27,3	0,9
KA	15	V	grusig sand	-	>5	27,0	0,7
KN	23	V	sand med småsten	-	>5	25,3	0,8
T/H	39	V	gyttig lera	+	2	53,3	4,2
TÖ	15	V	grusig sand(2 cm) på lera	-	>2	33,4	1,4
RY	10	V	FG	++	0,1	85,8	24,5
B2	25	V	sand	-	>5	25,1	0,4
K3	9	V	FG	++	0,5	85,1	22,4
N3	10	V	FG	++	0,1	84,5	21,7
KAARV4	21	V	FG	++	0,2	80,3	14,8
N2	14	V	FG	++	0,5	81,7	18,9
K5	13	V	FG	++	0,2	87,2	20,9
N1	15	V	FG	+	0,5	83,9	20,1
K7	7	V	FG	+	>5	85,3	21,0
PMK8	4	V	FG m växer	+	>5	70,5	10,1
PMK5	12	V	FG	++	0,1	85,4	20,4
KL11	2	E	FG	++	0,1	94,9	30,1

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

X-axeln anger korstorleken i mm och y-axeln den kumulativa %-andelen av respektive korstorlek





TO		RY		B2		K3		N3		KAARV4		N2		K5		N1		K7		PMK8		PMK5		KL11	
2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-06-29	
15,4		9,7		25		9,0		9,8		20,8		14,6		13		15,2		7,3		4,2		12,6		2,0	
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
3	3	6	6	8	5	6	3			19	7	39	19	6	3	3	3					3	3		
8	8	3	3	6	6	3	3	6	3			14	3	3	3	3	3	14	10	19	11	8	5	201	189
		22	12	3	3	28	10	36	17	3	3	3	3					3	3	108	39				
6	3	14	10	574	123	3	3							11	7					39	19				
0	0			19	3	6	3	22	15									42	10	11	7				
		485	174	263	110	879	36	208	67	358	104	388	139	238	91	128	19	92	39	843	172	39	17		
				3	3	3	3											3	3	3	3				
		6	3	22	10															64	15				
11	6	11	11	3	3			3	3	3	3	19	6	11	6	6	3			166	42				
3	3																			8	8				
3	3																			8	5				
83	83	3	3					6	6											55	29				
1545	651	1034	185	280	64	707	162	97	39	94	18	172	29	993	70	940	68	338	55			11	6		
				144	24																				
19	6					3	3	97	11									47	7			3	3		
																				6	6				
191	114	807	267			225	22	114	32	136	26	94	12	31	7	33	13	80	27	300	75	233	33		
6	6	17	13			6	3											11	7			3	3		
3	3																			61	12				
6	3	64	47	3	3	14	7	64	33									14	10	682	223			121	121
3	3	3	3			22	3	119	49									8	5	53	24	47	23	402	141
																				8	5				
																				8	8				
630	621	28	28	6	6			6	3											111	49				
3	3	14	10			6	3	8	8											123	61	111	12		
19	3	153	72	36	3	280	31	219	19	186	77	108	10	11	6	64	11	300	75	55	29	177	26		
22	3	69	22	14	7	225	10	47	20	42	21	8	5	11	6	8	5	175	31	244	150	219	27	30	20
83	17	250	17	122	20	122	18	269	25	236	48	216	31	111	17	194	12	183	30	244	150	219	27	30	20
125	17	471	59	172	24	627	31	535	54	463	124	333	39	133	22	266	21	657	71	422	247	507	46	30	20
83	35	44	15	3	3	33	0	42	34					3	3	3	3	17	13	266	213	11	7		
2726	1255	3031	583	1509	36	2562	158	1362	128	1082	208	1062	100	1428	122	1389	111	1375	135	3509	496	865	52	754	348
18		17		15		15		15		8		8		9		9		13		24		10		4	

TO		RY		B2		K3		N3		KAARV4		N2		K5		N1		K7		PMK8		PMK5		KL11	
2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-05-25		2004-06-29	
15,4		9,7		25		9,0		9,8		20,8		14,6		13		15,2		7,3		4,2		12,6		2,0	
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	0,00			0,07	0,03	1,57	0,78	0,05	0,04	0,01	0,01					0,04	0,04		
0,12	0,12	0,08	0,08	0,04	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00			0,06	0,05	0,01	0,01	0,00	0,00	5,21	3,01	3,59	2,62	0,49	0,49	6,26	6,21
0,34	0,34	7,17	4,44	0,02	0,02	13,66	4,87	7,92	4,95	0,00	0,00	0,14	0,14					0,00	0,00	0,11	0,04				
0,01	0,00	0,01	0,01	0,57	0,12	0,00	0,00							0,01	0,01			3,83	0,56	0,04	0,02				
0,04	0,04			0,27	0,08	0,25	0,21	0,05	0,03											0,51	0,34				
		0,49	0,17	0,26	0,11	0,88	0,04	0,21	0,07	0,36	0,10	0,39	0,14	0,24	0,09	0,13	0,02	0,09	0,04	0,84	0,17	0,04	0,02		
				0,02	0,02	0,01	0,01											0,00	0,00	0,01	0,01				
		0,04	0,02																	0,88	0,07				
3,11	3,11	0,34	0,34	0,01	0,01			0,01	0,01	0,01	0,01	7,78	7,70	4,20	4,19	2,16	2,15			1,64	0,44				
0,11	0,11																			0,33	0,33				
0,00	0,00																			0,49	0,33				
0,73	0,73	0,04	0,04							0,06	0,06									0,01	0,00				
																				0,12	0,07				
2,02	0,69	1,15	0,14	1,23	0,19	1,68	0,34	0,14	0,07	0,10	0,05	0,88	0,21	3,59	0,35	3,82	0,46	0,65	0,16			0,01	0,00		
				0,26	0,08																				
0,12	0,05					0,02	0,02	0,82	0,12									0,45	0,04			0,02	0,02	0,17	0,17
0,18	0,09	5,04	1,56			1,30	0,08	0,59	0,37	0,72	0,25	0,52	0,09	0,06	0,02	0,12	0,05	0,26	0,04	0,02	0,02	1,02	0,14		
0,05	0,05	0,37	0,26			0,11	0,06											0,21	0,16	0,67	0,29				
0,21	0,21																			1,00	0,09				
0,01	0,01	0,17	0,14	0,00	0,00	0,03	0,02	0,17	0,11									0,04	0,03	0,33	1,28			0,34	0,34
		0,00	0,00			0,09	0,01	0,70	0,28											0,19	0,04	0,61	0,34	0,21	0,18
																				0,04	0,02				
																				1,89	1,89				
60,97	60,81	17,32	17,32	0,19	0,19			0,83	0,82											3,01	3,01				
0,00	0,00	0,06	0,05			0,03	0,03	3,44	3,44											64,03	47,57				
0,02	0,01	0,46	0,16	0,12	0,03	1,21	0,19	1,23	0,16	0,33	0,07	0,47	0,05	0,01	0,01	0,15	0,02	1,19	0,17	0,62	0,44	1,24	0,02		
1,38	0,55	5,52	1,81	1,56	0,80	11,21	0,97	3,74	2,30	0,76	0,39	0,92	0,47	0,27	0,14	1,08	0,54	6,86	1,47	3,20	1,79	14,07	2,18		
21,87	3,35	78,23	10,60	62,95	7,14	56,48	10,83	92,43	8,70	163,87	40,83	150,95	20,18	77,32	12,22	137,27	8,78	75,95	13,50	65,77	34,21	74,83	7,75	3,13	2,04
23,27	3,83	84,20	10,77	64,64	6,34	68,90	10,62	97,39	8,54	164,96	41,11	152,31	20,05	77,60	12,28	138,50	8,52	84,00	14,80	69,59	35,83	90,15	7,69	3,13	2,04
20,53	20,32	15,34	8,50	0,00	0,00	0,18	0,10	2,84	2,68					0,03	0,03	0,01	0,01	0,03	0,02	106,58	98,25	0,05	0,03		
111,83	62,15	131,82	30,34	67,54	6,21	87,06	11,99	115,21	17,85	166,27	40,86	163,67	25,61	85,80	8,98	144,79	10,44	94,97	16,79	259,64	152,31	92,19	7,13	11,66	8,29
18		17		15		15		15		8		8		9		9		13		24		10		4	

1991-2004 Förändringar i olika arters förekomst på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren

	1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000		2001		2002		2003		2004		1991-2004 medel antal stn
	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	antal stn	medel abund	
Turbellaria	2	9,7	0		1	2,8	0		0		1	2,8	0		1	8,3	0		1	2,8	0		0		1	16,6	2	8,3	0,6
Prostoma obscurum	0		2	68,4	0		3	3,8	1	2,8	3	5,2	5	3,9	0		3	12,2	2	6,4	5	25,4	3	3,7	3	4,6	2	4,2	2,3
Priapulid	0		2	2,8	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0,1
Nemertini	0		0		0		1	2,8	0		1	13,9	0		0		0		0		1	2,8	0		0		0		0,2
Haliocyrtus spinulosus	11	26,2	10	30,5	16	44,2	16	41,3	16	39,0	18	21,0	17	36,5	14	17,6	16	23,9	16	29,8	15	21,6	15	20,2	12	12,7	12	22,0	14,6
Harmothoe sarsi	3	9,2	8	36,5	23	16,0	11	6,2	10	17,7	4	6,9	13	11,3	3	2,8	7	6,3	13	17,9	1	41,6	4	22,9	5	11,6	11	7,8	8,3
Nereis diversicolor	10	173,7	11	143,7	17	206,2	16	212,2	14	149,5	19	167,8	13	73,6	15	131,8	16	70,5	16	75,5	17	125,4	18	82,5	14	96,8	17	35,5	15,2
Pygospio elegans	3	15,3	14	252,7	28	1105,4	20	473,4	20	495,3	27	540,1	21	632,4	20	483,4	24	293,1	20	454,2	20	415,8	14	725,0	14	678,4	15	592,9	18,6
Streblospio shrubsoii	1	108,0	2	43,4	5	8,9	3	16,0	1	61,0	3	9,8	1	30,5	1	2,8	3	11,4	1	5,5	3	12,9	3	32,4	5	9,4	2	27,7	2,4
Marenzelleria viridis	1	63,8	2	6,4	10	15,0	12	14,8	9	11,1	13	13,7	11	13,1	9	15,4	13	8,3	14	16,6	17	14,2	16	18,5	12	20,1	11	20,9	10,7
Alkmaria romijni	0		5	32,8	5	124,5	1	74,9	2	58,2	1	5,5	0		1	2,8	1	14,0	0		2	8,3	1	11,1	1	2,8	0		1,4
Terrebeldies	0		1	3,5	2	92,9	0		1	2,8	0		0		0		0		0		0		1	5,5	1	2,8	1	19,4	0,5
Fabricia sabella	0		2	65,6	12	346,0	8	50,8	2	18,0	3	22,2	3	26,8	1	22,2	2	9,7	3	17,6	2	6,9	3	4,6	0		1	5,5	3,0
Manayunkia	0		1	2,8	0		0		0		0		0		0		0		0		1	2,8	2	2,8	0		0		0,3
Oligochaeta spp	5	138,8	18	471,3	27	1026,6	25	903,3	24	660,7	28	882,9	23	747,7	26	269,3	26	440,6	27	272,5	28	334,6	26	376,1	22	419,5	21	350,1	23,3
Pisicicola geometra	1	2,8	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Balanus improvisus	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0,0		1,0	2,8	1,0	2,8	0,1
Mysis spp	0		0		5	2,8	8	7,1	4	11,5	2	2,8	1	8,3	2	2,8	6	3,7	4	9,4	3	2,8	3	6,5	1	2,8	7	4,4	3,3
Diastylis rathkei	6	6,9	9	9,4	19	30,5	13	15,6	12	51,3	7	6,5	8	12,5	1	33,3	4	11,1	8	5,5	4	5,5	5	11,1	3	5,5	3	11,1	7,3
Cyathura carinata	0		0		0		0		0		0		0		1	11,1	2	2,9	1	2,8	2	25,0	1	47,0	1	158,1	1	166,4	0,6
Heterotanais eurstedtii	1	2,8	0		1	3,5	0		0		0		0		0		0		3	6,5	2	5,5	2	6,9	0		0		0,6
Sphaeroma hookeri	0		0		0		0		0		0		0		0		0		1	5,5	0		0		1	11,1	2	34,7	0,3
Saduria entomon	11	15,5	12	22,6	16	18,0	14	19,9	15	23,7	14	10,0	16	11,3	12	12,2	10	12,3	18	21,0	17	45,3	16	8,0	7	13,5	15	13,5	14,5
Idothea sp.	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		3	14,8	0,2
Idothea baltica	0		2	2,9	2	2,9	2	5,5	0		2	2,8	0		1	5,5	1	2,8	1	5,5	0		1	5,5	1	2,8	4	4,2	1,1
Idothea viridis	4	2,8	0		1	2,8	0		0		3	6,1	2	4,2	1	2,8	2	2,8	2	4,2	4	9,7	0		2	4,2	0		1,5
Jaera spp	3	4,6	0		6	34,2	2	2,8	0		3	6,5	2	6,9	0		3	12,0	2	11,1	3	5,5	1	13,9	1	11,1	3	3,7	2,1
Asellus aquaticus	0		0		0		0		1	2,8	0		0		0		1	2,8	0		0		0		1	16,6	0		0,2
Gammarus spp	6	17,1	7	15,7	9	44,5	6	30,6	7	18,6	5	19,4	4	55,2	8	15,3	8	82,8	9	17,9	6	5,5	5	22,7	4	21,6	7	25,4	6,5
Gammarus oceanicus	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		1	2,8	0,1
Gammarus salinus	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		1	5,5	0,1
Melita palmata	1	108,0	0		0		0		1	8,3	0		0		1	2,8	0		0		0		0		0		1	8,3	0,3
Callinectes ratkei	0		0		0		1	2,8	0		0		0		0		0		0		1	2,8	0		0		0		0,1
Monoporeia affinis	14	181,9	16	524,4	25	544,0	24	841,0	21	356,0	18	151,5	22	424,5	16	27,0	20	106,2	23	314,1	17	219,1	24	187,5	15	266,4	19	557,3	19,6
Pontoporeia femorata	0		3	37,9	4	102,8	2	19,4	6	62,4	4	65,2	2	34,7	1	36,1	1	36,1	1	158,1	1	183,0	1	66,6	1	138,7	1	102,6	2,0
Bathyporeia pilosa	1	5,5	2	12,5	7	120,8	3	85,0	3	177,5	5	93,5	2	16,6	2	11,1	3	12,9	2	20,8	4	161,5	4	368,8	3	38,8	4	46,5	3,2
Leptocheirus pilosus	2	4,2	0		0		1	2,8	1	2,8	2	13,9	0		3	2,8	3	49,0	2	20,8	3	4,6	2	12,5	2	8,3	2	144,2	1,6
Corophium volutator	4	8,3	4	5,3	10	53,3	12	101,7	7	4,8	7	17,4	6	57,0	8	8,3	13	112,9	9	15,1	5	144,8	3	83,2	8	17,9	8	27,0	7,4
Palaeomon adspersus	0		0		0		0		0		2	2,8	0		0		1	2,8	0		1	2,8	0		0		0		0,3
Crangon crangon	0		0		0		0		0		0		0		1	2,8	0		0		0		0		0		2	2,8	0,2
Coleoptera	1	2,8	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0,1
Trichoptera	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0,1
Chironomidae	14	111,5	13	66,4	24	95,9	16	16,7	13	50,7	20	267,3	15	149,4	23	141,5	20	371,2	20	78,2	14	64,3	21	110,5	20	608,4	17	456,8	17,9
Chironomus plumosus	1	5,5	0		0		0		0		0		0		0		0		0		2	4,2	0		2	5,5	4	9,7	0,5
Obest nakensnäck, ev Elysa	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		2	4,2	0		0		0		0,1
Theodoxus fluviatilis	2	6,9	2	2,8	3	5,8	1	2,8	1	2,8	1	2,8	1	2,8	2	4,2	0		3	33,3	5	8,3	3	6,5	4	22,9	4	18,7	2,2
Hydrobidae	11	152,6	11	89,2	20	186,8	13	111,5	12	64,0	22	218,5	15	99,3	22	334,4	16	140,0	14	160,2	16	113,0	19	160,6	16	209,8	16	209,8	16,3
Paludestrina jenkinsi	8	86,8	10	69,7	10	171,4	10	57,3	9	169,8	12	86,2	9	86,3	13	464,8	15	58,4	15	280,4	14	186,7	11	193,8	13	272,3	11	69,6	11,4
Rissoa sp	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		2	19,4	0,1
Lymnaeidae	1	2,8	0		0		0		1	10,1	1	2,8	0		0		1	2,8	2	8,3	1	2,8	0		3	5,2	1	8,3	0,8
Mytilus edulis	11	66,6	11	94,1	21	1104,4	16	120,4	18	33,3	15	119,3	12	127,2	11	73,4	14	102,9	10	56,0	13	37,3	14	86,6	14	76,8	14	105,4	13,9
Astarte borealis	0		0		1	11,1	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0,1
Cardium glaucum	6	5,1	5	3,9	11	8,0	5	10,0	6	10,6	3	15,7	3	22,2	12	28,2	6	32,3	11	31,0	9	17,3	10	5,3	10	23,8	8	24,6	7,5
Macoma baltica tot	18	604,3	20	405,3	29	484,2	26	523,6	26	502,3	30	416,3	24	487,5	27	452,3	28	603,8	27	629,8	28	446,8	28	474,3	24	409,7	24	329,0	25,6
Mya arenaria	13	17,6	12	15,6	21	25,2	16	18,3	20	15,5	22	17,7	16	44,2	22	48,9	21	38,7	17	104,6	17	49,6	18	42,5	14	74,9	19	72,5	17,7
<b>antal före. arter</b>	<b>31</b>		<b>28</b>		<b>32</b>		<b>31</b>		<b>29</b>		<b>36</b>		<b>26</b>		<b>32</b>		<b>32</b>		<b>36</b>		<b>37</b>								

Resultat av algprofilprovtagningar i Blekinge och Skåne 2004 - 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	2004-10-19			>4,9		>9	<<5	ej	ej
H 2	2004-10-19	0,2	2,8	3,3	>9,6	9,6	100	ej	ej
H1	2004-10-07	0,1	2,0	>4,1	>6,2	>10	50	ej	ej
MA 11	2004-10-12	0,3	0,4	1,1	>10	>10	<<5		
MA 9	2004-10-04	0,3	0,9	2,0	>6	>6	10	72,5	0,5-0,7
MA 8	2004-10-06				>6	>6	0		
MA 7	2004-10-06			3,3	9,7	9,7	0		
MA 6	2004-10-06	0,5	0,7	4,0	>9,5	10,0	<<5	42	0,7-1,1
MA 5	2004-10-12				9,3	9,3			
MA 5 B	2004-10-12	0,6	2,5	3,2	>6,7	>6,7	75	ej	ej
MA 4	2004-10-12	0,4	0,5	6,0	>10,5	≈10,5	<<5	27	0,3-0,5
MA 3	2004-09-02	0,3	2,4	3,9	4,2	4,6	100	47,5	1,2-2,4
MA 2	2004-09-02	0,7	1,7	2,9	>10	≈10	100	89,5	1,3-1,6
MA 2 B	2004-09-02	0,3	3,7	4,1	4,5	4,5	100	ej	ej
LösS	2004-10-12		*	>6,5	>11,1	>11,1	<<5	30	0,3-0,4
MA 1	2004-10-12	0,2	0,5	1,0	>4,4	>4,4	<<5	46,5	0,4-0,7
MA 15	2004-10-27			>6	>9	>9	<<5		

\* kvar väst om linjen 0,3-0,7m

station	datum	max täckning för Fucus (%)	djup för max tångtäckn (m)	rekrytering (0-2)	betning (0-2)	nedslamn (0-2)	påväxt (0-2)	maxtäckning rödalger (%)	djup för maxtäckning rödalger (m)
H 3	2004-10-19	5	2,2	1	0	0	1	75	5,1-7
H 2	2004-10-19	100	0,5-1,6	1	1	0	1	50-75	3,5-4,0
H 1	2004-10-07	75	1,2-2,0	1	1	1	1	75	1,2-2,0
MA 11	2004-10-12	25-50	0,3-0,5	1	1-2	0	1	75-100	0,9-6
MA 9	2004-10-04	75-100	0,4-0,8	1	1	0	1-2	100	1,8-6
MA 8	2004-10-06	0				1		100	6
MA 7	2004-10-06	>5	3,3	1	1	0	0	100	5,8-9,6
MA 6	2004-10-06	25	0,5-0,7	1	1	0	1	100	2,8-7
MA 5	2004-10-12					2		75	3,7-5,2
MA 5 B	2004-10-12	75	0,6-2,1	1	0-1	1	1	100	3,2-4,4
MA 4	2004-10-12	50	0,5	1	1	0	1	75	2,5-8
MA 3	2004-09-02	100	0,5-1,2	1	0	2	2	10	1,9-2,2
MA 2	2004-09-02	100	0,7-1,2	1	0-1	1	1	50	1,7-3,9
MA 2 B	2004-09-02	100	0,4-2,1	1	0	1	1	10	2,1-3,1
LösS	2004-10-12	<5**	2	1	1	0	1	100	5,0-7,0
MA 1	2004-10-12	50	0,3	1	0-1	1	1	100	2,6-4,4
MA 15	2004-10-27	<5	3,5	1	1	1	1	100	1,9-3,2

\*\* Fucus 50% kvar V om linjen på 7,5-17 m fr 0-punkten

Några av parametrarna är bedömda enligt skalan :  
0 = inget  
1 = måttligt  
2 = mycket

Bilaga 10

1(1)

Täckningsgrad för makroalger i 5\*5 meter stora rutor på  
hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2004

Datum : Djup (m) :	Simris			Karakås			Rakö		
	2004-10-19			2004-10-19			2004-10-07		
	0,8	1,5	3,6	0,7			0,5	0,9	1,9
Rivularia atra	3						5	15	1
Furcellaria lumbricalis	3	1	1			2		1	1
Phyllophora sp	1		1						
Ceramium nodulosum			2						
Ceramium goobi	1	1		1			1		1
Polysiphonia fucoides	40	60	10	1	55	50	1	10	62
Rhodomela confervoides			1				1	1	1
Hildenbrandia rubra	7	40	75						
Pilayella littoralis	3	1		1	1	1		0,5	1
Elachista lubrica								1	1
Chorda filum				1	2		2	1	0,5
Fucus serratus	5		1	40	55	3		3	2
Fucus vesiculosus	1			60			2	25	25
Cladophora glomerata	5		1	2	3	1		70	11
Summa täckning (%)	69	103	92	106	116	57	12	127,5	106,5
Substrat %	100	100	100	100	100	100	75	75	80
Antal arter	10	5	8	7	5	5	6	10	11



**Algbiomassor i rödalgsbältet (g DW/m<sup>2</sup>) i Blekinge 2004**

Datum : Djup (m) :	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15	
	04-10-12		04-10-04		04-10-06		04-10-06		04-10-06		04-10-12		04-10-12		04-09-02		04-09-02		04-10-12		04-10-12		04-10-27	
	6,0		6,0		6,0		6,0		6,0		3,0		6,0		3,0		3,0		6,0		3,0		6,0	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
Furcellaria lumbicalis	195,04	24,90	108,79	21,06	154,81	55,73	169,55	87,95	454,61	58,59	103,16	26,50	245,91	125,53			32,73	10,19	257,85	25,29	317,63	130,09	112,13	16,52
PHYLLOPHORA SP.	0,13	0,11	0,67	0,32	12,81	7,42	3,68	0,82	7,28	3,56	0,48	0,24	0,19	0,10			0,83	0,29	0,69	0,10	1,19	0,88	1,09	0,84
Aglaothamnion roseum											0,29	0,14												
Ceramium nodulosum							15,60	11,84																
Ceramium tenuicorne	0,33	0,04	0,03	0,02			5,30	2,75			5,80	3,50			0,30	0,18	2,74	2,72	0,48	0,32				
Polysiphonia fucoides	13,18	7,88	92,56	22,02	65,98	18,66	102,92	60,09	89,53	14,04	28,38	19,92	59,43	31,48	3,88	1,95	12,83	5,04	15,42	8,38	196,32	71,50	59,69	1,50
Polysiphonia fibrillosa	0,08	0,08	3,53	2,78	7,82	3,06	3,23	3,19	6,71	5,07									0,13	0,12	47,35	17,56		
Rhodomela confervoides			0,28	0,12	0,20	0,14	0,73	0,50	41,38	18,04														
Pilayella littoralis					7,60	5,73					47,55	18,49			1,93	1,72	5,70	1,97						
Stictyosiphon tortilis															16,87	15,60								
Dictyosiphon foeniculaseus					0,01	0,01									0,18	0,18								
Chorda filum															40,09	33,64								
SPHACELARIA SP.															3,63	2,38								
Fucus serratus															311,67	311,67								
CLADOPHORA SP.															0,04	0,03								
Cladophora glomerata											0,34	0,23											0,04	0,04
Summa	208,75	25,00	205,86	41,19	249,22	61,67	301,00	41,78	599,51	86,84	185,99	37,27	305,53	104,03	378,58	359,07	54,83	2,19	274,57	19,31	562,48	217,13	172,95	18,02
Antal arter	5		6		7		7		5		7		3		9		5		5		4		4	

**Påväxtalger i tångbältet (g DW/100 gDW tång) i Blekinge 2004**

Datum : Djup (m) :	Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15				
	04-10-12		04-10-04		04-10-06		04-10-06		04-10-06		04-10-12		04-10-12		04-09-02		04-09-02		04-10-12		04-10-12		04-10-27				
	biom		SE		biom		SE		biom		SE		biom		SE		biom		SE		biom		SE		biom		SE
RIVULARIA SP.	0,00	0,00	0,00	0,00									0,01	0,00					0,01	0,00	2,11	0,67					
Ceramium nodulosum									0,00	0,00																	
Ceramium tenuicorne	0,00	0,00	10,91	1,57					0,00	0,00	0,00	0,00	1,29	0,38	0,00	0,00	1,69	0,30	3,05	0,67							
Polysiphonia fucoides	0,02	0,01									6,72	1,26			0,08	0,02											
Polysiphonia fibrillosa																	3,11	1,04									
Rhodomela confervoides									0,00	0,00																	
Ectocarpus siliculosus																						22,01	3,42				
Pilayella littoralis			0,32	0,08			14,83	4,48	0,63	0,14	0,14	0,00					0,36	0,12			5,38	1,79					
Pil/Ecto coll																			3,47	0,60							
Elachista lubrica	0,02	0,01	1,71	0,44			1,38	0,25	3,59	0,71	0,01	0,00	0,72	0,24	0,18	0,05			1,22	0,20	0,01	0,00					
Dictyosiphon foeniculaceus			0,38	0,13																							
Chorda filum															6,42	0,44											
Enteromorpha intestinalis													0,00	0,00													
Cladophora glomerata																	0,02	0,01			5,23	1,31					
Cladophora rupestris															9,75	1,02	0,00	0,00									
Elachista lubrica/Rivularia SP					0,45	0,15	1,27	0,42																			
Summa	0,05	0,01	13,32	1,67			16,66	4,45	5,49	1,25	6,87	1,26	2,02	0,34	16,44	0,66	5,19	1,24	7,75	0,13	34,74	5,76					
Antal arter	5		5				3		6		4		4		5		5		4		5						
Medelvikt för sågtångsruskor (DW):	59,83	19,20	58,23	6,53			67,57	28,85	150,98	49,62	29,42	11,11	36,07	5,92	67,87	23,05	88,27	26,93	80,83	16,55	26,13	13,29					
Medelvikt för blåstångsruskor (DW):																											

Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2004 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.

**Abundans (ind/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2004**

Datum:	MA11		MA9		MA8		MA7		MA6		MA5		MA4		MA3		MA2		LÖSS		MA1		MA15	
	04-10-12		04-10-04		04-10-06		04-10-06		04-10-06		04-10-12		04-10-12		04-09-02		04-09-02		04-10-12		04-10-12		04-10-27	
	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE
Balanus improvisus											83	17			8	2	1	0						
Heterotanais oerstedii											1	0			1	0	53	18						
Sphaeroma hookeri											11	3			23	2	2	0						
Idotea baltica			1	0			102	17	3	1	360	38	143	16	55	8	190	13	17	3	39	1		
Idotea chelipes			2	1			25	8	1	0	125	19			16	3	4	1						
Idotea granulosa	94	15												16	1									
JAERA SP.			9	2			14	5			4	1			17	4								
GAMMARUS SP.							2	1			79	13	10	2	98	8	22	4						
Gammarus duebeni			32	11																				
Gammarus locusta							3	1			15	3	49	16	47	8	41	6			26	7		
Gammarus oceanicus	6	1	43	5			87	24	1	0	183	17	56	8	224	18	69	8	23	2	8	2		
Gammarus zaddachi			7	1							21	5					1	0						
Gammarus salinus	3	1	87	15							95	4	19	6	23	4	2	1	3	1	2	1		
Calliopius laeviusculus	3	1					6	1			44	15	71	24	1	0			16	5				
Leptocheirus pilosus											93	18			448	76								
Palaemon adspersus															4	1								
CHIRONOMIDAE															151	39								
Theodoxus fluviatilis	76	23	7	1					1	0	239	24			753	27	1	0	2	1	149	19		
HYDROBIIDAE	2	1									100	22			1301	108	7	2			29	10		
LYMNAEA SP.											4	1			9	2								
Mytilus edulis	189	59	4	1					1	0	71	17	34	6	1167	113	7	0	1	0	29	10		
Cerastoderma glaucum															1015	40	4	1			7	2		
BRYOZOA											19	1			7	1	4	0						
Syngnathus typhle = tångsnälla															1	0								
Summa total	373	95	193	14			240	53	7	2	1547	87	381	70	5388	164	409	33	61	5	290	24		
Antal arter:	7		9				7		5		17		7		22		15		6		8			

**Biomassa (g WW/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2004**

Datum:	MA11		MA9		MA8		MA7		MA6		MA5		MA4		MA3		MA2		LÖSS		MA1		MA15	
	04-10-12		04-10-04		04-10-06		04-10-06		04-10-06		04-10-12		04-10-12		04-09-02		04-09-02		04-10-12		04-10-12		04-10-27	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
Balanus improvisus											6,33	1,43			0,18	0,04	0,02	0,01						
Heterotanais oerstedii															0,00	0,00	0,00	0,00						
Sphaeroma hookeri											0,11	0,03			0,57	0,08	0,01	0,00						
Idotea baltica			0,07	0,02			3,32	0,48	0,14	0,05	15,39	1,64	5,72	0,79	2,83	0,32	7,40	0,37	0,53	0,12	1,18	0,15		
Idotea chelipes			0,02	0,01			0,56	0,17	0,08	0,03	2,53	0,31			0,62	0,19	0,13	0,04						
Idotea granulosa	4,06	0,57													1,49	0,28								
JAERA SP.			0,04	0,01			0,02	0,01			0,01	0,00			0,01	0,00								
GAMMARUS SP.							0,02	0,01			0,34	0,06	0,04	0,01	0,86	0,21	0,03	0,00						
Gammarus duebeni			0,44	0,15																				
Gammarus locusta							0,01	0,00			0,20	0,05	0,44	0,15	0,71	0,12	0,53	0,05			0,37	0,08		
Gammarus oceanicus	0,30	0,05	1,51	0,03			3,08	0,72	0,08	0,03	7,49	0,76	3,00	0,65	17,32	1,40	3,99	0,31	1,08	0,14	0,46	0,09		
Gammarus zaddachi			0,11	0,02							0,27	0,05					0,01	0,00						
Gammarus salinus	0,03	0,01	1,28	0,22							1,38	0,10	0,21	0,07	0,65	0,11	0,07	0,02	0,08	0,02	0,04	0,01		
Calliopius laeviusculus	0,01	0,00					0,01	0,00			0,10	0,03	0,20	0,07	0,00	0,00			0,04	0,01				
Leptocheirus pilosus											0,12	0,03			0,51	0,14								
Palaemon adspersus															3,34	1,10								
CHIRONOMIDAE															0,08	0,03								
Theodoxus fluviatilis	3,38	1,05	0,38	0,07					0,03	0,01	18,48	1,64			18,50	1,69	0,07	0,02	0,09	0,03	4,32	0,63		
HYDROBIIDAE	0,03	0,01									0,63	0,16			8,24	0,52	0,02	0,01			0,24	0,08		
LYMNAEA SP.											0,68	0,23			2,62	0,75								
Mytilus edulis	10,61	3,24	0,72	0,24					0,00	0,00	30,34	5,37	2,47	0,53	204,30	8,29	1,90	0,29	0,38	0,13	2,85	0,95		
Cerastoderma glaucum															31,96	1,81	0,02	0,01			0,47	0,16		
BRYOZOA																								
Syngnathus typhle = tångsnälla															0,75	0,25								
Summa total	18,41	4,76	4,57	0,34			7,03	1,36	0,33	0,10	84,39	8,08	12,08	1,65	295,54	10,60	14,20	0,25	2,20	0,39	9,94	0,79		
Antal arter:	7		9				7		5		17		7		22		15		6		8			

### Innehåll av kol, kväve och fosfor (mg/g torrsvikt) i blåstång vid unde sökningar i Blekinge 2004

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	348	7,6	3,3
Ma9	361	9,1	3,2
Ma8			
Ma7	364	13,0	3
Ma6	350	8	2,9
Ma5	360	13	3,0
Ma4	347	8,5	2,0
Ma3	380	7,9	2,0
Ma2	356	19,0	2,5
Ma1	370	6,8	2,9
Löss	365	5,6	3,6
Ma15			

### Kvoter mellan kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar Blekinge 2004.

Station	N/P	C/N	C/P
Ma11	2,3	46	105
Ma9	2,8	40	113
Ma8			
Ma7	4,3	28	121
Ma6	2,8	44	121
Ma5	4,3	28	120
Ma4	4,3	41	174
Ma3	4,0	48	190
Ma2	7,6	19	142
Ma1	2,3	54	128
Löss	1,6	65	101
Ma15			

	<b>Ma11</b>	<b>Ma9</b>	<b>Ma7</b>	<b>Ma6</b>	<b>Ma5</b>	<b>Ma4</b>
Kväve	0,156	-0,100	-0,122	-0,161	-0,131	<b>-0,661</b>
Fosfor	0,488	0,391	0,509	0,372	0,406	0,200
N/P	-0,325	-0,307	<b>-0,519</b>	-0,513	-0,547	<b>-0,626</b>
antal år	15	15	14	11	11	11

	N-begr
	P-begr
	C-begr

	<b>Ma3</b>	<b>Ma2</b>	<b>Ma1</b>	<b>Löss</b>	<b>Blek</b>
Kväve	-0,277	-0,309	-0,305	-0,423	-0,376
Fosfor	0,175	0,196	<b>0,667</b>	0,209	0,468
N/P	<b>-0,595</b>	-0,456	<b>-0,767</b>	-0,405	<b>-0,642</b>
antal år	11	15	14	7	11
	antal stationer :				10

gräns f signifikans	
antal år	r-värde
7	0,707
11	0,576
14	0,514
15	0,497

## Bilaga 14

1(1)

### Halter av tungmetaller i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004

Dessutom visas resultatet av avvikelseklassningen av uppmätta halter. Längs ner på sidan anges också resultatet av en trendanalys (korrelation) för längsta tillgängliga period.

Tungmetallanalyser (25 blåmusslor / station)

Station	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1	Bakgrund
Datum	041019	041019	041007	041027	041006	041004	041006	041012	
Medel längd (mm)	26,2	24,1	17,7	30,2	27,6	22,5	23,0	21,2	
Medel bredd (mm)	13,7	13,0	10,0	16,0	14,2	12,3	12,2	11,2	
Medel skalvikt (mg)	507	422	160	589	510	370	310	249	
Medel färskvikt (mg)	293	239	95	514	335	179	217	131	
Medel torrsvikt (mg)	43	35	14	93	45	27	30	18	
Vattenhalt (% av ww)	85	85	85	82	87	85	86	86	
Metaller (mg/kg TS)									
Cd	5,2	4,8	3,1	1,7	4,4	4,4	4,5	5,2	4,0
Cr	1,7	1,9	2,4	1,1	1,8	2,1	2,0	2,0	2,0
Cu	19	20	16	9,2	11	13	15	15	10
Hg	0,097	0,091	0,140	0,100	0,100	0,170	0,140	0,190	0,200
Ni	4,5	4,9	4,1	1,7	3,2	3,5	2,5	3,8	4,0
Pb	2,8	3,3	2,2	5,5	1,8	1,3	1,3	2,8	2,0
Zn	170	200	140	170	190	150	150	180	120

Avvikelseklassning av uppmätta metallhalter i blåmusslor enligt Naturvårdsverkets rapport 4914

Station	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1	medel
Cd	3	2	1	1	2	2	2	3	2,0
Cr	1	1	2	1	1	1	1	1	1,1
Cu	3	3	2	1	2	2	2	2	2,1
Hg	1	1	1	1	1	1	1	1	1,0
Ni	2	2	2	1	1	1	1	1	1,4
Pb	2	2	2	3	1	1	1	2	1,8
Zn	2	2	2	2	2	2	2	2	2,0
medelklass	2,0	1,9	1,7	1,4	1,4	1,4	1,4	1,7	

1 = Ingen/obetydlig avvikelse	4 = Stor avvikelse
2 = Liten avvikelse	5 = Mkt stor avvikelse
3 = Tydlig avvikelse	

Trendanalys (Korrelation) för tungmetallhalter i blåmusslor i Blekinge under perioden 1998-2004

Minustecken före r-värdet innebär sjunkande trend, signifikanta förändringar anges med fet stil

	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1
Cd	0,054	-0,155	0,099	-0,188	0,521	-0,186	-0,316	0,422
Cr	0,222	0,311	0,620	0,398	0,300	0,418	0,291	0,675
Cu	0,651	-0,060	0,293	0,298	0,124	0,504	<b>0,745</b>	0,288
Hg	0,058	0,178	-0,252	0,000	-0,141	0,092	0,080	0,066
Ni	0,386	<b>0,751</b>	0,380	0,496	0,033	0,543	0,229	0,567
Pb	-0,398	0,418	-0,402	-0,668	-0,361	-0,593	-0,416	-0,673
Zn	<b>0,891</b>	-0,111	-0,332	0,079	0,194	<b>0,837</b>	-0,351	0,552

## Halter av olika miljögifter i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2004

organiska miljögifter (150 blåmusslor / station)

Station	Simris	Ma9	Ma1
Datum			
Medel längd (mm)	25,6	22,6	22,0
Medel bredd (mm)	13,5	12,2	11,5
Medel skalvikt (mg)	420	359	234
Medel färskvikt (mg)	248	185	121
Fettvikt (% av ww)	1,3	1,2	1,2
Vattenhalt (% av ww)	86	85	86
Organiska tennföreningar	ug/kg TS		
DBT (dibutyltenn)	33,1	17,1	18,6
TBT (tributyltenn)	44,8	21,1	21,4
Polyaromatiska kolväten (PAH)	ng/g fett		
<i>Cancerogena PAH-er</i>			
Benso(a)antracen	<20	<20	170
Benso(a)pyren	<20	<20	<20
Benso(a)flouranten	<20	<20	320
Benso(k)flouranten	<20	<20	280
Chrysen/Trifenylen	70	52	1800
Dibenso(a,h)antracen	<20	<30	<30
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<20	<20	370
<i>Övriga PAH-er</i>			
Acenaften	58	69	95
Acenaftylen	<30	<40	<20
Antracen	35	50	97
Benso(ghi)perylen	<20	<20	180
Fenantren	160	220	380
Flouranten	110	93	470
Fluoren	78	110	130
Naftalen	26000	30000	44000
Pyren	180	110	1200

<b>Subsample code (first nr):</b>	<b>iom503</b>	<b>Date of clean-up:</b>	2004-12-16	<b>Date of analysis:</b>	2005-02-16
<b>Sampling place:</b>	Blekinge/Skåne	<b>Clean-up performed at:</b>	ITMo	<b>Analysed at:</b>	ITMo
<b>Sampling commune/county:</b>		<b>by:</b>	uce	<b>by:</b>	uce
		<b>Method code for clean-up:</b>	PCB/OCP-BIOTA-1	<b>Method code for analysis:</b>	GC/ECD-PCB/OCP-2
<b>Date of arrival:</b>	2004-12-15				
<b>Type of sample:</b>	Mussel				
<b>Sample tissue:</b>	Whole body				

ng/g fresh weight																
subsample code	(ext nr)	HCB	a-HCH	b-HCH	LINDAN	pp-DDE	pp-DDD	pp-DDT	CB-28	CB-52	CB-101	CB-118	CB-153	CB-(138+163)	CB-180	extracted fat (%)
iom503	MA1	<0.09	<0.07	<0.10	0,124	0,338	<0.14	<0.12	-99,99	<0.07	<0.09	0,087	0,302	0,206	<0.09	1,15
iom504	MA9	<0.09	<0.07	<0.10	<0.09	0,365	<0.14	<0.12	<0.07	<0.07	<0.09	0,107	0,351	0,231	<0.09	1,22
iom505	Simris	<0.09	<0.07	<0.10	0,097	0,595	0,16	0,18	<0.07	<0.07	0,10	0,094	0,379	0,260	<0.09	1,33

ng/g lipid weight																
subsample code	(ext nr)	HCB	a-HCH	b-HCH	LINDAN	pp-DDE	pp-DDD	pp-DDT	CB-28	CB-52	CB-101	CB-118	CB-153	CB-(138+163)	CB-180	
iom503	MA1	<7.8	<6.1	<8.7	10,7	29,3	<12	<10	-99,99	<6.1	<7.8	7,54	26,2	17,8	<7.8	
iom504	MA9	<7.4	<5.7	<8.2	<7.4	29,8	<11	<9.8	<5.7	<5.7	<7.4	8,74	28,7	18,9	<7.4	
iom505	Simris	<6.8	<5.3	<7.5	7,30	44,8	12,0	13,5	<5.3	<5.3	7,45	7,07	28,5	19,6	<6.8	

Long term precision (rsd%)  
 0.04-0.5 ppb: <36% (k=2)  
 0.5-5.0 ppb: <22% (k=2)  
 ≥ 5.0 ppb: <16% (k=2)

Codes:  
 < value = < lowest standard dilution  
 -99,99 = "missing value":  
 - the analyte exist but it is impossible to calculate the amount  
 - the sample is lost

<b>Subsample code (first nr):</b>	<b>IOM 503</b>	<b>Date of clean-up:</b>	2004-12-16	<b>Date of analysis:</b>	2005-02-17
<b>Sampling place:</b>	Skåne/Blekinge	<b>Clean-up performed at:</b>	ITMo	<b>Analysed at:</b>	ITMo
<b>Sampling commune/county:</b>		<b>by:</b>	uce	<b>by:</b>	KEN
		<b>Method code for clean-up:</b>	PCB/OCP-BIOTA-1	<b>Method code for analysis:</b>	Bromanalys
<b>Date of arrival:</b>	2004-12-15				
<b>Type of sample:</b>	Muskel				
<b>Sample tissue:</b>	Whole body				

pg/g fresh weight							ng/g fresh weight		
subsample code	(ext nr)	BDE47	BDE99	BDE100	BDE 153	BDE 154	HBCD	TBBPA	extracted fat (%)
IOM 503	MA1	28	40	47	38	-99,99	61	<i>ej klart</i>	1,15
IOM 504	MA9	28	30	28	4,1	-99,99	76	<i>ej klart</i>	1,22
IOM 505	Simris	85	89	36	34	-99,99	91	<i>ej klart</i>	1,33

ng/g lipid weight							ng/g lipid weight		
subsample code	(ext nr)	BDE47	BDE99	BDE100	BDE 153	BDE 154	HBCD	TBBPA	
IOM 503	MA1	2,4	3,4	4,1	3,3	-99,99	5,3	<i>ej klart</i>	
IOM 504	MA9	2,3	2,5	2,2	0,34	-99,99	6,2	<i>ej klart</i>	
IOM 505	Simris	6,4	6,7	2,7	2,5	-99,99	6,9	<i>ej klart</i>	

Codes: -99,99 = "missing value", the analyte exist but it is impossible to calculate the amount

## Bilaga 16

### 1(2)

#### Konsulternas Kvalitetssäkringsarbete under 2004

---

##### Redovisning av Högskolan i Kalmars kvalitetssäkringsarbete 2004

- Deltagande i provningsjämförelser

Inga nationella provningsjämförelser har genomförts under 2004.

- Provtagning

Provtagningen sker enligt Naturvårdsverkets rekommendationer, och har utförts enbart av Högskolans 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. 2004 inköptes en ny djupmätare som vid första dyktillfället kalibrerades med övriga och med uppmätt djup. Vid studierna på algprofiler sker alltid 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. De formalinkonserverade proverna kontrollerades vad det gäller vätskenivå vid ett tillfälle.

- Analyser

Alla analyser sker enligt i kontrollprogrammet angivna metodbeskrivningar, vilka bygger på rekommendationer från Naturvårdsverket. Sortering av biologiska prover har under 2004 utförts av ordinarie personal. De vågar som används vid vägning av biologiskt material kontrolleras av en certifierad firma (Tillquist).

Köpta analyser har enbart utförts av ackrediterade laboratorier. Under 2004 uppdagades brister i ett av laboratoriernas rutiner. Bristerna innebar att felaktiga analysvärden för organiska tennföreningar och polyaromatiska kolväten redovisades för 2003. Det innebar även att vattenvårdsförbunden i Blekinge och i västra Hanöbukten tillsammans med Högskolan i Kalmar skickade en skrivelse till Naturvårdsverket angående de höga halterna. Laboratoriet har under våren 2005 vidtagit åtgärder för att undvika att felen upprepas.

- Referensmaterial

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



**Redovisning av SMHI:s kvalitetssäkringsarbete 2004**

- 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 9001:2000 respektive ISO 14001:1996.

- Revision utförd av SWEDAC

Tillsyn utförd 2004-06-23. Resulterade i 6 stycken avvikelser, all av kategorin ”liten avvikelse”. Korrigerande åtgärder har godkänts. SWEDAC-bedömarens sammanfattande omdöme var att ”laboratoriet har kvalitetsmedveten personal, med ett väl fungerande kvalitetssystem”. Dessutom påpekades att ”personalen har stor erfarenhet och ett stort kunnande för provtagning från båt samt analyser på båten och på land”. Laboratoriet rekommenderades fortsatt ackreditering. Dessutom utökades ackrediteringen till att även omfatta provtagning och analys av växtplankton. Laboratoriet är ackrediterat enligt den nya internationella kravstandarden SS-EN ISO 17025.

- 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 (1999), och utföres enbart av utbildad SMHI-personal.

- Provhantering

Provhantering sker enligt våra metodbeskrivningar. Vår ackreditering täcker provhanteringen av samtliga kemiska analysparametrar, samt fr.o.m hösten 2004 även 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.