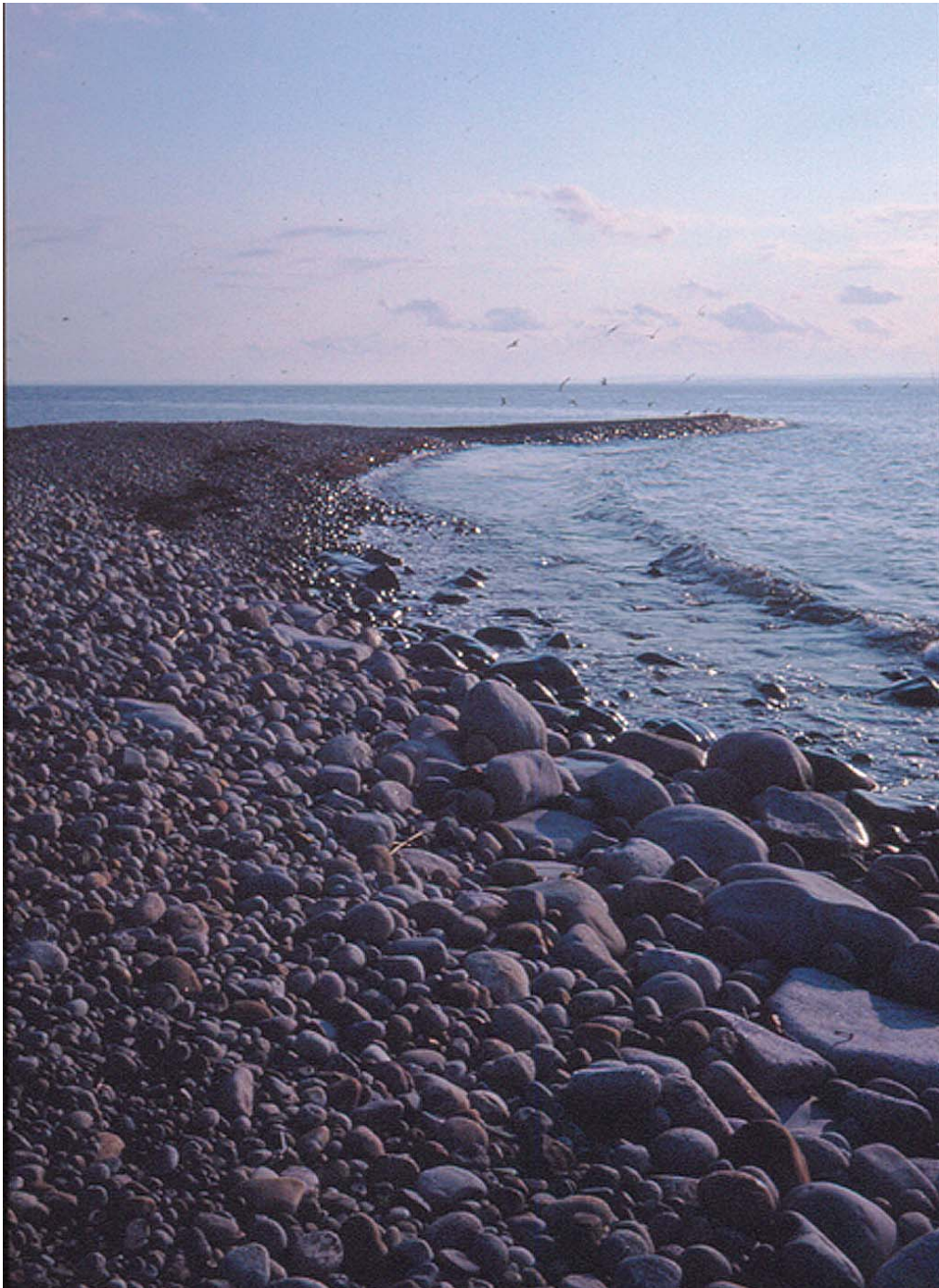


Hanöbukten

Kustvattenmiljö 2003



Blekingekustens Vattenvårdsförbund
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Hanöbukten

Kustvattenmiljö

2003

Blekingekustens Vattenvårdsförbund
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten
Årsrapport 2003

Stefan Tobiasson, Roland Engkvist,
Sture Lindahl,
Anders Sjölin



HÖGSKOLAN I KALMAR - Institutionen för Biologi och Miljövetenskap

Hanöbukten *Kustvattenmiljö 2003*

Blekingekustens Vattenvårdsförbund
Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten

Årsrapport 2003

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.student.ec.se/mifo99/bkvf/huvudsida.htm
www.hik.se

TEXTER:
Stefan Tobiasson Högskolan i Kalmar,
Roland Engkvist Högskolan i Kalmar,
Sture Lindahl SMHI,
Anders Sjölin Toxicon.

ILLUSTRATIONER:
Stefan Tobiasson, Roland Engkvist, Sture Lindahl,

© HÖGSKOLAN I KALMAR,
Institutionen för Biologi och Miljövetenskap
Stefan Tobiasson
Rapport 2004:4

ISSN 1402-6198

GRAFISK FORM:
Karl-Erik Persson Media, Färjestaden

TRYCK:
Högskolans Tryckeri

UPPLAGA:
150 ex

Innehåll

Sammanfattning	I-IV
Inledning	9
1. Tillståndet i olika vattenområden 2003	10
1.1 Västra Hanöbukten	10
1.2 Åhus och upp till Sölvesborgsområdet	12
1.3 Pukaviksbukten och Karlshamn	14
1.4 Ronnebyområdet och västerut	17
1.5 Karlskrona- och Torhamnsområdet	19
1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund	20
2. Tillförsel av föroreningar	22
3. Hydrografi i utsjön	24
4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten	26
4.1 Salthalt	26
4.2 Siktdjup	26
4.3 Syreförhållanden	27
4.4 Närsalter	27
4.5 Organiskt kol (TOC)	29
4.6 Klorofyll-a	29
5. Sediment och mjukbottenfauna	30
5.1 Sediment	30
5.2 Bottenfauna	32
6. Makroalger på hårbottnar	36
6.1 Utbredning och förekomst av alger	36
6.2 Undersökning i västra Hanöbukten 2003	37
6.3 Undersökning av tångförekomst i Blekinge 2003	37
6.4 Rödalger	38
6.5 Djur i tångsamhället	38
6.3 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll	38
7. Metaller och miljögifter i musslor	40
7.1 Metaller i musslor	40
7.2 Miljögifter i musslor	41
8. Fiskfysiologiska undersökningar	42
Referenser	43
Bilagor	45

Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

- sammanfattning av resultat från undersökningarna 2003

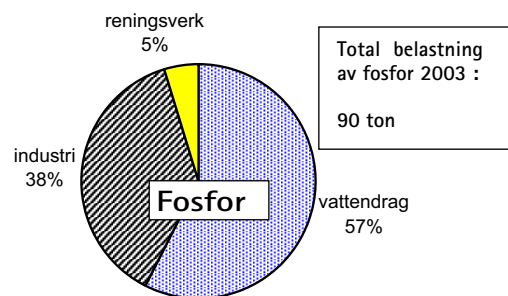
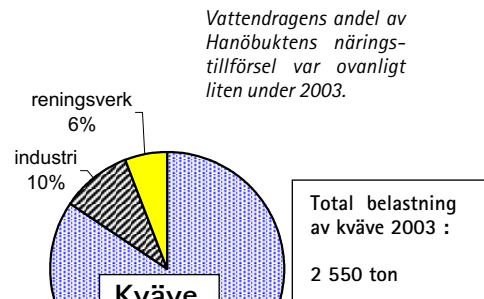
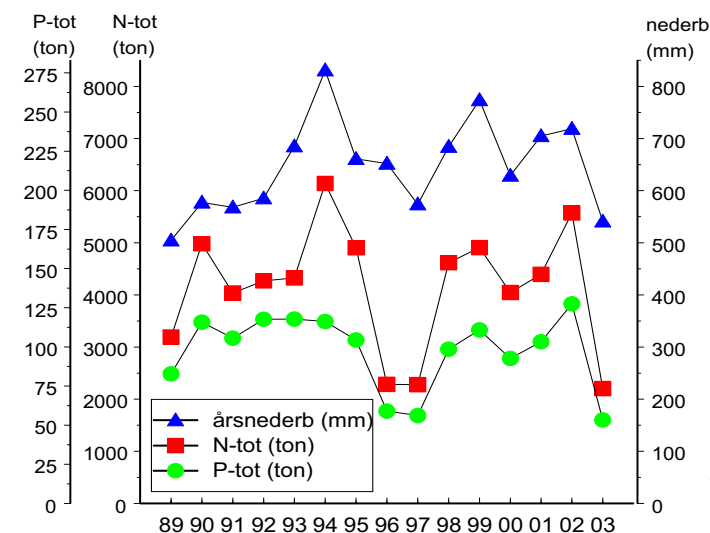
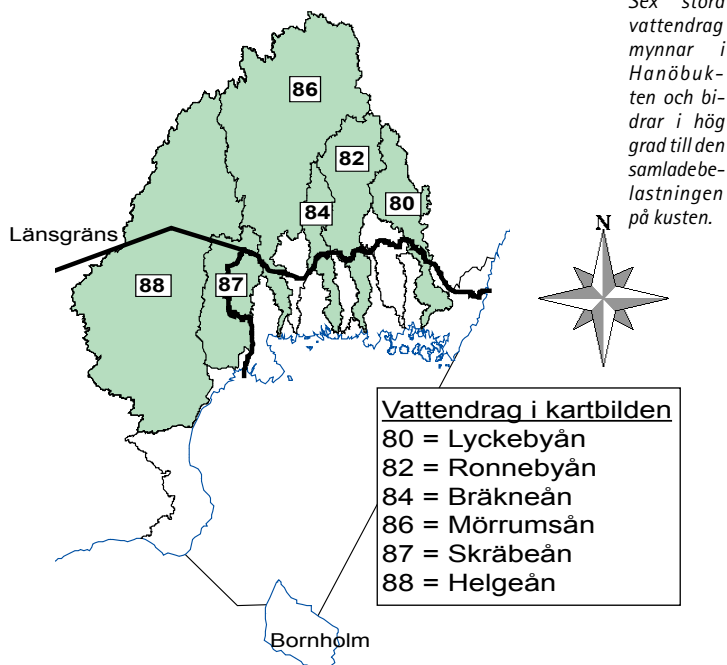
Under 2003 genomförde Högskolan i Kalmar, SMHI och TOXICON i Landskrona samordnad kustkontroll i Hanöbukten. I provtagningarna ingår såväl vatten- och sedimentundersökningar som undersökningar av biologiska variabler. Syftet med undersökningarna är att övervaka miljön i Hanöbukstens kustvatten och att konstatera eventuell påverkan från utsläpp eller andra förändringar.

Rekordlite näring via åarna

En stor del av näringstransporten till kustvattnet sker med vattendragen och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Näringstransporten i åarna är i stor utsträckning beroende på nederbörds mängden som 2003 var betydligt lägre än normalt. Under 2003 föll nederbörden dessutom främst under sommaren och den förbrukades i hög grad av växtligheten. Den samlade mängden näring från land till Hanöbukten var därför den minsta sedan undersökningarna började 1990. Trendanalys av näringstillförseln visar att det finns en tendens till minskning av fosfor i Helgeå medan

det i övriga år saknas motsvarande utveckling. Samtidigt har utsläppen från industrier och kommunala reningsverk minskat dramatiskt.

Under 2003 kom ungefär 84% mot normalt över 90% av kvävet via vattendragen. Motsvarande värden för fosfor var 57% mot normalt över 70%. Här kom så mycket som 34% från skogsindustrin.



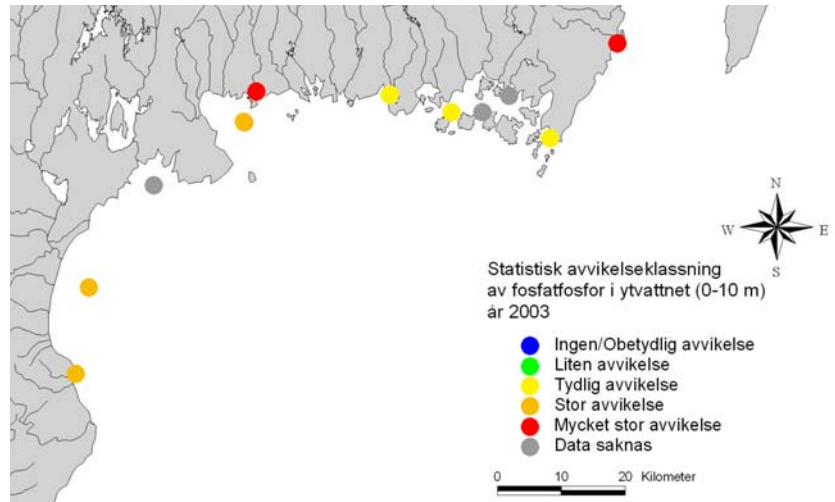
Höga fosfathalter på många platser

Under 2003 var fosfathalterna i Hanöbukten högre än angivna riktvärden på flertalet platser. Framförallt på stationerna i Karlshamn och vid Kristianopel var halterna mycket höga. Genomgående var fosfathalterna högre 2003 än föregående år. Kvävehalterna var däremot aningen lägre och uppvisar även på längre sikt en tendens till att minska. Lägst var kvävehalterna i öppna kustavsnitt långt ifrån land.

Någon egentlig salthaltsskiktning förekom inte längs kusten utom vid Karlshamn och i Ronnebyområdet som är starkt påverkade 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 2003 var syretillgången god.

Siktdjupet under sommaren 2003 var bra. Enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning registrerades mycket stort eller stort siktdjup på alla stationer utom vid Kristianopel som hade så lite som 1 meters siktdjup i juli. Stationen ligger instängt i en grund vik där ett vattendrag mynnar, och den har ofta mycket högre närsalthalter än övriga stationer.

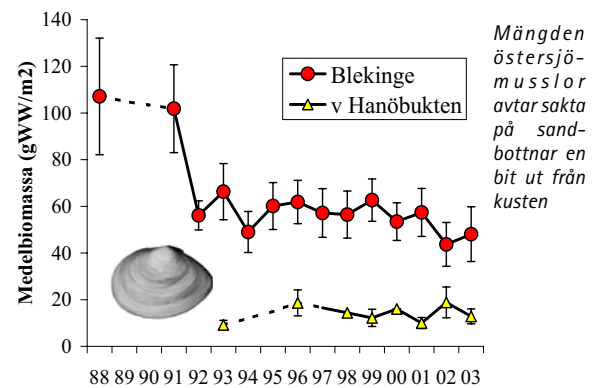
Fosfathalterna var genomgående höga vid provtagningsarna i Hanöbukten 2003



Fler arter av botten djur

Generellt har det bara skett små förändringar av bottenarnas 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 var de som ökade mest till provtagningen 2003.

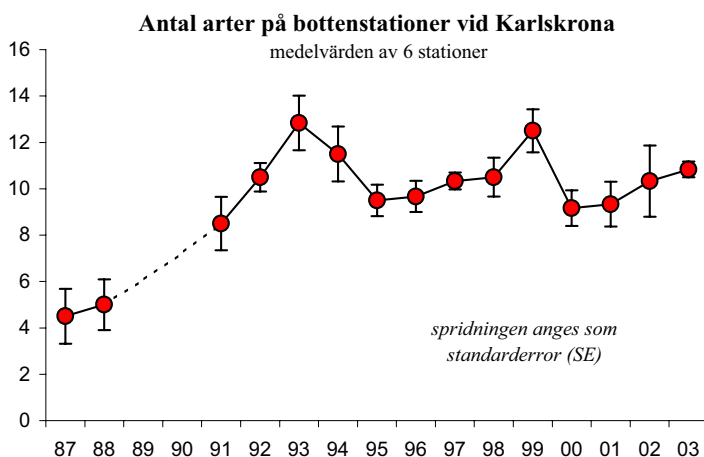
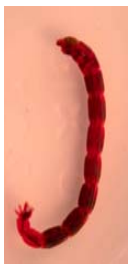
Djur påträffades på samtliga 24 undersökta stationer vid undersökningarna 2003. Överlag var artantalet aningen högre än de senaste åren. Några stationer hade dock bara ett fåtal arter vilket kan tyda på en viss påverkan. Det gäller speciellt stationen i Valjeviken men även en station i Yttre redden vid Karlskrona. Artantalet på flertalet stationer låg annars runt 10.



Längs öppna kuststräckor har mängden musslor och därmed biomassan minskat något sedan slutet på 1980-talet. Samtidigt har mängden musslor i skyddade områden med gyttigt sediment ökat något vilket har inneburit ökade biomassor. Sedan 1993 har den t ex ökat i Karlskronaområdet vilket kan vara ett tecken på ökad eutrofiering. Speciellt om man även beaktar att antalet förekommande arter har minskat något under perioden. I ett lite längre perspektiv har dock situationen i detta område blivit bättre. Samtidigt som dessa förändringar har inträffat kustnära har stationerna ute i Hanöbukten utvecklats mot fler arter och uppvisar inga tecken på miljöstörning.

Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg uppvisar tydliga tecken på övergödning men på stationen vid Kristianopel, som tidigare visat tydliga tecken på återkommande utslagning av botten djuren till följd av syrebrist hade situationen märkbart förbättrats under senare år. Samma sak gäller en station vid Torhamn som under senaste femårsperioden har utvecklats från nästan helt livlös till normal.

Fjädermygglarvervarden djurgrupp som ökade mest till provtagningen 2003



Tången minskar något igen

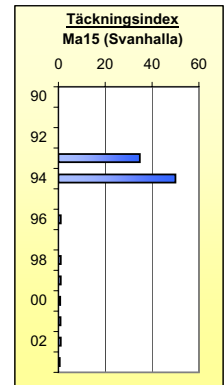
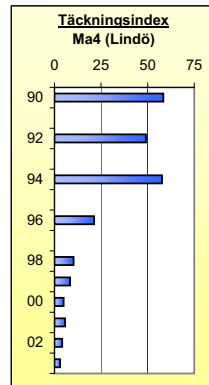
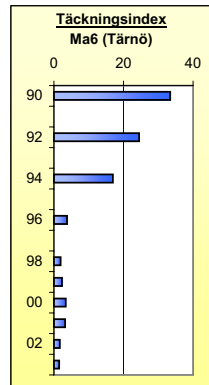
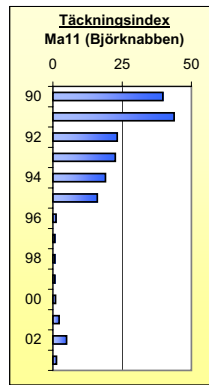
Under perioden 1990-2003 har det skett stora negativa förändringar på algstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten, åtminstone då det gäller tångens situation. Försämringarna har varit störst på vågexponerade stationer medan stationer inne i skärgården klarat sig bättre. Det går inte självklart att koppla försämringarna till de punktkällor som finns i området.

Sedan 2002 hade det inte skett några avgörande förändringar av tångsamhällena mer än att grundare delarna av tångsamhället hade minskat på några platser. På de vågexponerade lokalerna i Blekinge hade inte någon återhämtning skett och inomskärslokalerna hade kvar sina tångsamhällen intakta.

Analys av djur och växter i tångsamhället visar att det är avsevärd skillnad mellan exponerade platser och skyddade platser med mer slam och näring.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2003, liksom flertalet tidigare år, var kvävebegränsad på de flesta provtagna stationerna.

Det är tydlig skillnad på djurlivet i en tångruska från en vågexponerad plats och en plats med mer slam och näring



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

Blyhalterna i musslor minskar

Mätningar av metaller och miljögifter i Blåmusslor 2003 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 kadmiumhalten tydligt förhöjd utanför Skånes ostkust och i Pukaviksbukten men även på referensstationen vid Torhamn. Blyhalten var liksom tidigare år tydligt förhöjd på lokalen i Sölvesborgsviken men har minskat tydligt under de senaste åren. Kopparhalterna var högre än 2002 och uppvisar en tendens

till att öka i Pukaviksbukten och vid Sölvesborg. Trendanalys för sex års mätningar visar att kromhalterna i området har ökat medan bly uppvisar tendens till att ha minskat.

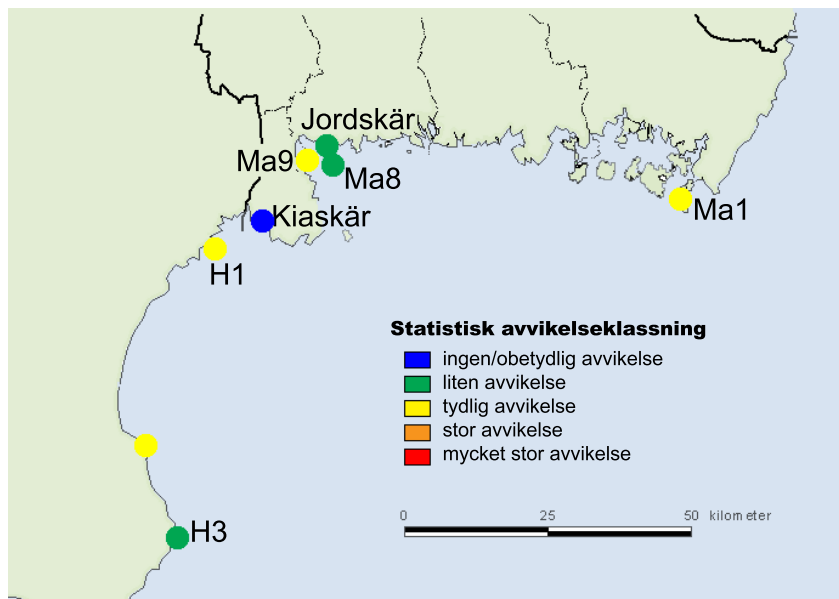
Halterna av pesticider, PAH och PCB i blåmusslor var genomgående låga. De var i samma storleksordning som i referensområdena på västkusten och i Östersjön. Däremot var halterna av tributyltenn (TBT), ett ämne som bl a ingår i vissa båtbottnfärger, över 1000 gånger högre än angivna sk NOEC-värden (no observed effect concentration). Vissa organismer är väldigt känsliga för detta ämne och de uppmätta halterna är så höga att negativa effekter på musslor och andra organismer inte kan uteslutas.

Tånglakar i god kondition

Tånglakar i utsläppsområdena till massbruken i Nymölla och Mörrum bedömdes inte vara negativt påverkade av utsläppen 2003. Vid undersökningarna var visserligen EROD-aktivitet, ett mått på avgiftning av främmande ämnen, högre vid Nymölla än på referenslokalen vid Torhamn. Lokalen avvek dock inte från alla referensstationerna och ingen påverkan bedömdes därför föreligga.

Tånglakar i utsläppsområdena uppvisade inga tecken på försämrad kondition och fortplantningen var god. Tånglakarna hade liksom 2002 stor parasitförekomst i bukhålan på samtliga platser.

Kadmium är den tungmetall som under senaste sex åren har uppvisat högst värden. Under 2003 var de dock ganska måttliga



Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten - 2003 års resultat i korthet

- * Under 2003 belastades Hanöbukten med ovanligt lite näringsämnen. Detta berodde på att nederbörden var mindre än normalt och på att den i hög grad föll på sommaren och därmed förbrukades av växtligheten.
- * Fosfathalterna var genomgående relativt höga, speciellt i instängda vikar som t ex vid Kristianopel och i Karlshamn. Kvävehalterna var mer måttliga och uppvisar dessutom en tendens till att sjunka.
- * Syretillgången i vatten nära botten var god under 2003. Samma sak gäller siktdjupet.
- * 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 2003 års mätning. Det gäller t ex vid Sölvesborg och Valjeviken men även i viss mån vid Karlskrona.
- * 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.
- * Analys av djur och växter i tångsamhället visar att det är avsevärd skillnad mellan exponerade och skyddade platser med mer slam och näring.
- * Mätning av metallhalter i blåmusslor visar att de under 2003 överlag var relativt måttliga för flertalet ämnen. Kadmiumhalterna var dock fortfarande höga utanför Skånes ostkust och blyhalten hög vid Sölvesborg.
- * Halterna av pesticider, PAH och PCB i blåmusslor var genomgående låga. De var i samma storleksordning som i referensområdena på västkusten och i Östersjön. Däremot var halterna av tributyltenn (TBT), ett ämne som bl a ingår i vissa båtbottnfärger, så höga att negativa effekter på musslor och andra organismer inte kan uteslutas
- * Tånglakar i de båda utsläppsområdena vid Nymölla och Mörrum var i god kondition och uppvisade inga tecken att vara påverkade av industriutsläppen.

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 respektive www.hanobukten.org.

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

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

Kustundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten

ges ut av Blekingekustens Vattenvårdsförbund
och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten.
Dessa sidor är särtryck av sammanfattningen i Rapport 2004:4
från undersökningarna 2003. De är utförda av Hög-
skolan i Kalmar, SMHI och Toxicon.

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

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.

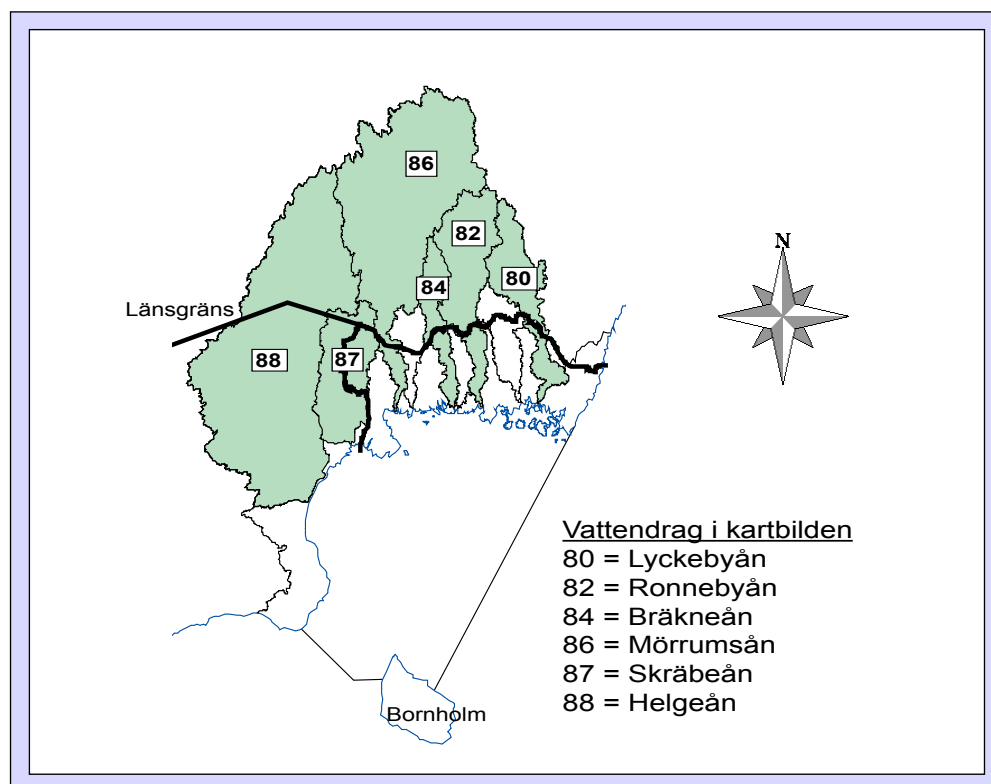
Under 2003 genomfördes samordnad recipientkontroll i Blekinge och västra Hanöbukten enligt de program som fastställdes 2003. Kontrollen har omfattat fysikaliska/kemiska parametrar i vatten, biologiska undersökningar av bottenfauna och makroalger, fiskfysiologi för tånglake samt mätning av metaller och 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.

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 respektive www.bkvf.org.

Resultaten av de fysiologiska studierna på tånglake vid Nymölla och Mörrum har redovisats till skogsindustrierna i två rapporter (Toxicon 2004) och finns därför i föreliggande rapport enbart i form av en sammanfattning.



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

FAKTA *Undersökarna*

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. SMHI i Norrköping ansvarar för provtagning och analys av hydrografiska mätningar. 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.

1. Tillståndet i olika vattenområden 2003

1.1 Västra Hanöbukten

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

Vattenföring och närsalttransport från Helgeån 2003 framgår av figur 1. Transporten av såväl kväve som fosfor var betydligt lägre än de föregående fem åren. Under perioden 1990-2003 har det skett en viss minskning vad avser Helgeåns transport av fosfor medan det för kvävetransporten inte finns motsvarande tendens (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 flödesnormalisering. Möjligen har kvoten Tot-N/Tot-P ökat något.

Under vintermånaderna i början av året observerades stor avvikelse av fosfat (oorganiskt fosfor) i stationerna i västra Hanöbukten. Under samma period var avvikelsen liten eller tydlig vad gäller oorganiskt kväve, totalfosfor och totalkväve. Jämfört med 2002 har

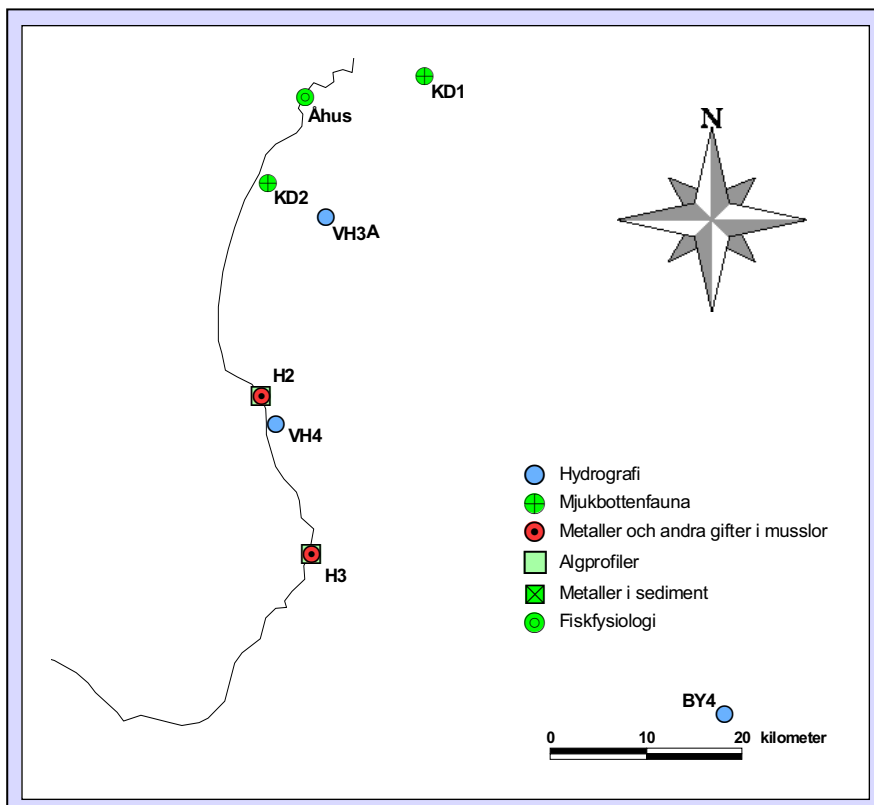
fosfathalten i station VH3A ökat under 2003, då man ser till vintervärden, men den ligger fortfarande lägre än 1999-2001 (figur 1). Likaså nitrat+nitrit-halten och totalhalten kväve har ökat med en avvikelseklass, från liten till tydlig avvikelse under 2003 jämfört med 2002. Punkten är dock flyttad vilket gör en direkt jämförelse osäker.

Avvikelse av totalhalter fosfor och kväve under sommaren (juli) var liten utom för kväve i VH4 där den var tydlig.

Sikt djupet under sommaren är bra och har ökat jämfört med 2002 och ligger enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder på liten avvikelse.

Lägsta syrgashalt i bottenvattnet under året var 6,23 ml/l som uppmättes under hösten i VH3A. Detta klassas som hög halt enligt bedömningsgrunderna och innebär god syretillgång.

En bottenfaunastation provtas sedan 1993 i området (KD2). Biomassan har

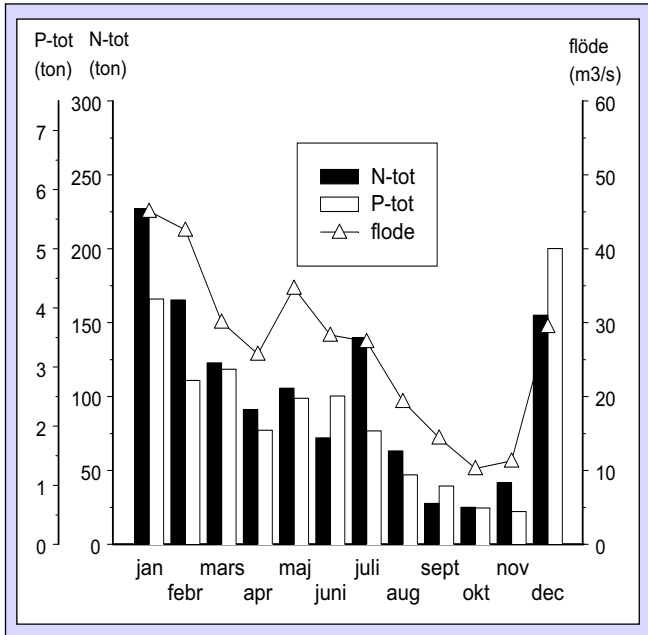


Karta 2 Provtagningsstationer i vattenområdet Västra Hanöbukten.

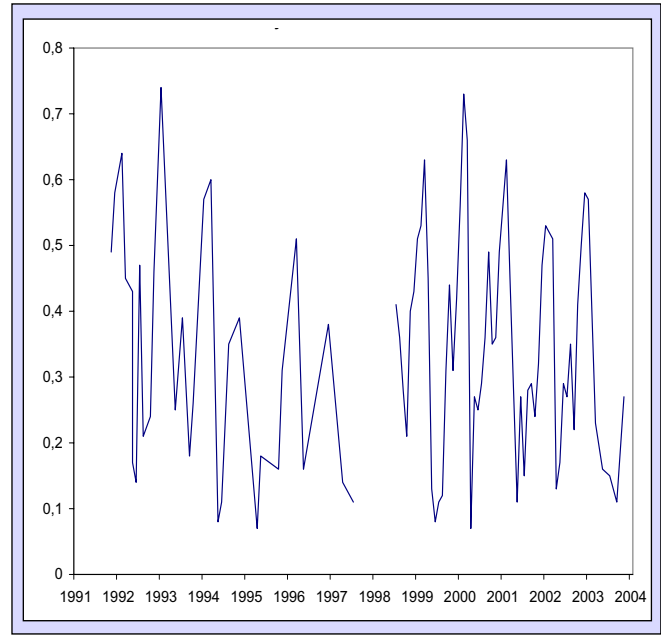
FAKTA *Avvikelseklassning*

Vid utvärderingen av erhållna geografiska 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 2003 har till skillnad från tidigare år 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 närsaltsmängder och låga syrehalter. Man jämför sedan med en uppskattning av hur förhållandena var omkring 1950, d.v.s. innan de försämringar som blivit tydliga idag ägde rum. 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 eftersträvarvärda målet. Avvikelsen anges i en femgradig skala som 'ingen', 'liten', 'tydlig', 'stor' eller 'mycket stor' avvikelse, där mycket stor avvikelse innebär t.ex. mycket höga närsalthalter eller mycket litet sikt djup jämfört med den uppskattade situationen 1950.

Inga data ännu



Figur 1 Flöde och näringsämnestransport i Helgeå 2003.



Figur 2 Halten av fosfatfosfor ($\mu\text{mol/l}$) i ytvatten på station VH3 under åren 1991–2003

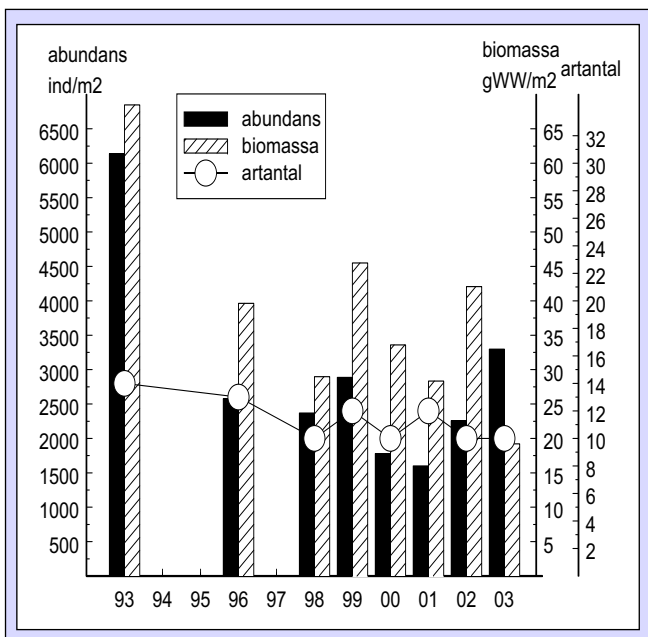
flera år varit väldigt låg och halverades dessutom mellan 2002 och 2003 (figur 3) men artsammansättningen antyder inte att området är förorenat. Den var 2003, liksom tidigare år, nästan identisk med artsammansättningen på stationen KD1 en bit norrut (se nästa vattenområde). Den lilla sandmärlan hade till 2002 åter etablerat sig på stationen efter några år med låga tätheter men till 2003 hade den åter minskat betydligt. Däremot fanns den nyligen invandrade havsborstmasken *Marenzelleria viridis* kvar i samma mängd. Under åren som provtagning skett

har såväl artantal, abundans och diversitet minskat signifikant. Studerar man resultaten lite närmare ser man att det är mätningen 1993 som avviker och därefter har djurlivet på platsen vara väldigt stabilt trots en miljö som sannolikt är tämligen variabel. Även biomassan uppvisar en tydlig tendens till att minska och 2003 var biomassan för botten djur den lägsta sedan starten.

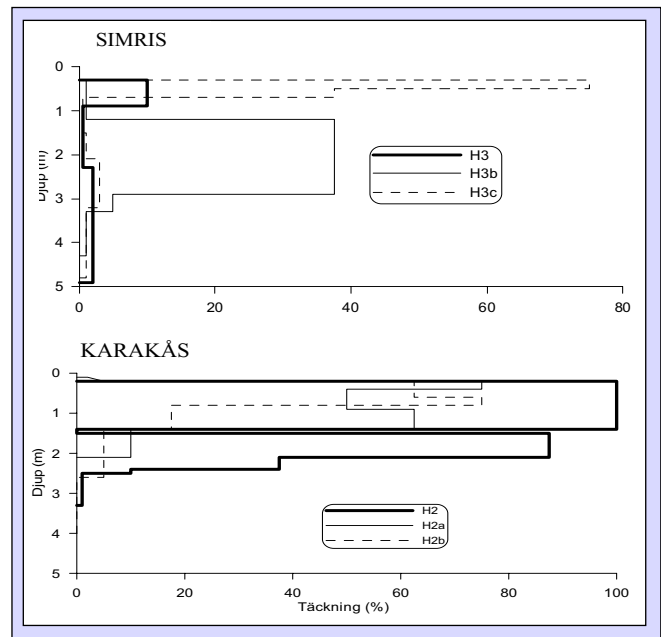
De två lokalerna i västra Hanöbukten kompletterades 2003 med vardera 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal. Skälet är att få en säkrare

bedömning av tångförekomsten i ett större område. Vidare har programmet ändrats så att kvantitativ provtagning har upphört, likaså bedömningen av algsamhället längs en fast transekt. Vid varje ordinarie lokal bedöms nu istället makroalgernas täckningsgrad i tre rutor om fem gånger fem meter.

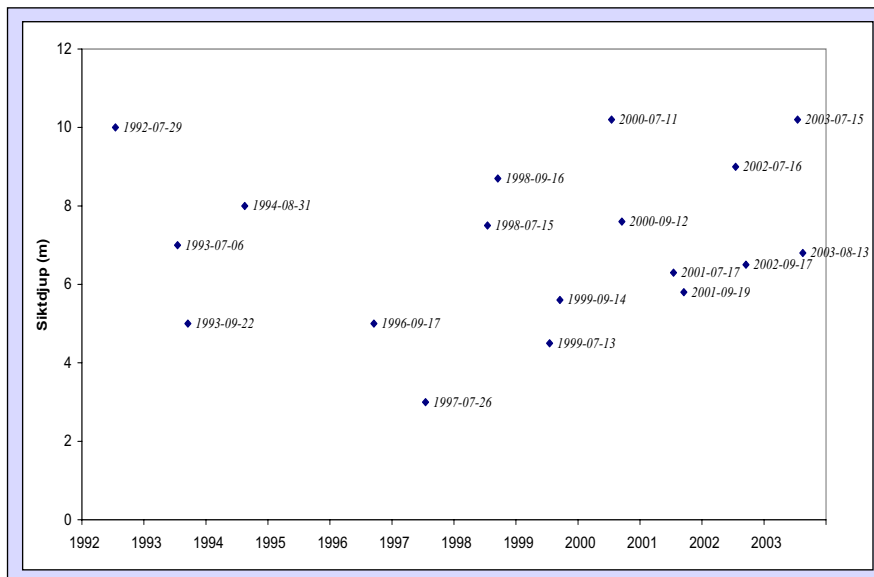
Vid Karakås (H2) och Simris (H3) var algsituationen i stort oförändrad sedan 2002, dvs tången hade tätat något vid Karakås och inte återkommit vid Simris. Provtagningarna vid extralokalerna (figur 4) visar att det kan förekomma betydande



Figur 3 Artantal, individtäthet och biomassa på bottenfaunastation KD2 under åren 1993–2003.



Figur 4 Djuputbredning och täckningsgrad för blå- och sågtång vid Simris och Karakås och extra lokaler (b och c) 2003. Observera att skalan på X-axeln inte är lika mellan diagrammen.



Figur 6 Siktdjup (m) uppmätt i juli-september under åren 1992-2003.

kommunala reningsverken i Sölvesborg och Nogersund har minskat sina kväveutsläpp signifikant och Stora Enso Nymölla har minskat såväl kväve- som fosforutsläppen markant.

Data saknas för januari från station VH1 pga dåliga isförhållanden. Station VH1 vid Nymölla har därför inte provtagits tidigare än i mars under 2003. Då har med all sannolikhet vårbloomingen redan satt igång, vilket gör att utvärdering av vintervärden av kväve- och fosforhalter inte kunnat utföras.

I station L12 i Sölvesborgsområdet har mätningar gjorts enbart i september och bedömts som sommarvärden. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder bör sommarvärden vara tagna i juli eller augusti. VH1 har provtagits och utvär-

derats för juli månad. Under dessa förut-sättningar uppvisar VH1 tydlig avvikelse för både totalfosfor och totalkväve under sommaren medan L12 uppvisar mycket stor avvikelse för totalfosfor och tydlig avvikelse för totalkväve. Även hög halt klorofyll uppmättes i L12 vid detta tillfälle vilket indikerar mycket plankton. De högre totalhalterna fosfor och kväve i L12 hänger troligtvis ihop med att mycket av ämnena är bundet i biomassen.

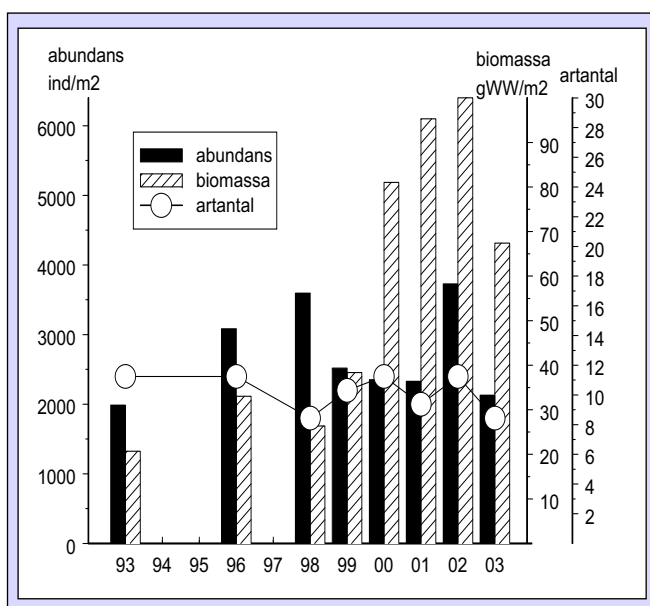
Även siktdjupet under sommaren klas-sades som stor avvikelse i L12 medan VH1 uppvisade tydlig avvikelse. Det är ändå relativt stort siktdjup och jämfört med 2002 har siktdjupet i juli i VH1 ökat det senaste året.

Lägsta syrgashalt som uppmätts i bot-tenvattnet under året var 5,51 ml/l i VH1 i

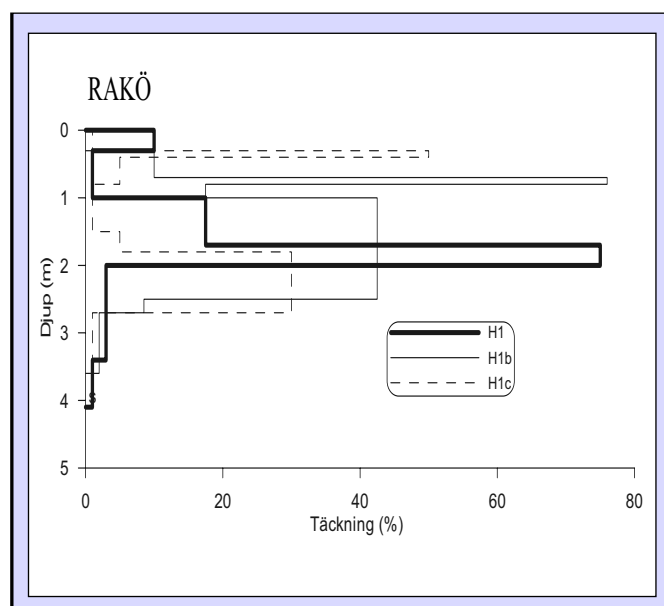
augusti, vilket innebär att syretillgången varit god under hela 2003.

Bottenfaunastationen 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) blev förhållandena tydligt sämre under ett antal år. Fram till 1996 sjönk artantalet tydligt (figur 7), och även djursammansättningen vittnade om en försämring. Vid provtagningen 1997 var dock situationen något bättre och stationen blev efterhand både art- och individrik. 2000 fanns så mycket som 19 arter och biomassen var över 100 g/m². Sedan dess har artantal och biomassa sjunkit betydligt vilket 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 vattenområdet finns även en station som ligger betydligt mer vågexponerat. Det är KD1 som ingår i programmet för västra Hanöbukten. Stationen har provtagits sedan 1993 och uppvisar ingen nämnvärd förändring sedan dess (figur 8) bortsett från då det gäller biomassen.



Figur 8 Artantal, individtäthet och biomassa på bottenfaunastation KD1 under åren 1993-2003.



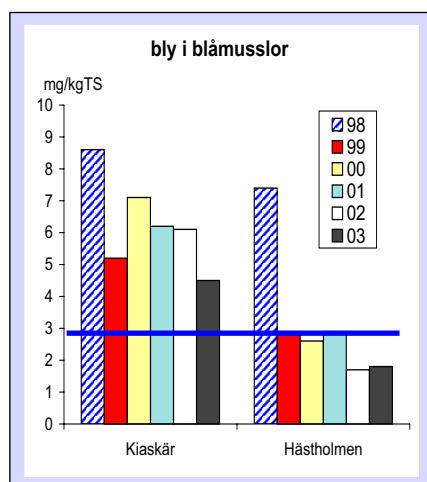
Figur 9 Djuputbredning och täckningsgrad för blå- och sågtång vid RAKÖ och extra lokaler (b och c) 2003.

Denna hade nästan tredubblats från den första provtagningen till 2002 men sjönk märkbart till 2003. Hela viktökningen berodde på 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 fast och trots extra tyngder på skopan är det svårt att få upp botten sediment djupare än 5-6 cm. Stora sandmusslor sitter på detta djup eller mer och kommer inte alltid med vilket kan förklara varför biomassan sjunkit igen allteftersom musslorna blivit större och gräver sig djupare ner i sanden.

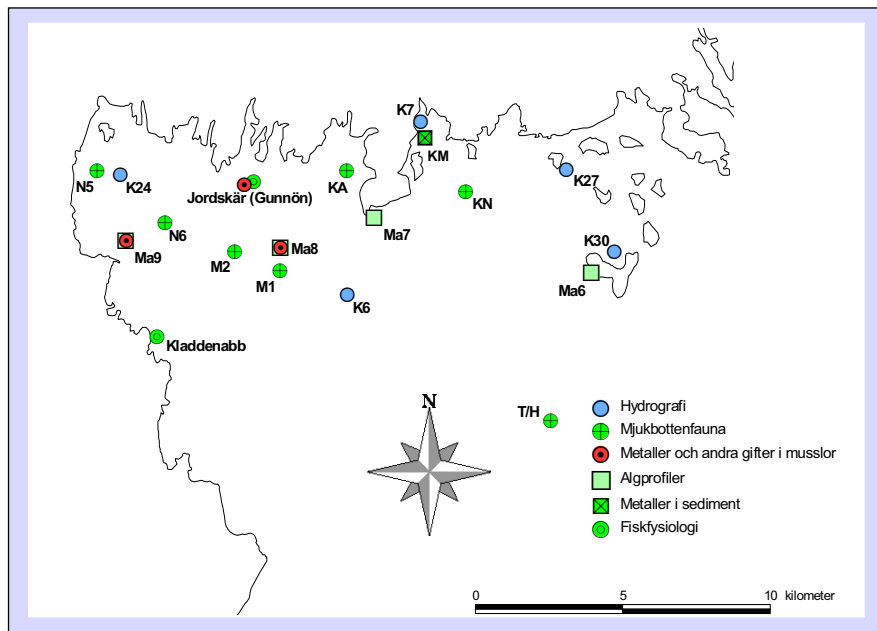
Lokalerna vid Rakö kompletterades 2003 med 2 extra lokaler inom någon kilometer från ordinarie lokal för att få en säkrare bedömning av tångförekomsten i ett större område. Vidare har programmet ändrats så att kvantitativ provtagning har upphört liksom bedömningen av algsamhället längs en fast transekt. Vid lokalen bedöms nu istället makroalgernas täckningsgrad i tre rutor om fem gånger fem meter.

Det är uppenbart att lokalen vid Rakö (H1) fått försämrad tångstatus åtminstone delvis genom betning då där syntes tydliga betskador. Om detta beror på överskott av betande djur eller på att tången har försämrad motståndskraft mot betning är svårt att säga. Enligt 2002 års provtagningar fanns det dock höga tätheter av de två betande arterna *Idotea baltica* och *Idotea granulosa* (Engkvist m fl 2004, Tobiasson m fl 2003). De skador som fanns har sannolikt uppkommit under hösten-vintern 2002-2003.

Provtagningarna vid extralokalerna (figur 9) visar att det kan förekomma betydande variationer i täckningsgrad



Figur 10 Halter av bly i blåmussla 1988-2003 i Sölvesborgsviken (Kiaskär) och på referensstation. Angivet jämförvärde visas en linje.



Karta 4 Provtagningsstationer i vattenområdet Pukaviksbukten och Karlshamn.

vid närliggande lokaler. Vid Rakö fanns t ex den maximala täckningsgraden av blås- och sågtång kring 2 m djup medan H1a och H1b hade mest tång grundare än 1 m. Tångbältets djuputbredning var dessutom större vid extra-lokalerna.

Algprofilen vid Björknabben (Ma 11) hade åter tappat delar av sitt tidigare spirande strandnära blåstångsbälte, möjligen också genom betning av tånggräsuggor då även denna lokal hade relativt hög täthet av tånggräsuggor under hösten 2002. De mycket grunda tångförekomster som funnits här är dock mycket känsliga för t. ex iskrapning och uttorkning. I djupare delar förekom, liksom tidigare, ingen tång. Rödalgssamhället på 6 m djup hade oförändrat artantal men ökad biomassa på framförallt gaffeltång (*Furcellaria lumbrikalis*).

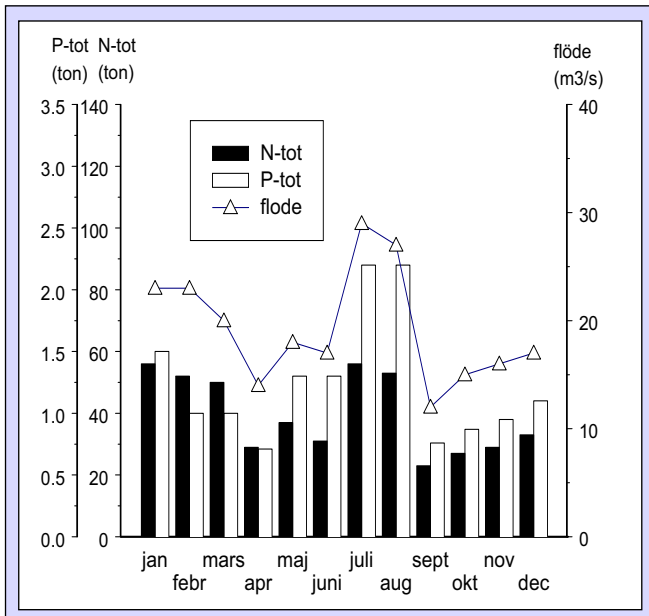
Halterna av tungmetaller i blåmussla analyserades dels i yttre delen av Sölvesborgsviken (Kiaskär) och dels vid Tosteberga (Rakö). Halten av bly vid Kiaskär var lägre än tidigare år och metallen uppvisar en minskande trend under de sex provtagna åren (figur 10). Överlag var halterna av flertalet tungmetaller i musslor lägre än de senaste åren vid Kiaskär. Lokalen vid Rakö hade däremot högre metallhalter än 2002 och hade t ex tydligt avvikande halt av kadmium och koppar.

Under 2003 gjordes, liksom tidigare år, fiskfysiologiska undersökningar inom ramen för de samordnade kontrollprogrammen inom Blekinge och västra Hanöbukten. Undersökningar gjordes utanför de båda skogsindustrierna i Mörrum och Nymölla. Undersökningarna 2003

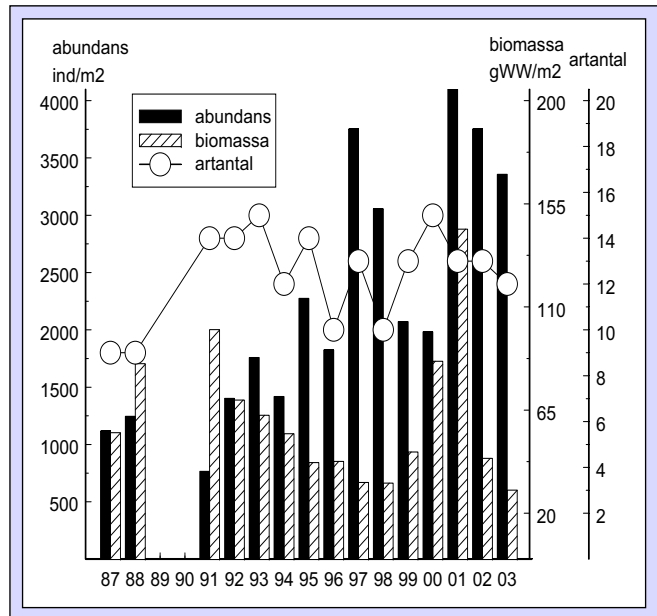
visar att det var högre EROD-aktivitet, ett mått på avgiftning av främmande ämnen, vid Tosteberga än på referenslokalen vid Torhamn. Recipientlokalerna hade också högre halt av CYP1A, det enzym vars aktivitet mäts i EROD-analysen. Sammantaget bedöms dock inte tånglakar i utsläppsområdet vara påverkade då lokalerna inte avvek signifikant från alla referenslokalerna. Tånglakar i recipienten uppvisade inga tecken på försämrad kondition och fortplantningen var god. Tånglakarna hade liksom 2002 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 uteslutande 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 2003. Transporten av såväl kväve som fosfor var betydligt mindre än tidigare år. Kusten från Pukaviksbukten förbi Karlshamn bort till skärgården stax öster därom är även den exponerad för vågor och vind. På den exponerade södra delen av Starnö finns en låg klippkust. I Karlshamns hamn där vattenstationen K7 ligger är dock vattenutbytet inte lika



Figur 11 Flöde och näringsämnestransport i Mörrumsån 2003. Från nationella (tidigare PMK) mätningar.



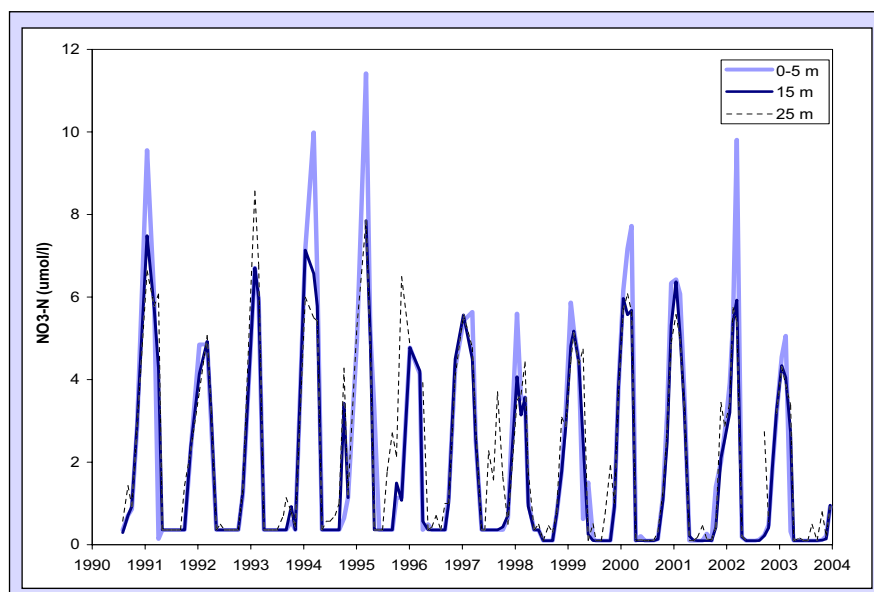
Figur 13 Artantal, individtätethet och biomassa på bottenfaunastation M1 i Pukaviksbukten under åren 1987-2003.

stort och området belastas av utsläpp från såväl industri som kommunalt reningsverk och dagvatten. Dessutom mynnar ett vattendrag i hamnen (Mieån). De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 4.

Under vintern 2003 uppmättes stor till mycket stor avvikelse av oorganiskt fosfor och liten till tydlig avvikelse oorganiskt kväve i både K6 och K7. För båda stationerna men speciellt för K7 innebär detta en förbättring vad gäller halten oorganiskt kväve jämfört med 2002 medan det för både K6 och K7 innebär högre halt och avvikelseklass av fosfat jämfört med förra året, dock inte extremt hög nivå fosfat sett i längre perspektiv.

I K6 har nitrathalten minskat och inte sedan 1996 har nitrathalten vintertid varit lägre här. Station K7 uppvisar de högsta närsalthalterna. K7 ligger i Karlshamns hamn där vattenutbytet är sämre än i K6 och området belastas av utsläpp från industrier, dagvatten och det kommunala reningsverket. Totalhalterna av kväve och fosfor under vintern uppvisade tydlig avvikelse vilket innebar en förbättring för K7 jämfört med 2002.

Under sommaren uppmättes tydlig avvikelse av kväve i K6 och K7. Tydlig avvikelse av totalfosfor noterades i K6 och stor avvikelse av totalfosfor i K7. Detta innebar en förbättrad kväve- och fosforsituation i K7 men för K6 blev to-



Figur 12 Nitrathalt ($\mu\text{mol/l}$) uppmätt på tre olika djup på station K6 under åren 1990-2003.

talhalten kväve sämre under 2003 jämfört med 2002. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder bör sommarvärden vara tagna i juli eller augusti. Station K24 har under 2003 mätts enbart i september och dessa har utvärderats och bedömts som sommarvärden. Totalhalterna av fosfor och kväve klassades i K24 som tydlig avvikelse vilket var en förbättring m.a.p. fosfor men samma klass som 2002 för kväve.

Vid samtliga stationer i området var siktdjupsförhållandena goda och uppvisade endast liten avvikelse.

Bottnarna i Pukaviksbukten består, som tidigare konstaterats, nästan uteslutande av sand. Detta avspeglar sig även i djursamhällena som domineras av sandrörsbyggande havsborstmaskar (*Pygospio elegans*), småfåborstmaskar (*Oligochaeter*) 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 (Tobiasson m fl, 1996). Då det gäller artantalet på stationerna i Pukaviksbukten har det under åren varierat mellan 10 och 15 vilket är tämligen normalt.

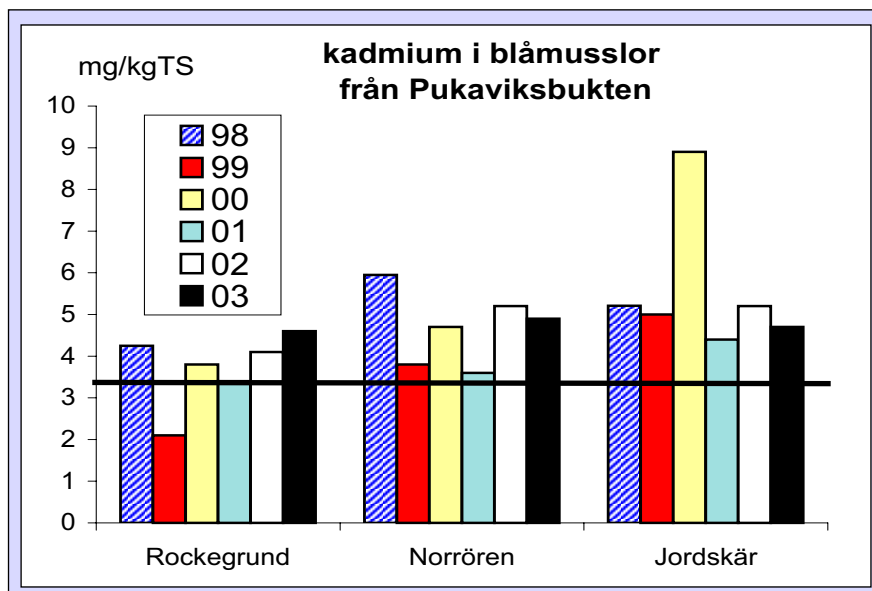
Stationen i yttre delen av Pukaviksbukten (M1) har provtagits sedan 1987 (figur 13). Individantalet har varierat mellan åren, men har för hela provtagningsperioden ökat signifikant. Det är framförallt mängden av småmaskar som har fluktuerat mellan åren. Rovborstmasken (*Nereis diversicolor*) har däremot minskat signifikant. För totala biomassan kunde man under hela 90-

talet se en tydlig trend med sjunkande värden fram till 1998 då en kraftig 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 men har de senaste åren visat tendens till att öka igen. Det finns inget som antyder att stationen är påverkad av föroreningar.

Algprofilen vid Norrören (Ma9) var i stort oförändrad sedan 2002, dvs där fanns ett mycket tätt tångbälte på mycket grunt vatten, men eftersom lokalen är flack sträcker sig bältet utefter en sträcka av över 50 meter. Djursamhället var individrikt, fr a med gott om märlor (*Gammarus* spp.) och snäckor (*Theodoxus fluviatilis*) vilket antyder att lokalen inte är så speciellt kraftigt vågpåverkad. Lokalen synes endast i ringa grad påverkad av övergödning då djur som havstulpaner och musslor i stort saknas.

Algprofilen vid Stjärnö (Ma7) hade inte förändrats, dvs tång saknades i stort helt, undantaget var några mycket små blåstångs-rekryter. Sådana har visat sig tidigare utan att ge upphov till ökad



Figur 14 Halten av kadmium i blåmusslor från Pukaviksbukten under åren 1998–2003. Linjen anger bakgrundshalten.

tångtäthet.

Rödalgerna på 6 meters djup visade i stort sett oförändrad artsammansättning medan biomassan hade fördubblats till över 600 g torrsvikt per kvadratmeter, mesta ökningen kom på 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.

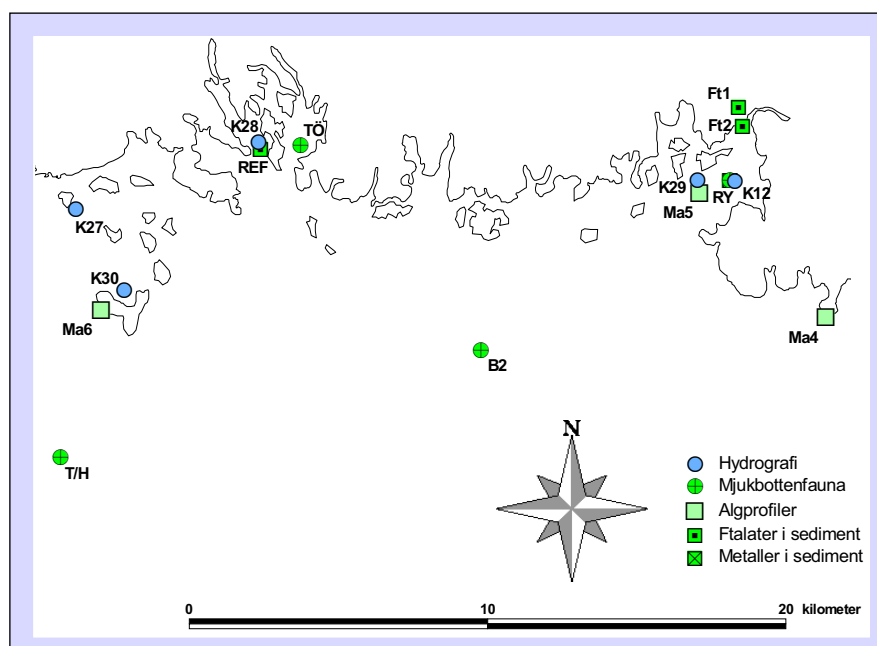
Algprofilen vid Tärnö (Ma6) hade åter tunnats ut m a p sitt mycket grunda tångbälte. Det verkar vara en mycket långsam process att återskapa förlorad tång i denna miljö. Rödalgssamhället

var intakt och hade ökat sin biomassa, fr a gällde ökningen gaffeltång. Den tånglösa lokalen vid Rockegrund (Ma8) uppvisade dubbelt så hög biomassa av rödalg som 2002.

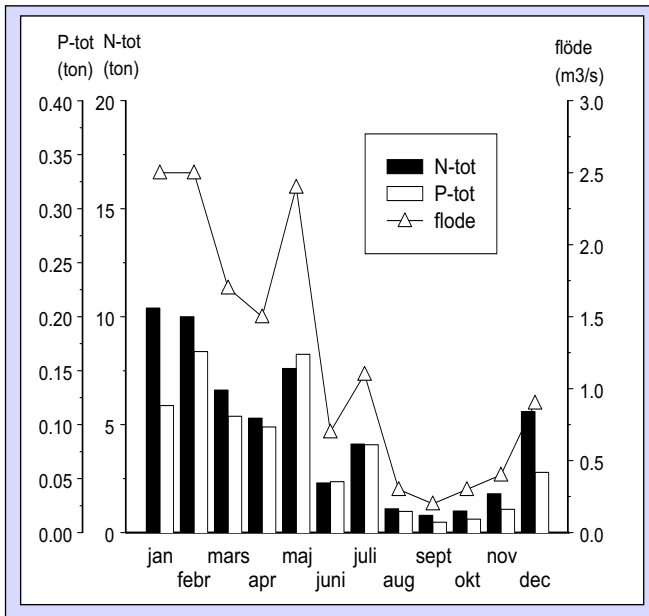
Då det gäller halterna av tungmetaller i blåmusslor var de ungefär i samma storleksordning som bakgrundshalterna för flertalet metaller. Kadmiumhalterna var dock måttligt förhöjda men utan den tendens till högre halter längre in i Pukaviksbukten vi set här tidigare (figur 14). Liksom på övriga stationer i provtagningsprogrammet finns en tendens till ökade krom- och kopparhalter samt minskande blyhalter under senaste sexårsperioden.

Halterna av pesticider, PAH och PCB i blåmusslor var låga. De var i samma storleksordning som i referensområden på västkusten och i Östersjön. Däremot var halterna av tributyltenn (TBT), ett ämne som bl a ingår i vissa båtbottnfärger, över 1000 gånger högre än angivna sk NOEC-värden (no observed effect concentration) vilket innebär att de uppmätta halterna är så höga att negativa effekter på musslor och andra organismer inte kan uteslutas.

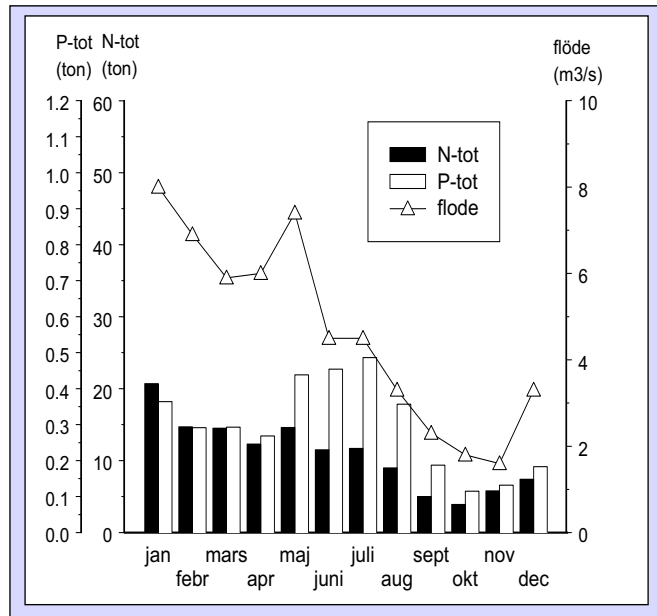
Under 2003 gjordes liksom de två tidigare åren fiskfysiologiska undersökningar inom ramen för de samordnade kontrollprogrammen inom Blekinge och västra Hanöbukten. Undersökningar gjordes utanför de båda massabruken i Mörrum och Nymölla. Det finns ingenting i de gjorda undersökningarna tyder på att hälsotillståndet för fiskar i området utanför Mörrums Bruk har påverkats negativt.



Karta 5 Provtagningsstationer i vattenområdet Ronneby och västerut.



Figur 15 Flöde och näringsämnestransport i Bräkneån 2003. Från Bräkneåns vattenvårdsförbunds mätningar.



Figur 16 Flöde och näringsämnestransport i Ronnebyån 2003. Från Ronnebyåns vattenförbunds mätningar.

1.4 Ronnebyområdet och västerut

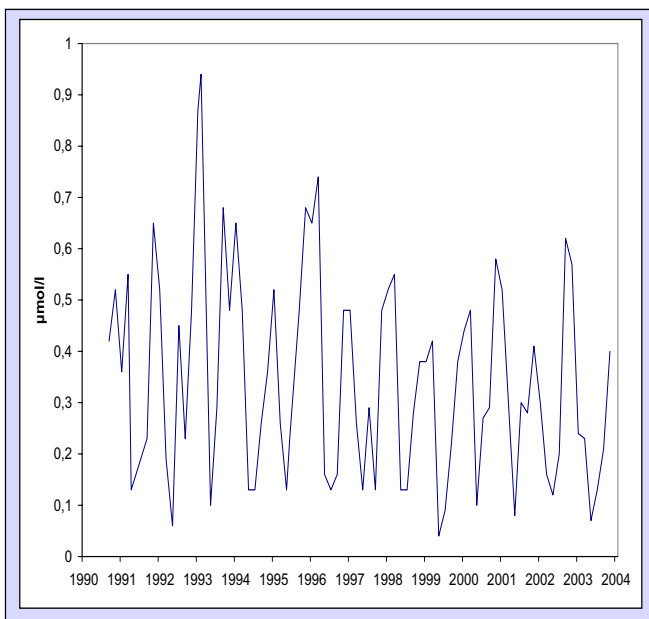
Från Karlshamn och österut består kusten av en smal skärgård som på några ställen flikas upp av fjärdar som sträcker sig flera kilometer in i landskapet. I några områden tätar öarna till en bredare skärgård, exempelvis vid Tärnö. Ett större vattendrag (Bräkneån) mynnar i detta område och dessutom fanns där under 2003 tre fiskodlingar. Flöde och transport av näringsämnen via Bräkneån för 2003 framgår av figur 15. Området utanför Ronneby karaktäriseras 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 2003 framgår av figur 16. Liksom för övriga vattendrag var transporten av såväl kväve som fosfor i de båda åarna betydligt mindre än tidigare. För Bräkneån var transporten den lägsta under hela perioden 1990-2003. De olika provtagningsstationernas lägen framgår av karta 5.

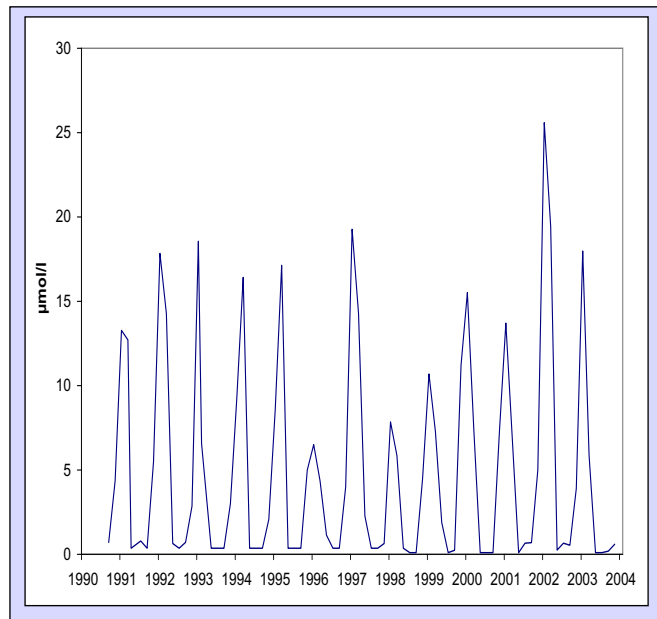
För Ronnebyområdet är vintervärdena

av fosfor klassade som tydlig avvikelse vid station K12 och oorganiskt såväl som totalhalt kväve klassade som stor avvikelse, vilket innebär en höjning av fosfat men sänkning av kväve jämfört med 2002. Jämfört med situationen fler år tillbaks i tiden innebär årets halter relativt höga värden av både fosfat och kväve.

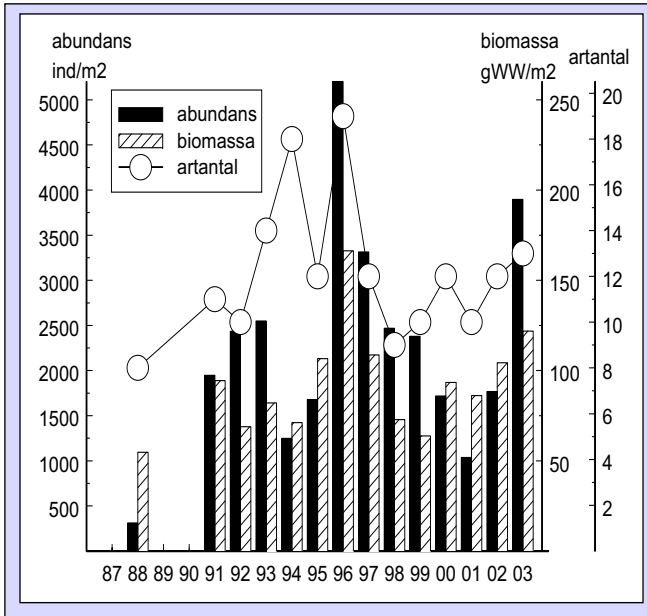
Sommarvärdena av totalhalter kväve och fosfor ligger båda på ungefär samma nivåer som de gjorde 2002, dvs. tydlig avvikelse. Även stationerna K27-K30 som ligger i området har mätts, men endast i september. Dessa värden har bedömts som sommarvärden och samtliga uppvisar



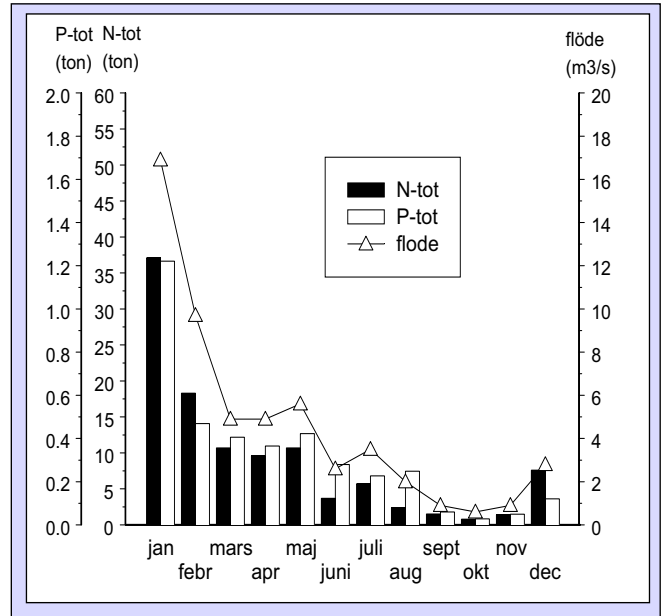
Figur 17 Halten av fosfatfosfor ($\mu\text{mol/l}$) i ytvatten på station K12 i Ronnebyfjärden under åren 1990-2003.



Figur 18 Halten av nitratkväve ($\mu\text{mol/l}$) i ytvatten på station K12 i Ronnebyfjärden under åren 1990-2003.



Figur 19 Artantal, individtätthet och biomassa på bottenfaunastation RY i Ronnebyfjärden under åren 1988–2003.



Figur 20 Flöde och näringsämnestransport i Lyckebyån 2003. Från nationella (tidigare PMK) mätningar.

tydlig avvikelse för totalhalter fosfor och kväve utom K28 som visar stor avvikelse för totalfosfor. Högsta totalhalter vad gäller både fosfor och kväve uppmättes vid K28.

Siktdjupet i området varierade under sommaren från liten till stor avvikelse med lägst siktdjup i K12, 4,8 m i juli.

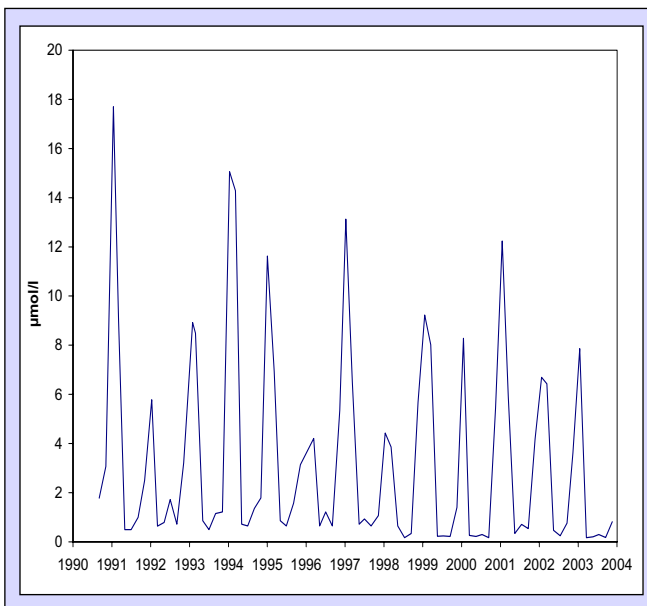
Syrgashalten i bottenvattnet har som lägst uppmätts till 7,02 ml/l i september i K12, dvs. mycket god syretillgång.

Det finns endast en mjukbottenstation i området väster om Ronneby (TÖ). Den har varierat mellan åren vad gäller biomassa och individantal men har genomgående

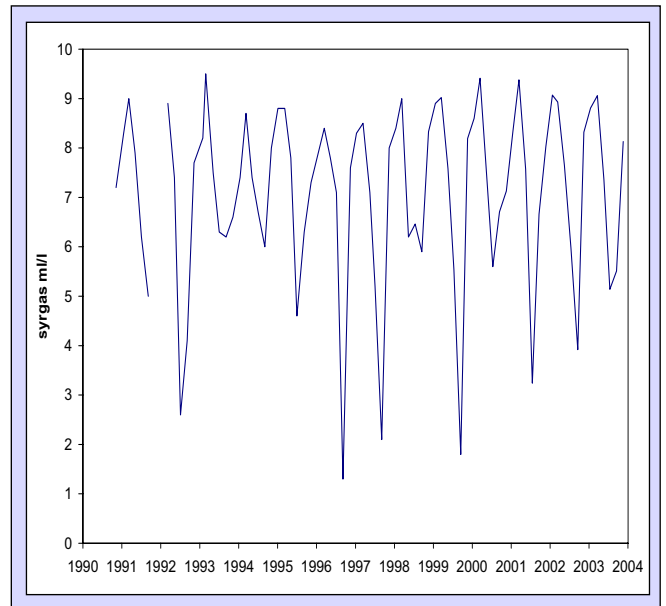
hållit djurarter som kräver botten med låg föroreningsbelastning (Leppäkoski 1975). 2003 dominerades dock djursammansättningen av föroreningsstålga fjädermygglarver medan Östersjömusslorna hade minskat avsevärt. En förklaring till fluktuationerna mellan olika år och till 2003 års resultat finns i det faktum att botten till viss del täcks av lösdrivande rödalger vissa år. Dessa kommer med i några av bottenproven varvid en del djur som inte lever nere i sedimentet utan i vegetationen kommer med. Bli almatan liggande under längre perioder kan syrefria förhållanden uppstå nere i

sedimentet.

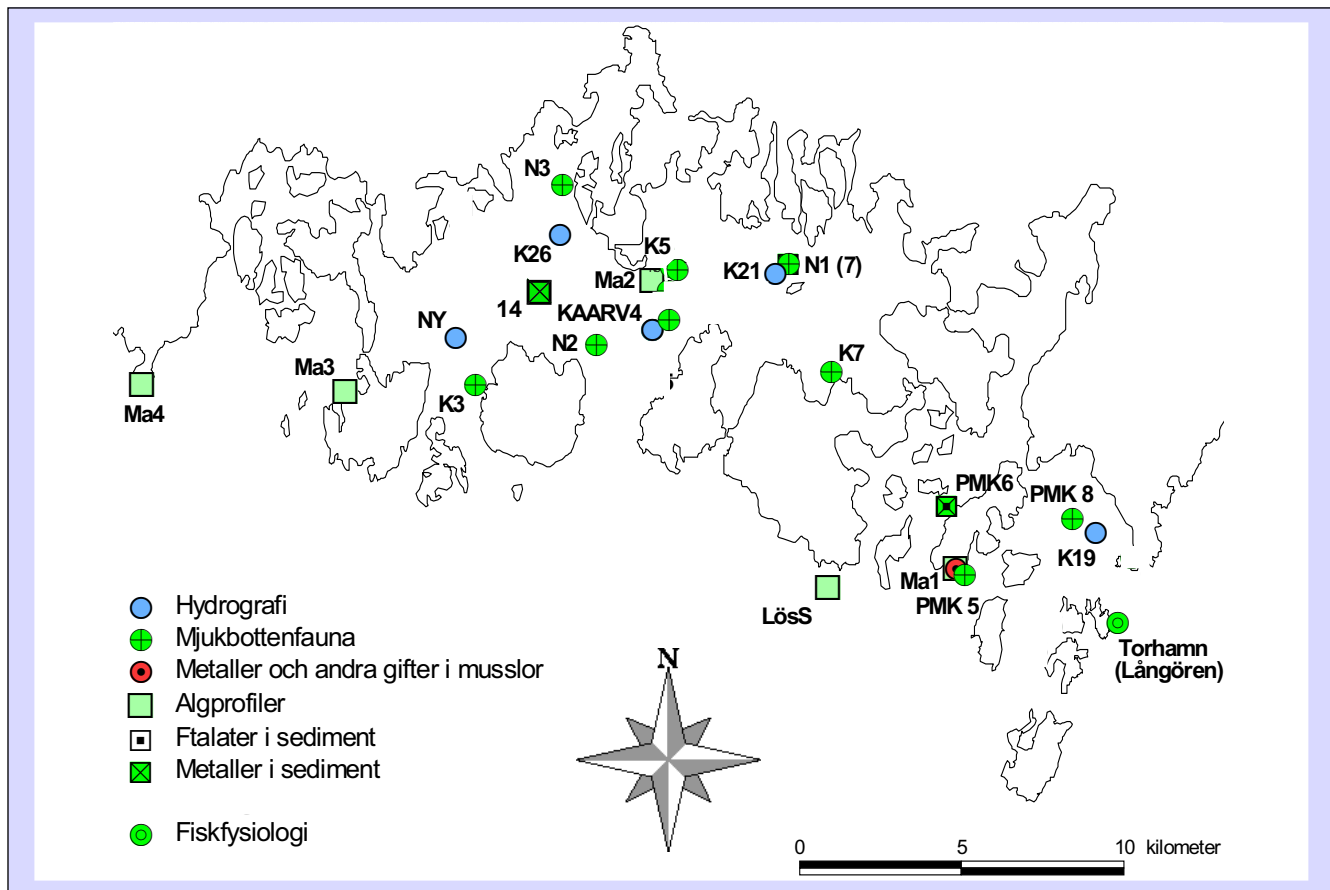
Sedimentet på bottenfaunastationen RY i Ronnebyfjärden uppvisar en sjunkande trend vad avser organiskt innehåll. Antalet arter eller högre taxa har legat mellan 9 och 13 de senaste åren medan såväl abundans som biomassa minskade tydligt från toppnoteringarna 1996 och därefter har ökat igen de tre senaste åren (figur 19). 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 förändrats under prov-



Figur 21 Ytvärden av oorganiskt kväve ($\mu\text{mol/l}$) på station NY i Karlskronafjärden under åren 1990–2003.



Figur 22 Syrgashalt (mg/l) vid botten på station NY i Karlskronafjärden under åren 1990–2003.



Karta 6 Provtagningsstationer i vattenområdet Karlskrona / Torhamn.

tagningsperioden trots en viss förändring av sedimentet.

Algprofilen vid Lindeskär (Ma5) var oförändrat utan tång medan rödalgerna vid 3 m djup hade tredubblat sin biomassa. Ökningen kunde hänföras till Gaffeltång (*Furcellaria lumbricalis*) och grönslick (*Cladophora glomerata*). 2003 besöktes en ny lokal vid Karöns södra udde (Ma5 b). Inga kvantitativa prover togs. Här fanns substrat till djup större än sju meter och tång ner till 3,2 mete. I djupare delen dominerade sågtång och ytnära dominerade blåstång. Då profilen är brant blev tångutbredningen inte så lång och tångindex för lokalen därmed inte mer än 6,8. Övriga data om de nya lokalerna finns i bilaga 9. De nya lokalerna kommer i fortsättningen att redovisas med sitt tångindex i figur. Allmänt kan sägas att det synes finnas tång på flera platser i Ronnebyområdets skyddade skärgårdar.

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 oförändrad artsammansättning men också här var biomassan fördubblad jämfört med 2002 främst beroende på ökande mängd gaffeltång.

1.5 Karlskrona- / Torhamnsområdet

Karlskrona skärgård ligger innanför ett antal stora öar med smala sund emellan. Öarna i Karlskrona skärgård är genomgående låga. I fjärdarna ligger djupområden på 10-20 meter. Hela bassängen har ett gytjtigt sedimentet med relativt hög organisk halt. Ett större vattendrag (Lyckebyån) belastar området liksom utsläpp från reningsverk motsvarande ungefär 47000 personekvivalenter, fr a från Karlskrona stad. Flöde och transport av kväve och fosfor i Lyckebyån 2003 framgår av figur 20.

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

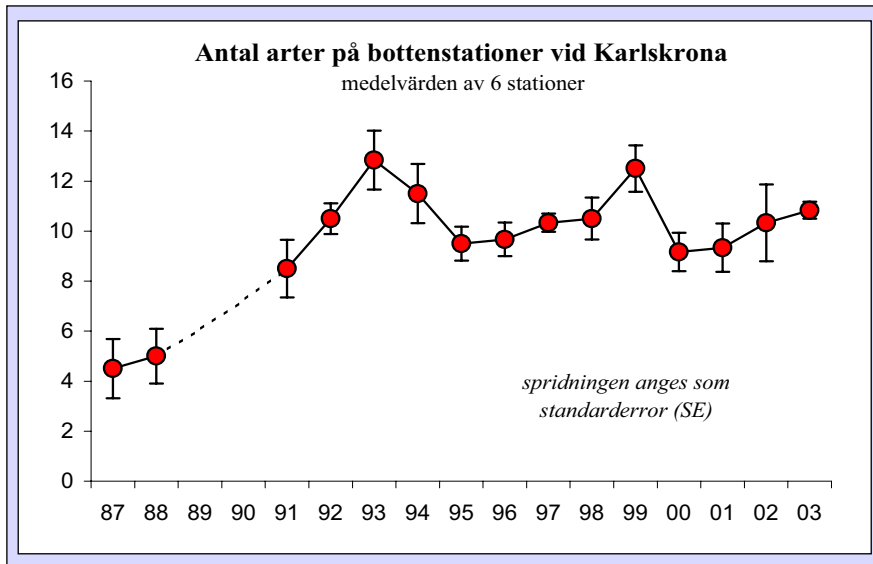
Vintervärden av fosfor har under 2003 uppvisat tydlig avvikelse och kväve har varierat mellan liten och stor avvikelse för stationerna NY och K19. Högsta avvikelserna för kväve, i detta fall ammonium, uppmättes i NY (NV Aspö). Jämfört med

2002 innebär fosfatförhållandena en försämring för båda stationerna och fosfathalterna ligger på ganska höga nivåer sett i längre perspektiv. Även halten oorganiskt kväve i NY har ökat något jämfört med året innan men ligger ändå på en ganska låg nivå. Stationerna KAARV4 och K21 har inte provtagits tidigare än i mars under 2003. Då har med all sannolikhet vårbloomingen redan satt igång, vilket gör att utvärdering av vintervärden av kväve- och fosforhalter inte kunnat utföras för dessa stationer.

Totalhalterna av kväve och fosfor uppmätta under sommaren i området Karlskrona-Torhamn visade tydlig avvikelse, utom vid K21 där avvikelserna av totalfosfor var liten. Detta innebär att totalhalten fosfor har minskat från året innan och kväve ökat.

Siktdjupsförhållandena i augusti i området var bra och klassas som liten avvikelse överallt utom i K19 där avvikelserna var tydlig. Alltså var det sämre i K19 där lägsta uppmätta siktdjup under sommaren uppgick till 4,4 m i augusti.

Årsminimum av syrgashalt vid botten uppmättes i NY i juli till 5,14 ml/l, vilket innebär en syrgastillgång där troligtvis inga effekter på växt- och djurliv uppträder. Detta är en förbättring jämfört



Figur 23 Medelartantal på 6 bottenfaunastationer i Karlskronaområdet 1987-2002. Spridningsmättet är standard error (SE).

med 2002 då lägsta halten under året gick ned under 4 ml/l, vilket är gränsen för när effekter på biota börjar uppträda. Syrgashalten i NY har successivt förbättrats sedan 1996.

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 har också haft en förbättrad syresituation i sedimentet under perioden 1988-2003. Den generella minskning av glödförlusten som inträffat fr a i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering vilket dock inte direkt understöds av utvecklingen för näringstillförsel till kusten (sidan 22). En alternativ förklaring till den minskande organiska halten i sedimentet är att förbättrad syresituation i bottarna inneburit fler djur och snabbare nedbrytning.

Yttre redde (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 redde uppvisar en tendens till att bli mer lik övriga stationer. I de övriga fjärdarna tyder artsammansättningen på något förorenade förhållanden. Under den provtagna perioden har östersjömusslor (*Macoma baltica*) ökat medan rovorborstmaskarna (*Nereis diversicolor*) minskat i området. Under 90-talet hade flera av stationerna en ökning av artantalet (figur 23) vilket antyder att situationen har blivit betydligt bättre. Vid de senaste provtagningarna har dock artantalet va-

rit lägre vilket innebär att jämfört med 1980-talet har artantalet ökat signifikant men sedan 1993 har utvecklingen snarare varit den omvända.

I nuvarande provtagningsprogram finns två stationer med bottenfaunaundersökningar i Torhamnsoområdet. 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 har haft problem med syresättningen med utslagning av djursamhället som följt 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 1998, med musslor i alla storlekar upp till minst 16 mm (figur 24).

De 2 ordinarie algprofilerna i Karlskronabassängen är mycket olika. Profilen vid Getskär (Ma2) visade ett intakt tångsamhälle, dominerat av sågtång i stort utan påväxt och ett rödalgsamhälle som fördubblat sin biomassa. Relativt stort antal tånggråsuggor (*Idotea baltica* och *I. Granulosa*) kan dock innebära att lokalen kan få betesskador. Profilen vid Hasslö (Ma3) uppvisade som vanligt stora mängder påväxtalger, mycket slam och ett djursamhälle som indikerar god tillgång till föda i vattnet, bl a musslor och havstulpaner.

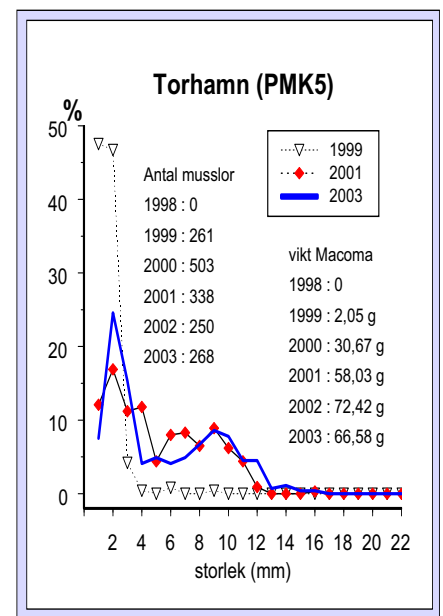
Östra Fjärden har hittills inte haft någon uppföljning av hårda bottnar, varför det 2003 lades en ny algprofil vid Säljöns sydvästra udde (Ma2 b) Inga kvantitativa prover togs, men lokalen beskrevs utefter en 50 meter lång profil ner till

6,5 m djup. Lämpligt substrat fanns ner till 4,5 m djup. Lokalen hade ett omfattande tångbälte utan epifyter, dominerat av blåstång med ett tångindex på 23,8 jämfört med 9,1 vid Getskär (se figur). Algprofilen i Hästholmen i Kollafjärden (Ma1) hade åter glesnat i sitt grunda blåstångsbälte. Djursamhället dominerades av tånggråsuggor, varför det finns viss risk för betesangrepp. Rödalger på 3 m djup hade fortsatt hög biomassa med dominans av gaffeltång.

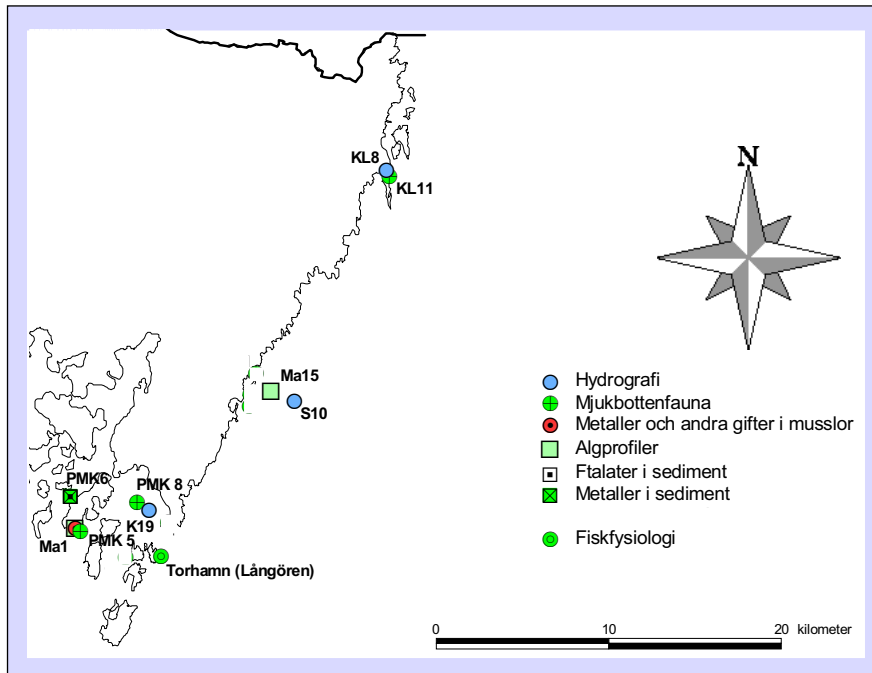
Analysen av tungmetaller i musslor visar att halterna vid Hästholmen var något högre än bakgrundsvärdena för kadmium och koppar. Förhöjningen för koppar var förhållandevis måttlig medan kadmiumhalten var tydligt avvikande enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

1.6 Östra Blekingekusten / södra Kalmarsund

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



Figur 24 Längdfördelning hos Östersjömussla på stationen PMK 5 i Torhamnområdet 1998-2003.



Karta 7 Provtagningsstationer vid Blekinges ostkust.

provtagningsstationernas lägen framgår av karta 7.

Station KL8, som är en instängd skärgårdsstation med litet vattendjup, visar vintervärden för närsalter som genomgående klassas som stor eller mycket stor avvikelse. Vad gäller kväve är det samma klassning som året innan trots att de faktiska halterna minskat för både nitrat-nitrit och totalkväve. För oorganiskt kväve innebär 2003 års uppmätta vintervärden låga halter för stationen sett

ur ett längre perspektiv. Fosfathalten har ökat jämfört med år 2002 och halten är också hög jämfört med värdena från 1992 och framåt.

Likaså visade sommarvärdena av totalhalter kväve och fosfor mycket stor avvikelse i KL8, även om de minskat jämfört med 2002. Station S10 vid Blekinges östkust har under 2003 mätts enbart i september och utvärderats och bedömts som sommarvärden. Totalhalterna i S10 hamnade inom klasserna liten - tydlig

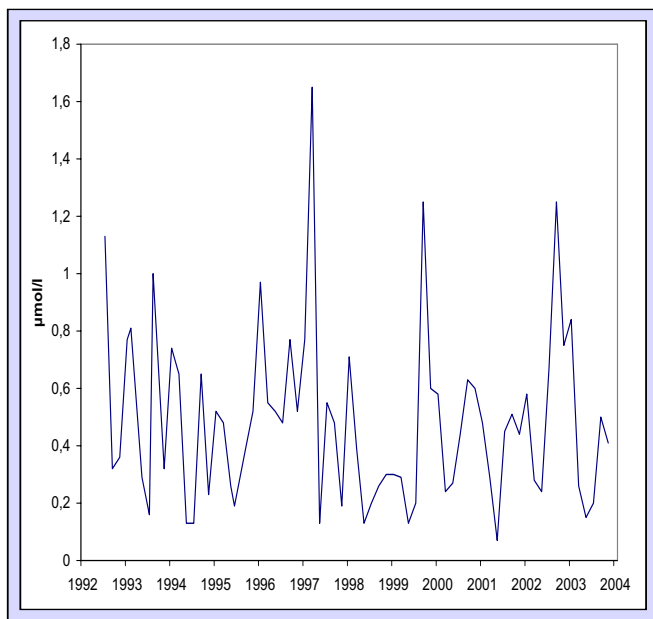
avvikelse. Jämfört med förra årets avvikelseklassning av sommarvärden i S10 låg totalkväve i samma klass men totalfosfor låg en klass lägre, dvs. en förbättring.

Under sommaren registrerades i S10 7 meters siktdjup, vilket för stationer inom vattenomsättningsklass 1 betyder tydlig avvikelse och i KL8 uppmättes mycket stor avvikelse i siktdjup. Siktdjupet uppgick som lägst endast till 1 meter i KL8, som för övrigt har ett bottendjup av endast 2 m.

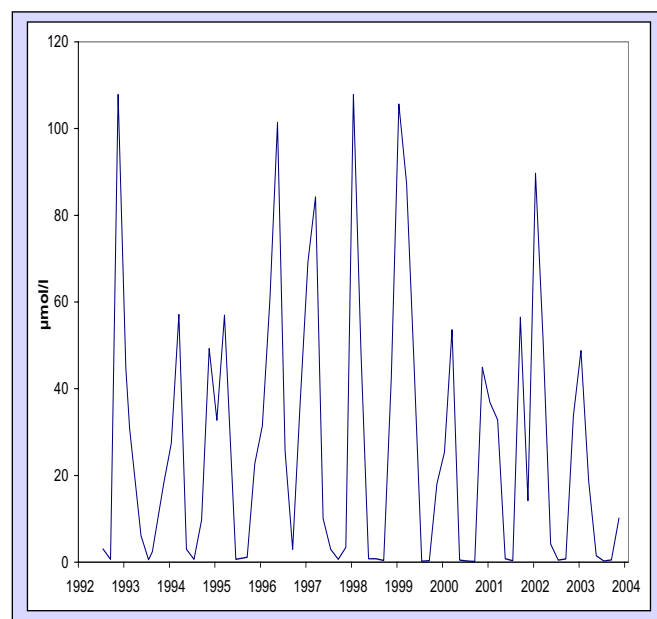
Syreförhållandena var goda vid båda stationerna under året. Lägsta halten 6,57 ml/l uppmättes i S10 i september.

En bottenfaunastation i området undersöks. Det är den grunt belägna KL11 som ligger i anslutning till vattenstationen KL8. Liksom för vattenstationen tyder provtagningen av bottendjuren 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 efter tre år med förbättrade förhållanden hade situationen åter sämre, åtminstone för Östersjömusslorna. Biomassan var över 100 gDW/m² och dominerades helt av Rovborsmasken *Nereis diversicolor*.

Algprofilen utanför Konungshamn (Ma15) var oförändrad sedan 2002, dvs det var glesst mellan tångplantorna och inga rekryter syntes till. Rödalgssamhället var i stort oförändrat.



Figur 26 Halten av fosfatfosfor ($\mu\text{mol/l}$) i ytvatten på station KL8 vid Kristianopel under åren 1992–2003.



Figur 25 Halten av oorganiskt kväve ($\mu\text{mol/l}$) i ytvatten på station KL8 vid Kristianopel under åren 1992–2003.

2. Tillförsel av föroreningar

För att kunna tolka mellanårsförändringar i kustzonen är det viktigt att känna till belastningen av närsalter, organiskt material och gifter. En stor del av kväve- och fosfortransporten till kustvattnet sker med vattendragen och är på olika sätt påverkad av mänsklig aktivitet. Störst transport av näringsämnen till Hanöbukten kommer via Helgeå men även Mörrumsån bidrar med mycket näring. Stora punktutsläpp från reningsverk och industrier längs kusten förekommer också, liksom från några fiskodlingar. Viktiga "mänskliga" källor som vi saknar data från är dagvatten och luftnedfall av kväve. Luftnedfallet av kväve i egentliga Östersjön beräknas vara mellan 27 och 40% av totalbelastningen enligt olika beräkningar (Naturvårdsverket 1987, Larsson m fl 1985).

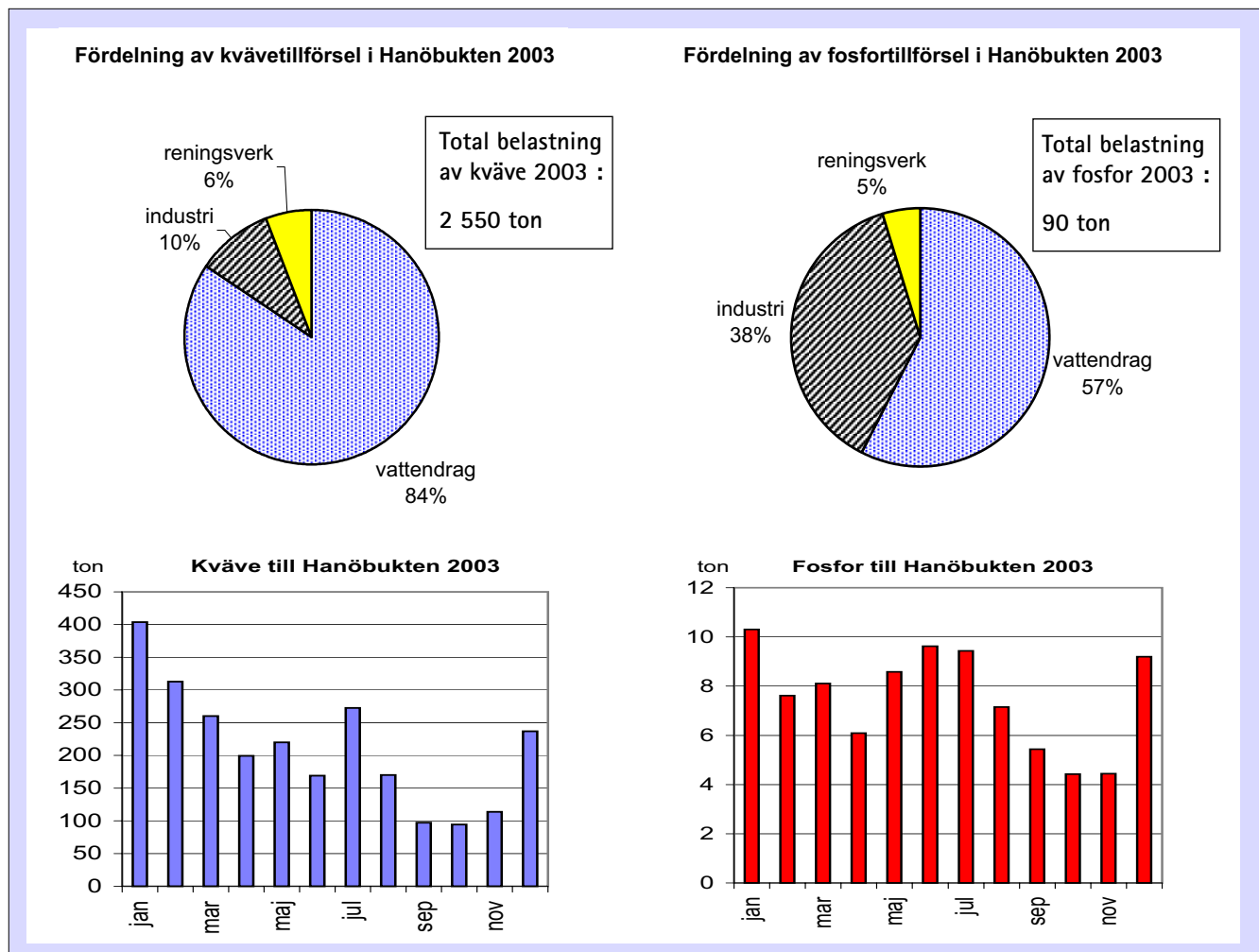
För fosfor är motsvarande siffra 7-11%.

Näringstransporten från större punktutsläpp samt vattendrag under 2003 redovisas i bilaga 2 och i figur 28. Där framgår att kvävetillförseln till 92% kom via vattendragen. För fosfor är motsvarande siffra 72% och här bidrog massaindustrin med 23%. I figuren framgår också att merparten av tillförseln kom under hösten vilket är naturligt eftersom flödet i vattendragen var högst då efter en tidvis regnig höst.

Förutom tillförsel till kusten som direkt kommer från mänsklig aktivitet förekommer också en "naturlig" del. Den utgörs av t ex uppvällning av näringsrikt bottenvatten och tillförsel via kustströmmar från andra områden. I Hanöbukten är speciellt tillförseln från uppvällning stort. När det gäller kväve

tillkommer också kvävefixeringen av de blågröna algerna. Beräkningar visar att för hela Östersjön kan denna del stå för upp emot 12-15% av totalbelastningen (Naturvårdsverket 1987, Larsson m fl 1985). 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 1990-2003 visar att det inte finns någon signifikant trend då det gäller vattendragens bidrag. Industriernas utsläpp har däremot minskat under samma period. Speciellt Stora Enso Nymölla AB men för kväve även Karlshamns AB minskade sina utsläpp betydligt. De kommunala reningsverken har infört kväverening under senare år vilket tydligt avspeglar sig i kraftigt



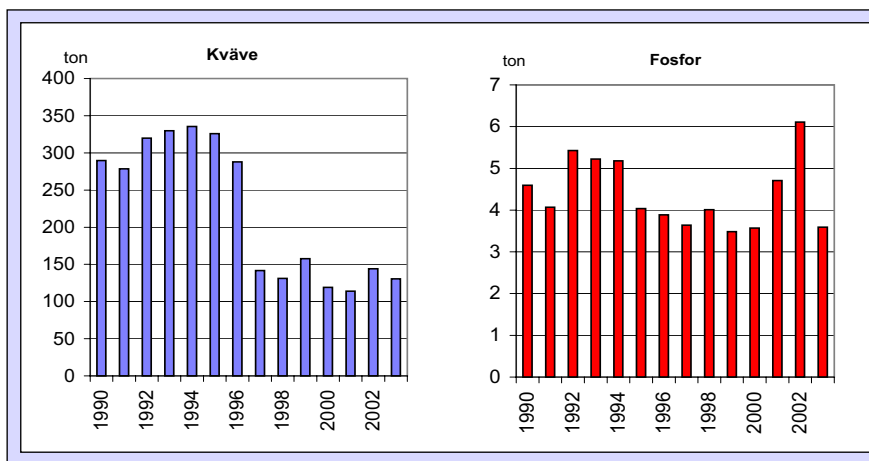
Figur 28 Fördelning av kväve- och fosforbelastningen till Hanöbukten 2003, dels med avseende på källa, dels med avseende på tidpunkt på året.

minskade kväveutsläpp (figur 29).

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 sommaren, kan öka kvävefixeringen märkbart medan riklig nederbörd, speciellt utanför växtperioden, ökar tillförseln via vattendrag.

Året inleddes kallt och bortsett från en period i mitten av januari med betydligt mildare och blåsigare väder var hela vintern fram till mars kall och torr. Detta innebar låga flöden i åarna. I januari registrerades ett stort inflöde av vatten via bälten med det innebar inte något större inflöde av salt djupvatten. Även i mars och april var det huvudsakligen nederbördsfattigt och dessutom relativt varmt. Från slutet av april blev vädret betydligt ostadigare och det föll en hel del regn i samband med åska.

Sommaren inleddes soligt och varmt men vädret blev snart betydligt svalare och ostadigare. Nederbörds mängden var ganska måttlig i södra Sverige men just i Blekinge var den 50-100 % högre än normalt. I mitten av juli steg temperaturen och i samband med detta utvecklades ett flertal värmeåskväder med skyfall och tromber. Växtligheten frodades i värmen och nederbörden konsumerades sannolikt till största delen. Det varma vädret innebar också att en omfattande algblomning tog fart i Östersjön. Det varma vädret med

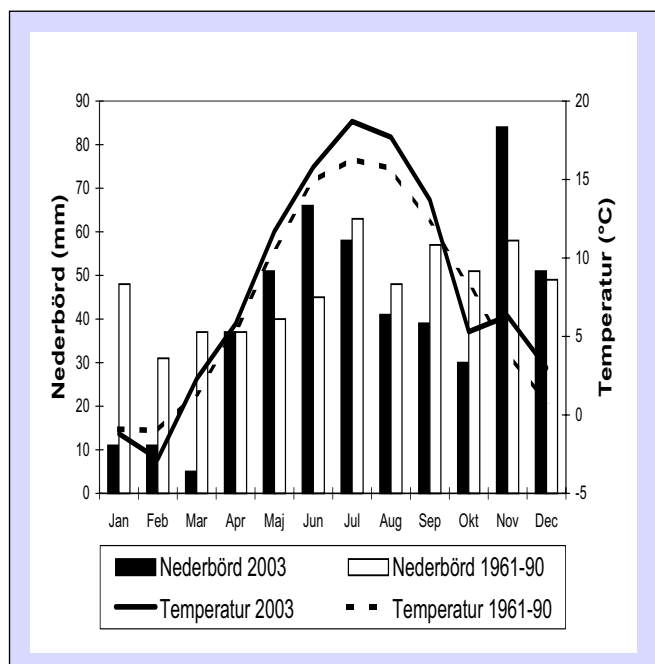


Figur 29 Kväve- och fosforutsläpp från kommunala reningsverk i Hanöbukten 1990-2003. Värdena är beräknade på utsläpp från reningsverken i Karlskrona, Ronneby, Sölvesborg, Nogersund, Simrishamn och Kivik.

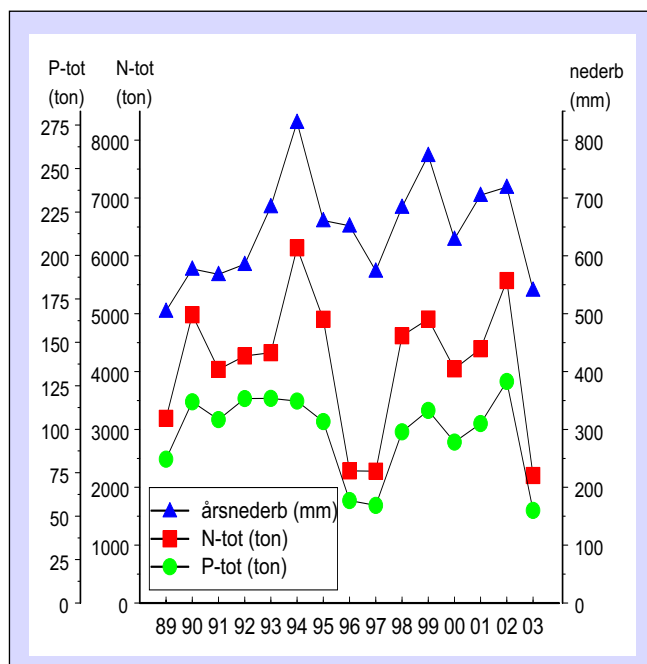
inslag av åskregn fortsatte till i slutet av augusti och ersattes då av något svalare väder. Som helhet var sommaren varm men inte särskilt nederbördsfattigt vilket innebar att flödet i åarna var tämligen normalt. I september och oktober föll något mindre nederbörd än normalt. November var betydligt mildare än oktober och det föll också betydligt mer nederbörd vilket innebar ökade flöden i åarna i december.

Tack vare den varma sommaren var 2003 sammantaget något varmare än normalt med ett temperaturöverskott på ca 0,8°C. Merparten av nederbörden föll under sommaren och i november och för sydöstra Sverige blev årsnederbörden i

allmänhet omkring 10% mindre än normalt. Transporten av näringsämnen via åarna följer i stort sett kurvan för årsnederbörden och var därmed mindre än 2002 (figur 31). Eftersom mycket nederbörd föll under växtperioden var transporten av näringsämnen proportionellt sett mycket låg. I flera år var transporten av näringsämnen mindre än hälften av tidigare mängder. De små flödena innebar också att utsläppen från reningsverken var betydligt mindre än normalt bland annat beroende på litet inläckage av vatten i ledningsnätet och den samlade mängden näring från land till Hanöbukten var därmed den minsta under hela perioden 1989-2003.



Figur 30 Temperatur och nederbörd under 2003 samt långtidsmedelvärde för 1961-1990 vid väderstationen i Karlshamn.



Figur 31 Nederbörd i Hanöbukstens avrinningsområde samt beräknad vattendragstransport av kväve och fosfor till kusten från de sex största vattendragen (Helgeå, Skräbeån, Mörrumsån, Bräkneån, Ronnebyån och Lyckebyån) 1989-2003.

3. Hydrografi i utsjön

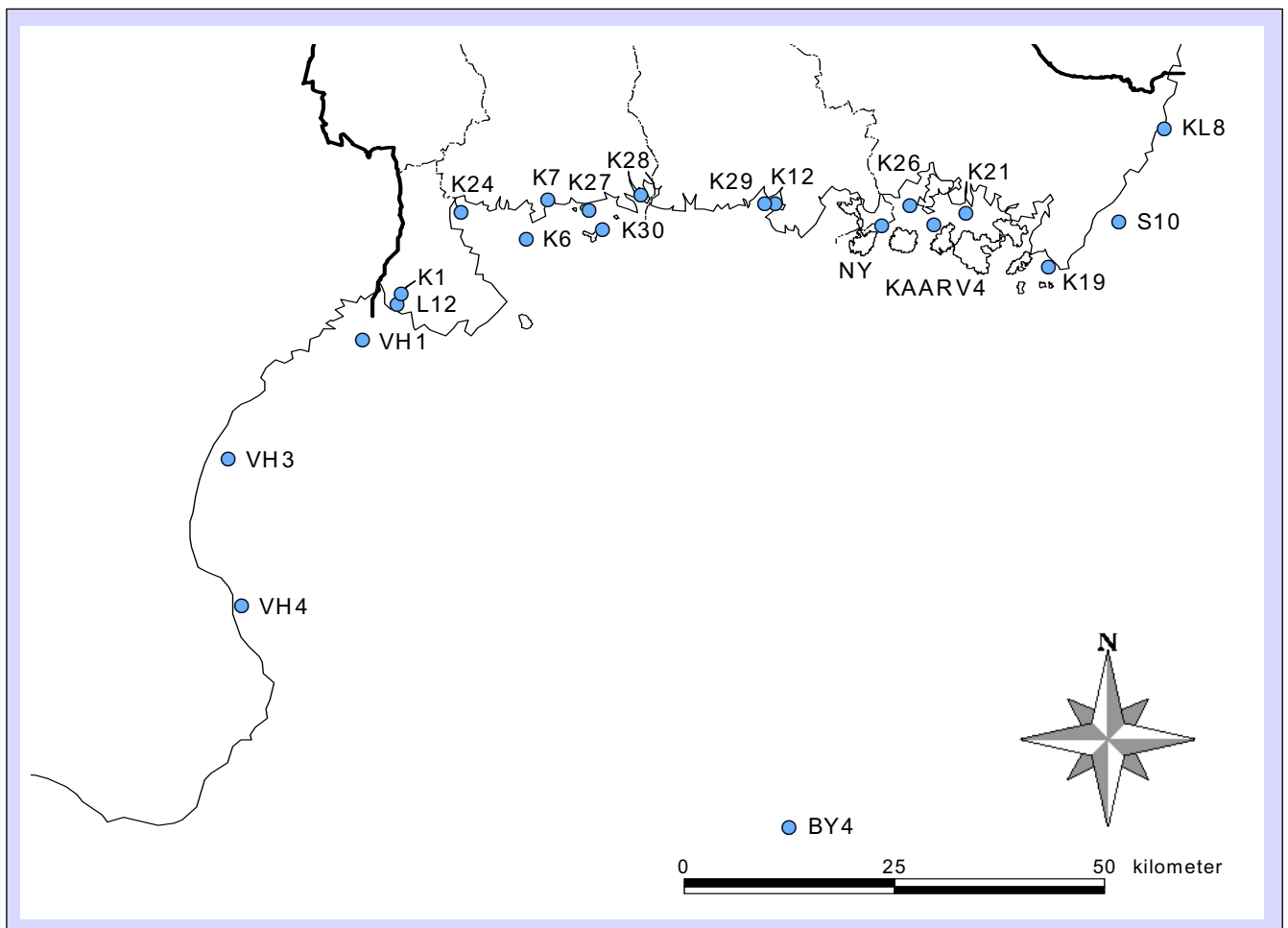
Under januari till början av maj var Östersjöns vatten välblandat ned till haloklinen (saltsprångskiktet). Haloklinens läge är i stort sett konstant under året och återfinns på 60-70 meters djup i de centrala och nordligaste delarna av Östersjön och på 30-40 meters djup i de södra delarna. Temperaturen i ytan i Hanöbukten låg i januari kring 3.2 grader. I februari hade den sjunkit till 1.9 grader. Därefter steg den till 2.5 grader i april och till 4.5 grader i början av maj. I maj började ytvattentemperaturen att stiga och en termoklin hade utvecklats på 10 - 15 meters djup i juni. Under sommaren, då temperaturen fortsatte stiga, förstärktes termoklinen och vandrade ned till drygt 20 meters djup. Den högsta temperaturen, 19.5

grader, uppmättes i slutet av juli. Termoklinen låg då på drygt 20 meters djup. I slutet av augusti hade ytvattnet börjat kylas av och temperaturen låg då kring 17.5 grader. I början av december hade temperaturskiktningen försvunnit och ytvattnet var åter homogent ner till haloklinen. Temperaturen i ytskiktet låg i juni och i slutet av juli över det normala medan den under resten av året låg mycket nära långtidsmedelvärdet.

Halterna oorganiskt kväve var mycket under det normala i mars och under det normala i november och december. Under övrig tid var de normala. Fosfathalterna var mycket under det normala i mars och under det normala i april och december. Under övrig tid var de normala. De låga kväve- och fosfathalterna i mars tyder

på en tidigare vårblooming än normalt eftersom kvävet var så gott som förbrukat redan då. Motsvarande tendens syns i ett stort antal av kontrollprogrammets kuststationer och också i andra kustområden. Silikathalterna låg tydligt över det normala i januari och under det normala från mars till juli och i december. Övriga tider var värdena nära normala.

Förutom i januari låg syrgashalterna i bottenvattnet över eller mycket över det normala. I Hanöbukten registrerades aldrig något svavelväte. Detta innebär en väsentligt förbättrad situation jämfört med 2002.

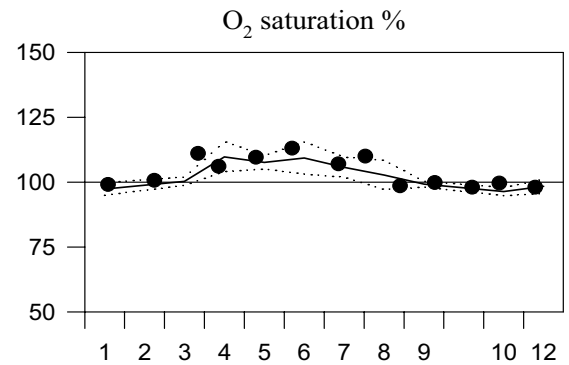
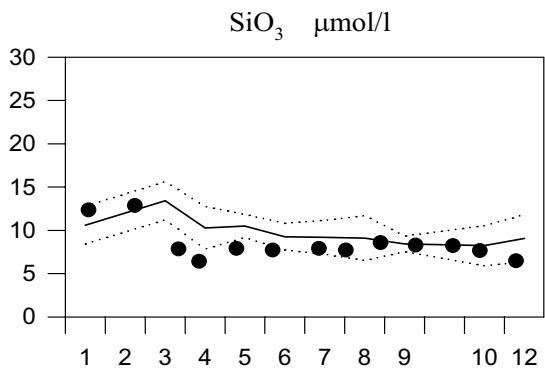
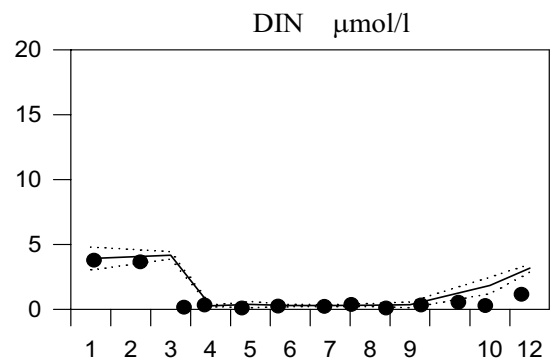
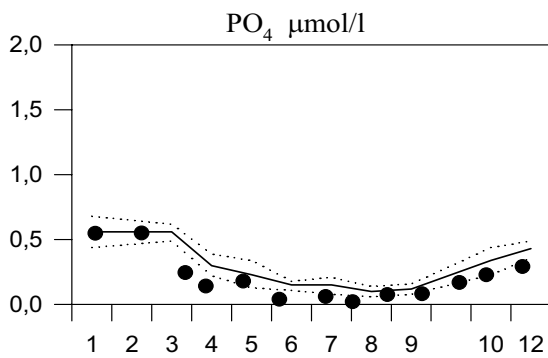
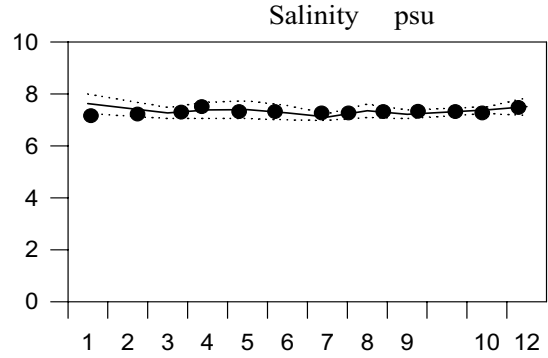
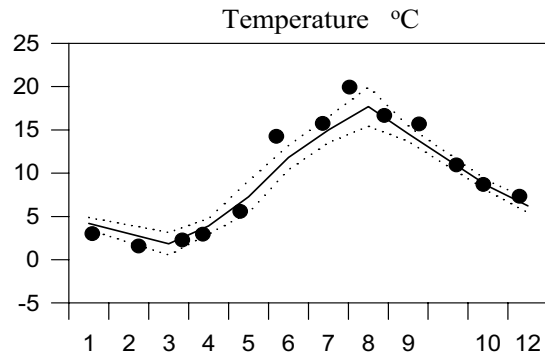


Karta 8 Hydrografiska provtagningsstationer i kontrollprogrammen för Blekinge och västra Hanöbukten, samt referensstationen BY4 ute i Hanöbukten.

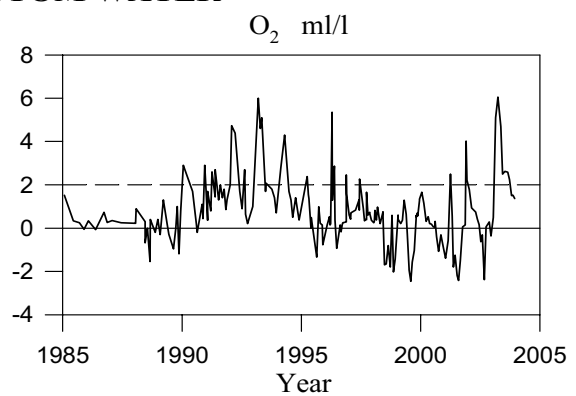
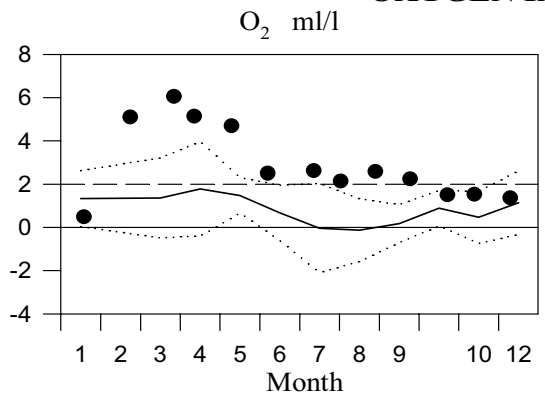
STATION HANÖBUKTEN SURFACE WATER

Annual Cycles

— Mean 1990-1999 St.Dev. ● 2003



OXYGEN IN BOTTOM WATER



Figur 32 Resultat från mätningstationen BY4 vid Christiansö under 2003 samt medelvärden och standardavvikelse för perioden 1990-1999.

4. Hydrografi i Blekinge och västra Hanöbukten

För flera stationer i Blekinge – västra Hanöbukten kustvatten har högre halt av oorganiskt fosfor uppmätt under 2003 jämfört med 2002. Halterna oorganiskt kväve har däremot i allmänhet minskat jämfört med 2002. År 2002 var fosforhalterna sett på längre sikt relativt låga och kvävehalterna ganska höga för flertalet stationer. Det är därför inga extremt höga fosforhalter som uppmätts under 2003. Höga närsaltvärden visas främst vid de instängda stationerna KL8 vid Kristianopel m.a.p. både kväve och fosfor och K7 vid Karlshamn m.a.p. fosfor. Lägst var kvävehalterna i de stationer som ligger i öppna lägen, från Listerlandet och söderut. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas avvikelsen av fosfat som tydlig till mycket stor avvikelse, vilket innebär höga halter. Salthaltsskiktningen i området var i allmänhet svag men i samband med landavrinning via

år och vattendrag förekom lägre salthalt i ytan vid K7 vid Karlshamn i maj och K12 i Ronnebyområdet i januari. Siktdjupsförhållandena under sommaren har varit goda. Enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning har mycket stort eller stort siktdjup registrerats vid alla stationer utom KL8 som har haft så litet som endast 1 meters siktdjup. KL8 ligger instängt i en grund vik där ett vattendrag mynnar, och den visar ofta mycket högre närsalthalter än övriga stationer. Syresituationen i bottenvattnet har genomgående förbättrats jämfört med 2002. I Blekinge – västra Hanöbukten finns normalt inga bottenar med utpräglad syrefria förhållanden. Ingenstans har svavelväte registrerats under året och den lägsta uppmätta syrgashalten var 5,14 ml/l i NY i Karlskrona skärgård i juli, vilket innebär att syretillgången varit god.

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (rapport 4914, 1999) är ett relativt grovt verktyg för att bedöma miljökvaliteten 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 avvikelsen 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 avvikelsen i en tabell (tabell 1). Bedömningar för siktdjup, näringsämnen och klorofyll görs enbart utifrån dessa värden eftersom de ger det säkraste måttet på mänsklig påverkan. I bilaga 4 presenteras både tillståndet och avvikelsen. De luckor som finns i materialet beror på avsaknad av mätvärden för vissa månader, något som beror på att mätprogrammet är upplagt så att de flesta stationer besöks bara varannan månad.

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). Data saknas för januari från stationerna VH1, KAARV4

och K21 samt för februari från station VH1 pga. dåliga isförhållanden.

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 Hanöbukten som ingår i SMHI:s oceanografiska stationsnät.

De utvärderingar som har gjorts för tidigare år visar liksom för 2003 att Blekinges och västra Hanöbukten kustvatten skiljer sig från utsjön genom högre halter av närsalter och något lägre 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 Hanöbukten kustvatten och utsjön är bättre än mellan utsjön och Blekinge skärgård.

4.1 Salthalt

Salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i hela området. Den tydligaste skiktningen förekommer i de inre delarna av

skärgården där tillrinningen från land är märkbar framför allt under våren då tillrinningen har sitt maximum. Vid skiktning kan ventileringen av vattnet under sprängskiktet hämmas. I några enstaka stationer har en tydlig skiktning observerats någon gång under året. Vattemassan har i övrigt vanligen varit i stort sett homogen och välblandad vid mätillfällena. De stationer som någon gång uppvisat salthaltsskiktning av betydelse är Karlshamn K7 i Pukaviksbukten och Ronneby K12 och har då haft ett skikt med tydligt utsötat ytvatten. För Karlshamn var salthalten i ytan cirka 3.3 psu vid maj månads mätning och för Ronneby var den så låg som 1.8 psu i januari. Båda stationerna ligger nära mynningen av betydande vattendrag. Vid stationen Ronneby K12 noterades höga halter av totalkväve och silikat i kombination med den låga salthalten, vilket är tydliga tecken på landavrinning. Den typiska salthaltsskillnaden mellan yt- och bottenvattnet är mindre än 0.5 psu. Medelsalthalten för stationerna vid västra Hanöbukten var runt 7 psu. I övriga stationer var den några tiondels psu lägre.

4.2 Siktdjup

Siktdjupet uppvisar betydande rumsliga och tidsmässiga variationer. I området påverkas siktdjupet av variationer i

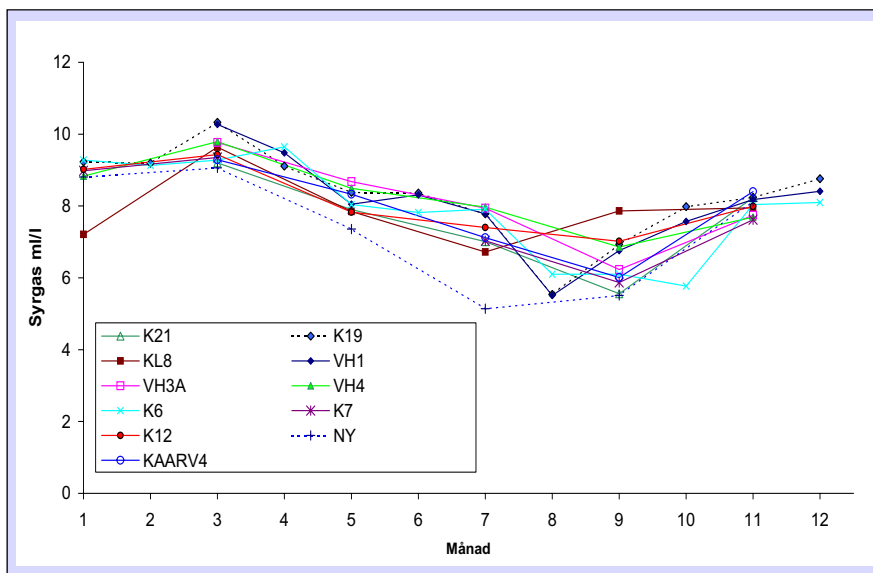
primärproduktionen där förekomsten av plankton och alger når sitt maximum under sommaren. Andra faktorer som inverkar på siktdjupet är tillrinningen och det lösta material åar och vatten-drag för med sig. I grundare områden påverkas siktdjupet även av den resuspension som sker på grund av vågpåverkan. Årets största siktdjup, 13.0 m, observerades i station Åhus VH3A i maj. Under 2003 har de minsta siktdjupen påträffats i oktober och i mars. Det minsta siktdjup som uppmättes var 1.7 m i station Torhamn K19 i oktober. Området är grunt, relativt instängt men kan ändå påverkas av viss sjögång. Vid det aktuella tillfället blåste det 12 m/s från ostnordost och vågorna var upp till 0.5 m höga. Detta gör att det är rimligt att anta att material revs upp från botten, resuspension.

Avvikelseklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, tabell 1, är gjord för värden från augusti eller för jämförbara värden. Resultaten visar att de flesta ligger i klass 2, Liten avvikelse. Rätt många värden återfinns också i klass 3, Tydlig avvikelse. Två värden ligger i klass 4, Stor avvikelse, och ett i klass 5, Mycket stor avvikelse. Detta värde kommer från station Kristianopel KL8 som är grund och ligger inne i en vik.

Ett sammanfattande omdöme är att siktdjupen är goda, men inte av högsta klass.

4.3 Syreförhållanden

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



Figur 34 Syrgashalt (ml/l) i bottenvattnet på de mätstationer i Blekinge läns kustvatten och västra Hanöbukten som mätts mer än en gång 2003.

hela året.

Syrgashalterna uppvisar en tydlig årscykel med de lägsta värdena i juli - september då även vattentemperaturen är hög.

I området finns normalt inga bottnar med utpräglat stagnanta förhållanden. Vissa år uppstår dock under senare delen av sommaren sämre syreförhållanden i Karlskronafjärdarna. Det lägsta värdet under 2003 uppmättes, liksom 2002, vid station NY i Karlskrona skärgård. Värdet var 5.14 ml/l, och det registrerades på 15 m djup vid mätningarna i juli. Årets högsta värden registrerades i mars, 10.27 ml/l vid Nymölla VH1 och 10.33 ml/l vid Torhamn K19.

För samtliga mätstationer låg syre-

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

Tabell 1 Statistisk avvikelseklassning av hydrografiska mätdata 2003 enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav" (Naturvårdsverket 1999). För mer information se även bilaga 3.

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

lan 0.20 och 0.35 mikromol/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 omsättning, och det högre för områden med lägre vattenomsättning. Avvikelseklassning för fosfat-fosfor görs för vinterförhållanden, dvs. innan vårbloomingen kommit igång. Närsalt-halten 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. För de stationer som data finns tillgängliga från varierar avvikelseklassen för fosfat-fosfor mellan 3 och 5, tydlig till mycket stor avvikelse. Högst värden har de instängda lägena KL8 och K7. Allmänt visar värdena att förhållandena har försämrats väsentligt sedan 1950.

Jämförvärdena för halten av totalfosfor under vinterhalvåret ligger mellan 0.35 och 0.41 mikromol/l och för sommarperioden mellan 0.20 och 0.28 mikromol/l. Halterna av totalfosfor är ett mått på allt fosfor som finns både löst och uppbundet i partiklar i vattnet och i biomassan. Avvikelseklassningen för vinterförhållanden ger värdet 3, tydlig avvikelse, för alla stationer utom för en, Kristianopel KL8, där värdet är 4, stor avvikelse. För som-

marförhållanden hamnar 2 värden i klass 2, liten avvikelse, 13 värden i klass 3, tydlig avvikelse, 2 värden i klass 4, stor avvikelse och 2 värden i klass 5, mycket stor avvikelse. Stationerna med värden i klass 5 är KL8 och L12, som båda ligger instängt. Totalt visar även värdena för totalfosfor att förhållandena har försämrats väsentligt sedan 1950.

Kväve

Kväve analyseras som totalkväve (oorganiskt och organiskt kväve) samt de oorganiska fraktionerna ammoniumkväve och nitrit-nitratkväve. Både ammonium och nitrit-nitrat är direkt tillgängliga för den biologiska produktionen och uppvisar tydliga årscykler.

Naturvårdsverkets jämförvärden för ammoniumkväve under vintern är 0.10 mikromol/l respektive 0.62 mikromol/l beroende på vattenomsättningsklass. För nitrit-nitratkväve ligger värdena mellan 2.0 och 9.0 mikromol/l beroende på vattenomsättningen. Jämförvärden för totalkväve ligger mellan 12 och 20 mikromol/l för vinterperioden och mellan 12 och 17 mikromol/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

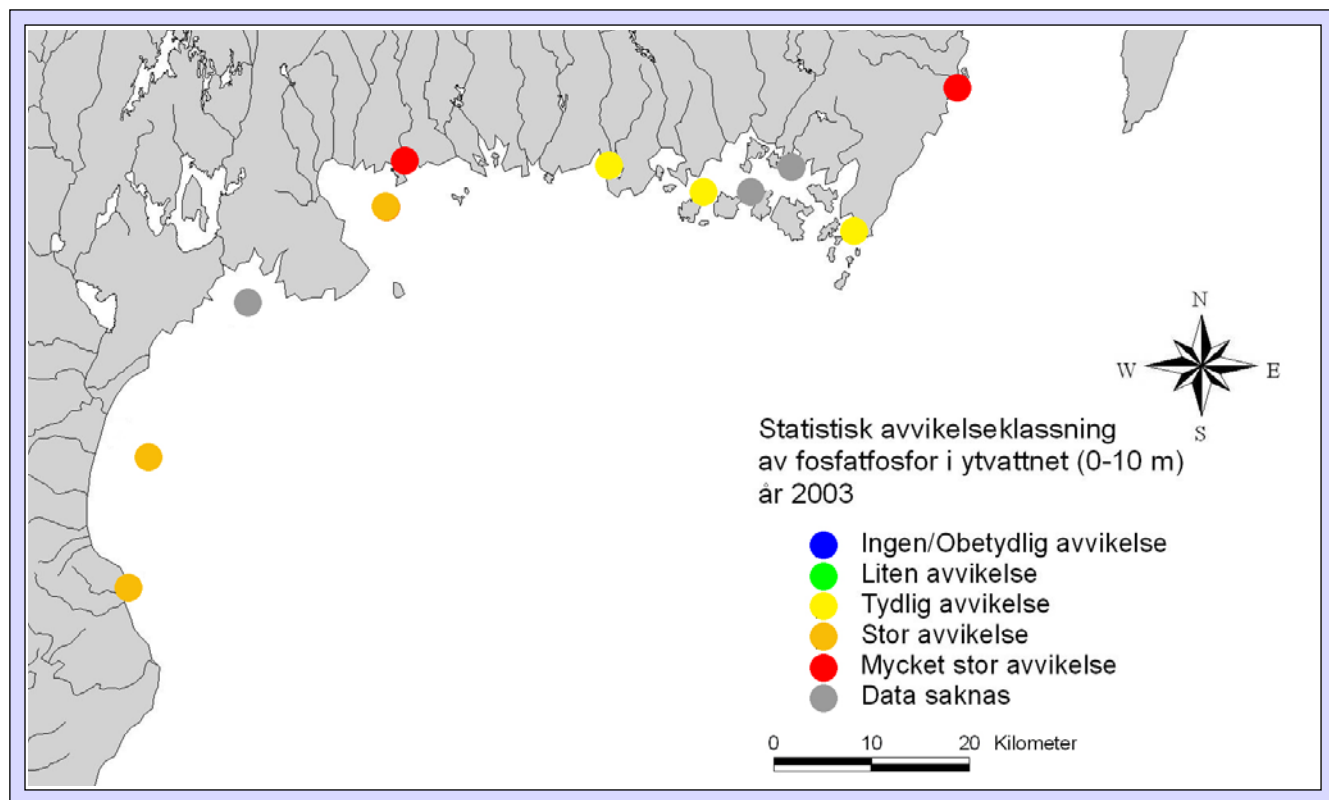
låga ända fram till produktionssäsongens slut i september-oktober.

Avvikelseklassning för vinterförhållanden har utförts för alla tre analyserade fraktioner. Högst värde, 5 - mycket stor avvikelse, erhålls för stationen Kristianopel KL8, på samma sätt som för fosfor. De lägsta värdena, 2 till 3 - liten till tydlig avvikelse, återfinns i de öppna lägena från Listerlandet och söderut.

Klassningen för sommarförhållanden görs endast för totalkväve. Alla värden utom ett ligger i klasserna 2 till 3, liten till tydlig avvikelse. Det avvikande värdet 5, mycket stor avvikelse, kommer återigen från station KL8. Förhållandena i denna station, som ligger i en grund vik där ett vattendrag mynnar, avviker för de flesta parametrar tydligt från jämförvärden etc. och skulle möjligen klassas på ett annat sätt än att som nu tillhöra vattenomsättningsklass 1, dvs. störst vattenutbyte.

Partikulärt organiskt kväve (PON)

PON erhålls i samband med analys av POC. Kvoten POC/PON skall, enligt det molförhållande med vilket planktonalger tar upp kol/kväve, ligga kring 7. Denna kvot ger information om i vilket stadium en algblooming är. Störningar från kusten är emellertid för starka för att kvoten skall kunna avläsas här.



Figur 36 Statistisk avvikelseklassning av fosfatfosfor i ytvattnet 2003. Klassningen är gjord på vintermätvärden från januari-februari.

Störningarna orsakas av att dött organiskt material tillförs kustområdena via avrinningen från land.

Kisel

Kisel är viktigt för produktionen eftersom vårbloomingen i stor utsträckning utgörs av kiselalger. Kisel tillförs huvudsakligen genom sötvattentillrinningen. Flera analyser av de långa tidsserier som finns tillgängliga i övergödda sjöar har påvisat minskande mängder kisel samtidigt som mängden kväve och fosfor har ökat. Någon motsvarande trend syns inte för de kortare serier som finns för kustvattnet. Kisel är tillgängligt som silikat kisel och varierar på samma sätt som de övriga närsalterna med en topp under vintern och nedgång i halterna i samband med vårbloomingen.

Höga värden för silikat kisel kan ses i januari vid Kristianopel KL8 i södra Kalmarsund där värdet uppmättes som högst till 117,3 $\mu\text{mol/l}$ och vid Ronnebyområdet K12 där värdet var som högst 110 $\mu\text{mol/l}$. Detta är lägre maxnivåer än vad som uppmättes 2002 men högre än 2001.

4.5 Organiskt kol (TOC)

TOC (totalt organiskt kol) är ett mått på den totala mängden kol i vattenmassan

både i löst och partikulärt organiskt material. Det är på så sätt relaterat till mängden organiskt dött och levande material. TOC har ingen tydlig årsvariation men halterna tenderar att vara högst i samband med vårflödena då tillförseln via vattendragen är som störst. Från och med 2003 har TOC-mätningar utgått ur kontrollprogrammet och i stället har POC-mätningar införts på referensstationerna VH1, K6 och K19.

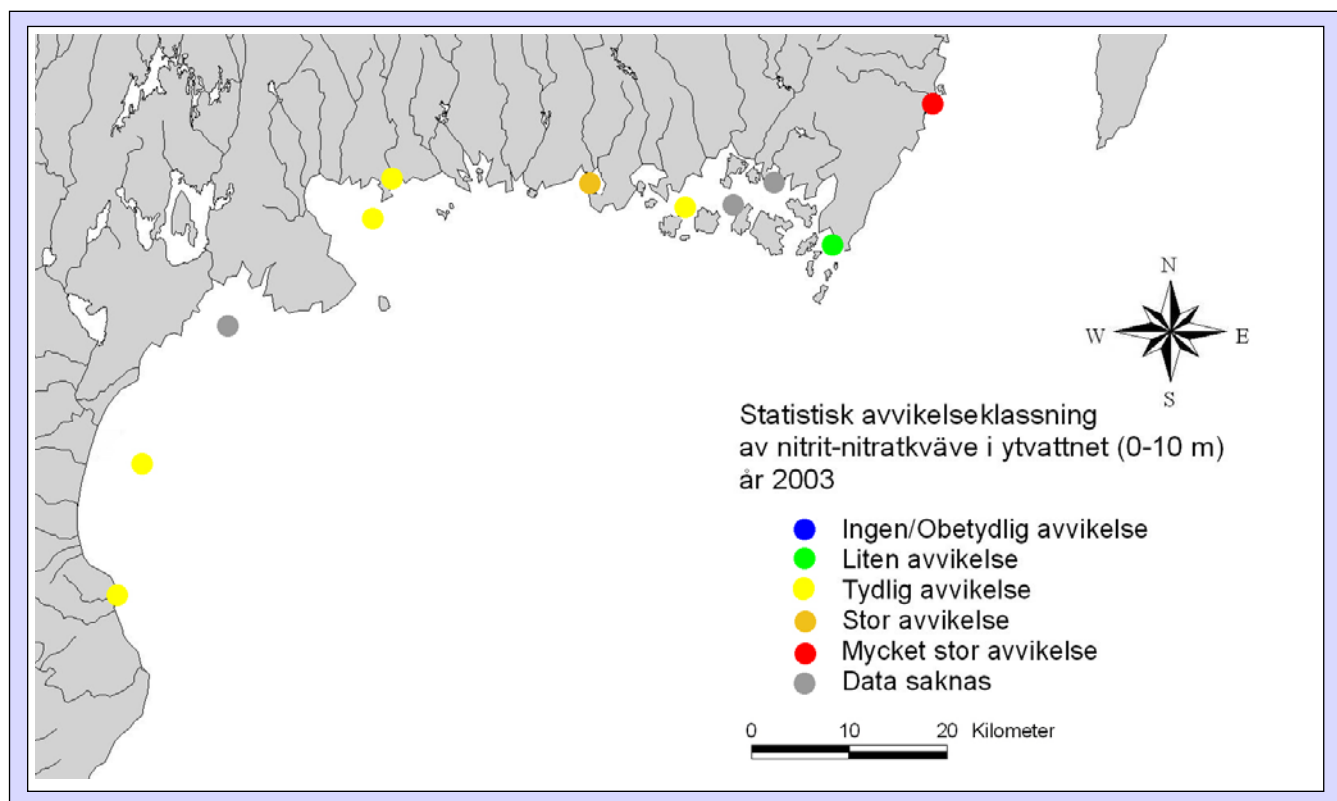
Partikulärt organiskt kol (POC)

POC kan tolkas som ett grovt mått på biomassan och dess variationer och på hur planktonpopulationen, och därmed i någon mån primärproduktionen, varierar (Axelsson och Rydberg, 1993). POC-halterna ger alltså en indikation på eutroferingsnivån och 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 uppmättes under 2003 i mars i samband med vårbloomingen och i oktober. Det högsta värdet 164,2 $\mu\text{mol/l}$ uppmättes i K19 i ytan under provtagningen i oktober, vilket är ca 4 gånger högre än högsta uppmätta värdet 2002. Den höga

halten sammanfaller med att siktdjupet var mindre än normalt och klorofyllhalten hög, vilket tyder på att det fanns mycket organiskt material i vattnet vid mättillfället.

Klorofyll-a

Klorofyllkoncentrationen ger ett grovt mått på växtplanktonbiomassan i vattnet. Klorofyllhalten i växtplankton varierar bl.a. med ljusförhållanden, temperatur och närsaltstillgång. Vid bloming, normalt en kraftig på våren och en något mindre kraftig på sommaren, ser man markanta toppar i klorofyll-a. Under 2003 infaller topparna för flertalet stationer i mars och september. Eftersom variationen är stor i tid och rum väljer man att bedöma ett integrerat värde för ytskiktet 0-20 m under den stabilaste månaden augusti för Naturvårdsverkets tillstånds- och avvikelseklassning. Kontrollprogrammet är utformat så att klorofyll-a-prov tas endast vid 0 m djup, vilket kan ge missvisande resultat vid bedömning mot Naturvårdsverkets klassning. Därför har ingen bedömning av klorofyll-a gjorts. Högst värde 10,3 $\mu\text{g/l}$ vid 0 m djup uppmättes i mars i station KAARV4.



Figur 38 Statistisk avvikelseklassning av nitrit-nitratkväve i ytvattnet 2003. Klassningen är gjord på vintermätvärden från januari-februari.

5. Sediment och mjukbottendjur

I Hanöbukten påträffades djur på samtliga 24 undersökta stationer vid undersökningarna 2003, antalet arter var något högre än de föregående åren. Några stationer var förhållandevis artfattiga men artantalet på flertalet stationer låg runt 10. Generellt ökade artantalet fram till 1993 men har därefter varit i stort sett oförändrat. De föroreningsgynnade fjädermygglarverna var de som hade ökat mest till provtagningen 2003.

Längs öppna kuststräckor har mängden musslor och därmed biomassan minskat något sedan slutet på 1980-talet. Samtidigt har mängden musslor i skyddade områden med gyttigt sediment ökat något vilket har inneburit ökade biomassor. Sedan 1993 har den t ex ökat i Karlskronaområdet vilket kan vara ett tecken på ökad eutrofiering, speciellt om man även beaktar att antalet förekommande arter har minskat något under perioden. I ett lite längre perspektiv har dock situationen i detta område blivit bättre. Under

Mjukbottenundersökningarna 2003 genomfördes huvudsakligen mellan den 12 och 15 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 med avseende på 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 påverkar i sin tur utseendet på sedimentet genom sin

samma period har sedimentens organiska halt minskat på flera stationer, eventuellt beroende på den ökade mängden musslor. Samtidigt som dessa förändringar inträffar kustnära utvecklas stationerna ute i Hanöbukten mot fler arter och uppvisar inga tecken på miljöstörning.

Stationerna i Valjeviken och vid Sölvesborg uppvisar tydliga tecken på övergödning men på stationen vid Kristianopel, som tidigare visat tydliga tecken på återkommande utslagning av bottendjuren till följd av syrebrist hade situationen märkbart förbättrats sedan tidigare år. Samma sak gäller en station vid Torhamn som under senaste femårsperioden har utvecklats från nästan helt livlös till normal.

Tillståndsklassning av resultaten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar att samtliga stationer är opåverkade eller obetydligt påverkade.

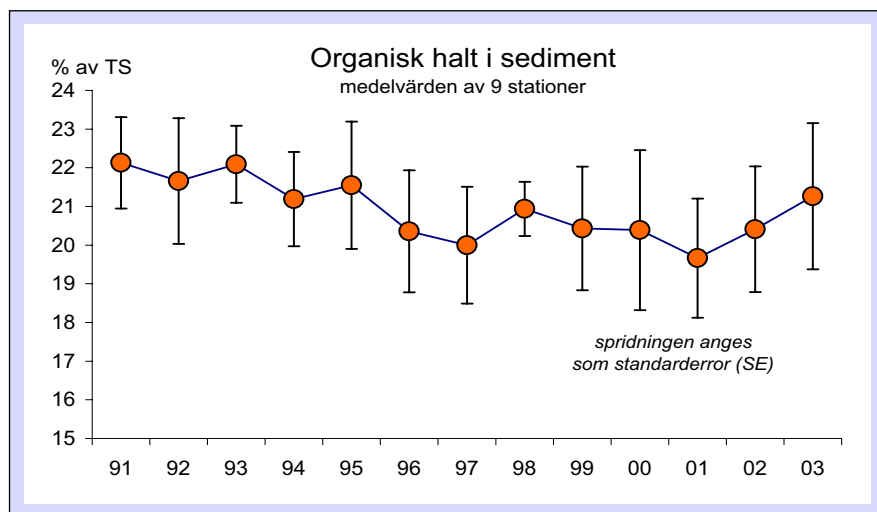
grävaktivitet och genom att hjälpa till med nedbrytning av organiskt material.

Bottensediment brukar delas in i tre huvudtyper där vattenhalt och organisk halt ligger till grund för indelningen (Håkansson 1985). Ackumulationsbotten har finkornigt sediment med högt organiskt innehåll medan erosionsbotten oftast består av grus eller sand. Transportbotten har ett sediment med ett organiskt innehåll 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 2003 års provtagning hade 12 av de ordinarie stationerna ackumulationsbotten (organisk halt >10%), en transportbotten (organisk halt 4-10%) och 11 erosionsbotten (organisk halt <4%). Jämfört med 2002 hade glödförlusten ökat på stationer med gyttiga sediment medan den minskat på sandiga sediment.

Trendanalys av glödförlusten på de

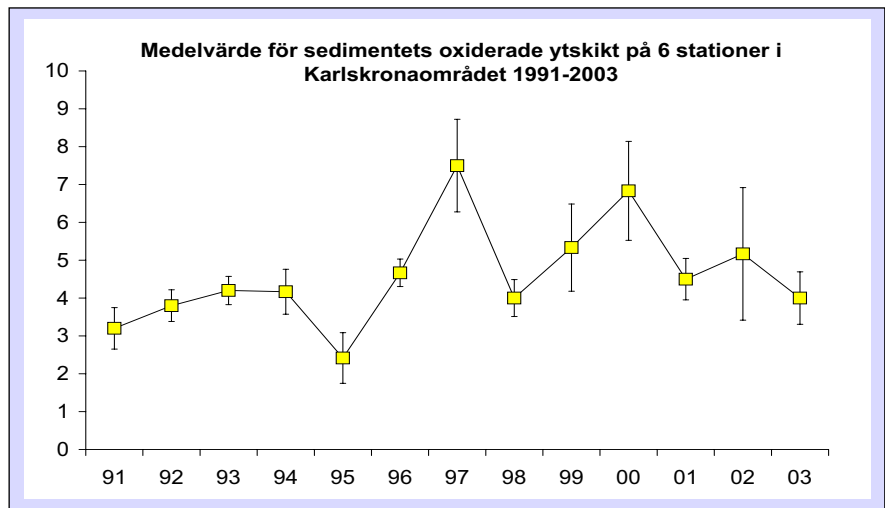


Figur 42 Organisk halt (glödförlust) på 9 stationer med ackumulationsbotten i Blekinge under åren 1991-2003. Medelvärden med spridningsmått (SE).

provtagna stationerna under perioden 1991-2003 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 rednen, uppvisar ökande trend.

Då det gäller syresituationen i sedimentet kan man på några stationer konstatera en signifikant ökande trend. Det är inte samma stationer som hade minskad glödförlust men väl i samma område och stationer med ökande oxiderat skikt i sedimentet uppvisar också en tendens till minskad glödförlust. I fjärdarna utanför Karlskrona förbättrades det oxiderade skiktet under perioden 1991 till 2000 (figur 43) även om det på några stationer varit sämre vid enstaka tillfällen. Det gäller fr a 1995 men även vid provtagningen 1998 då minskat oxiderat skikt i sedimenten noterades på några stationer. De senaste tre åren har syresituationen åter försämrats något.

Den generella minskning av glödförlusten som inträffat fr a i skärgårdsområden kan tyda på minskad eutrofiering vilket dock inte direkt understöds av utveck-

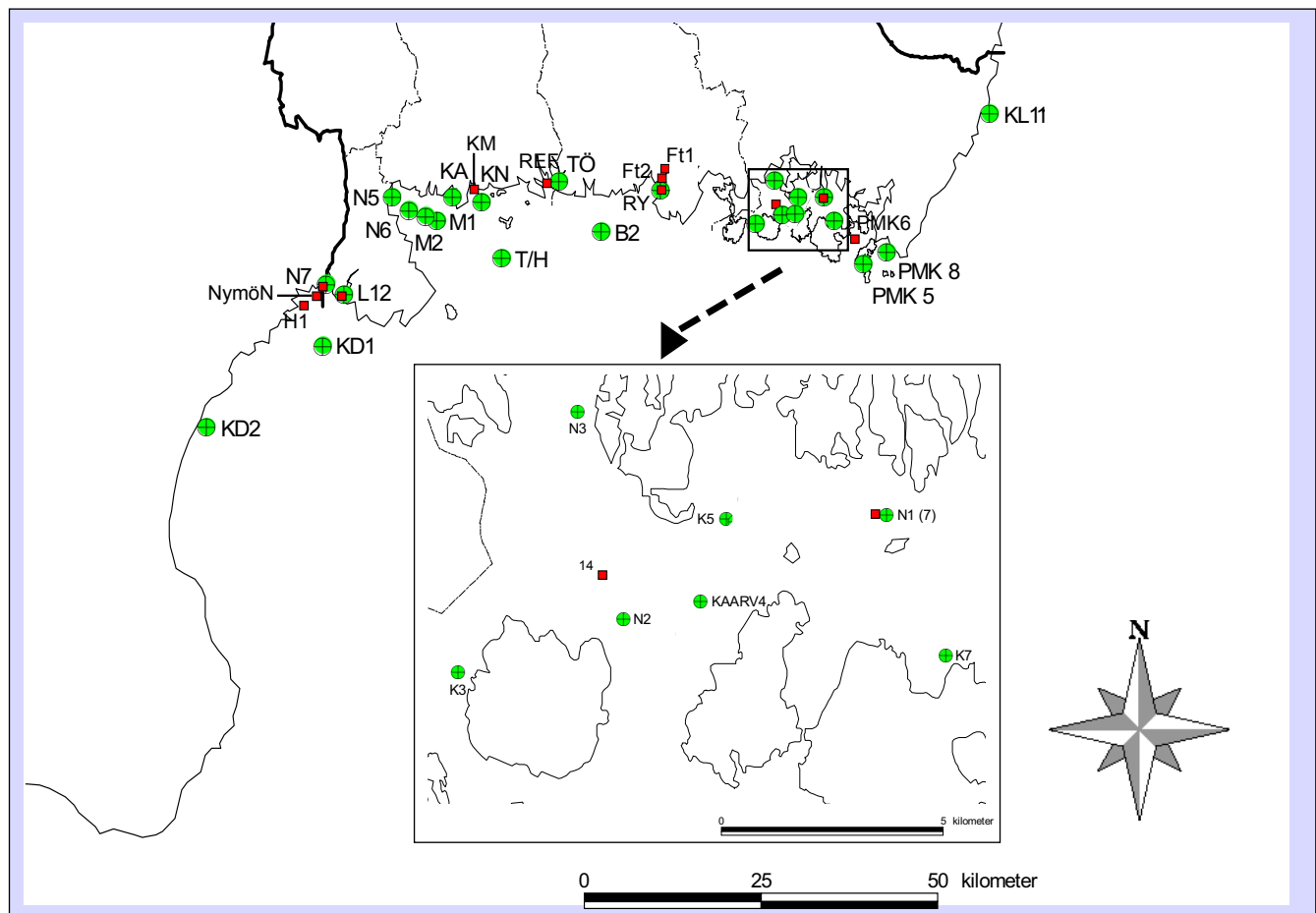


Figur 43 Medelvärde för tjockleken på sedimentets oxiderade ytskikt på 6 stationer i Karlskronafjärden under åren 1991-2003. Tjockleken anges i mm och är uppskattad direkt i bottenhuggaren. Spridningen anges som standard error (SE).

lingen för näringstillförsel till kusten (bilaga 3). Trendanalysen av hydrografiska data 1991-2001 (Tobiasson m fl 2002) uppvisar väldigt få signifikanta trender, men en viss tendens till minskade halter av kväveföreningar i skärgårdsområdena antyds dock. En annan tänkbar förklaring till den minskande organiska halten i sedimentet är att förbättrad syresituation i

bottenvatten och sediment givit upphov till fler djur och snabbare nedbrytning.

En jämförelse med avseende på kornstorleksfördelningen mellan 1991 och 2003 visar att de flesta stationerna har haft ett relativt oförändrat sediment.



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

5.2 Bottenfauna

På och i sedimentet finns normalt ett relativt stort antal djur. Eftersom östersjövattnet 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 bottenfaunastationer. Antalet arter eller högre taxa var totalt 38, vilket är det högsta sedan starten 1991 men ungefär i samma storleksordning som senaste åren (bilaga 8). Artantalet varierade mellan 7 till 23 per station (6 till 20 förra året). Tre arter saknades från 2002, medan sju taxa tillkommit. Alla dessa arter har även tidigare återfunnits i bottenprover och alltid endast på enstaka stationer och i lågt individantal. Flertalet av arterna hör dessutom huvudsakligen till de strandnära vegetationsklädda bottenarna och kan komma med om proverna 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.

Tolv av arterna förekom endast på en av stationerna vilket är fler än vanligt. På 21 av stationerna fanns 9 arter eller mer vilket är fler än 2002 då det var 19 stationer. Medelartantalet för de 24 stationerna hade också ökat något.

Det var inget område som utmärkte sig som speciellt artfattigt även om stationen i Yttre redan (KAARV4) och utsjöstationen söder om Ronneby (B2) endast hade 7 arter vardera. N2 har även tidigare haft ett lågt artantal. Den tidvis dåligt syresatta stationen i Valjeviken (N7) hade endast 5 arter efter flera år med högt artantal. 2001 fanns 17 arter på stationen. Även biomassan sjönk dramatiskt. Den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H) hade liksom året tidigare 9 arter men såväl abundans som biomassa minskade markant.

Trendanalys visar att artantalet på stationen utanför Helgeå (KD2) har sjunkit under perioden 1993-2003. Den provtagna stationen vid Kristanopel (KL11) uppvisar en positiv trend då det gäller antalet förekommande arter. Situationen på denna station är dock fortfarande väldigt instabil och det behövs bara lite extra lång isläggning en vinter för att botten-djursamhället nästan helt ska försvinna till följd av syrebrist.

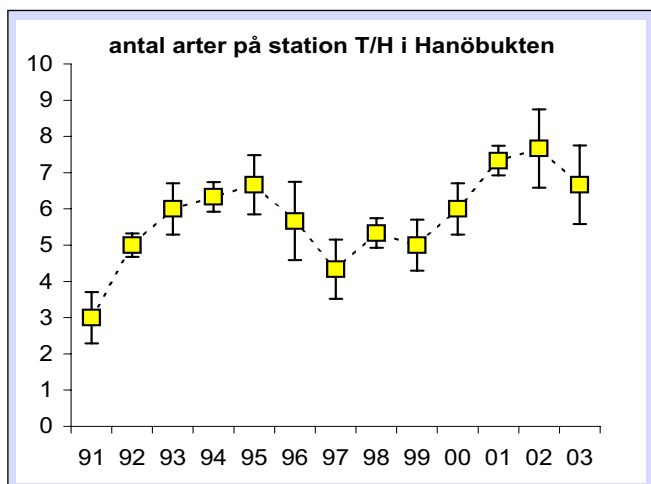
Även några stationer i fjärdarna runt Karlskrona har haft en signifikant ökning av artantalet. Dessa har dock provtagits ända sedan 1987 och den största förändringen inträffade mellan 1987 och 1992 (figur 23 sidan 19). Detta innebär att det har varit en signifikant ökning i Karlskronaområdet sedan 1987 medan det varit en tydlig minskning sedan 1993. För Blekinge som helhet har inte artantalet förändrats under perioden 1991-2002.

I västra Hanöbukten däremot har den sjunkit (sedan 1993). På den djupa stationen T/H ute i Hanöbukten har artantalet efterhand blivit högre (figur 44). En del arters förekomster kommenteras separat här nedan. För mer information, se bilaga 7 och 8.

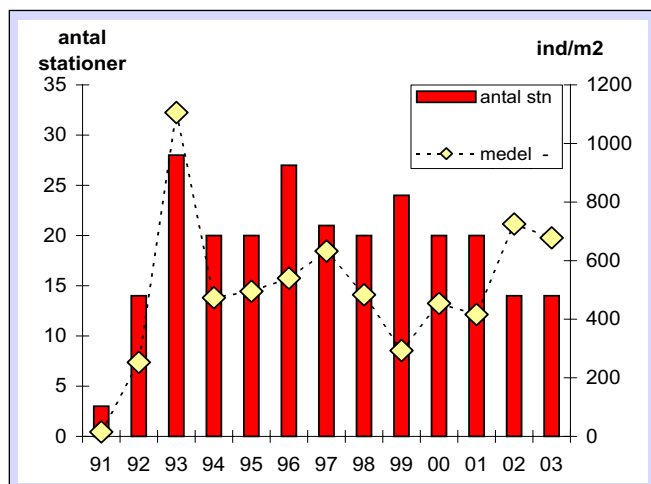
Den rörbyggande havsborstmasken *Pygospio elegans* fanns liksom 2002 på 14 av de 24 stationerna. Även abundansen var i stort sett oförändrad (figur 45). Masken förekom huvudsakligen på sandiga och inte alltför grunda stationer.

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 15 g/m² eller mer, på 3 av de 9 stationer som är grundare än 10 m. På en station (KL11 vid Kristianopel) bidrog arten med över 85 g/m² och svarade därmed för nästan hela biomassan. På stationen N7 i Valjeviken saknades arten vid provtagningen 2002 och 2003 trots att den varit vanlig de senaste åren. En trolig anledning är att det under det gångna året varit syrebrist. På stationerna i Karlskronafjärden har masken minskat i antal under senare år.

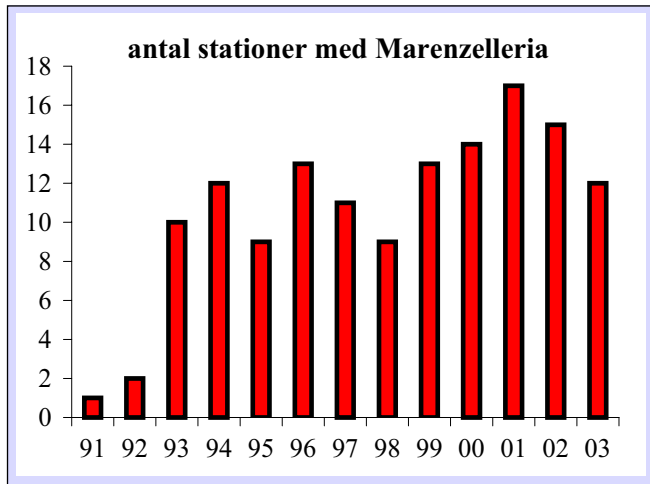
Marenzelleria viridis, som också är en havsborstmask, förekom 2003 på 12 av stationerna jämfört med 14 under 2002. Den har därmed minskat två år i rad men uppvisar på längre sikt en stadigt ökande trend och "erövrar" ständigt nya stationer (figur 46). Den högsta tätheten fanns liksom tidigare på station M1 i Pukaviksbukten med 94 individer/m². I Sverige



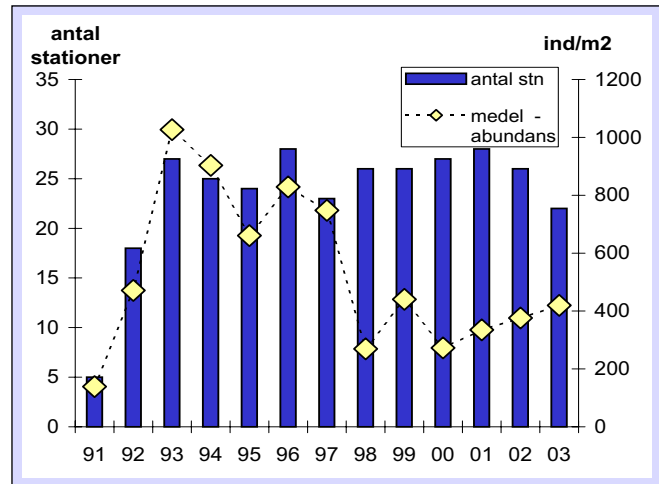
Figur 44 Antalet arter på stationen T/H på 39 m djup ute i Hanöbukten 1991-2003. Spridningen anges som standarderror (SE).



Figur 45 Antalet stationer med *Pygospio elegans* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991-2003. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).



Figur 46 Antalet stationer med havsborstmasken *Marenzelleria viridis* i Blekinge och västra Hanöbukten 1988–2003.



Figur 47 Antalet stationer med *Oligochaeta* inom provtagningsprogrammet i Blekinge 1991–2003. I figuren anges även tätheten för arten på stationer med förekomst (medelvärde).

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/m²) och man befärar att den kan bli ett hot mot den i Östersjön mer ursprungliga rovborstmasken.

Fåborstmaskar (*Oligochaeta*) förekom på något färre stationer 2003 än 2002 men var annars i stort sett oförändrad. Arten ökade totalt sett kraftigt i antal fram till 1993 men har sedan dess minskat igen, speciellt på sandiga bottenar (figur 47).

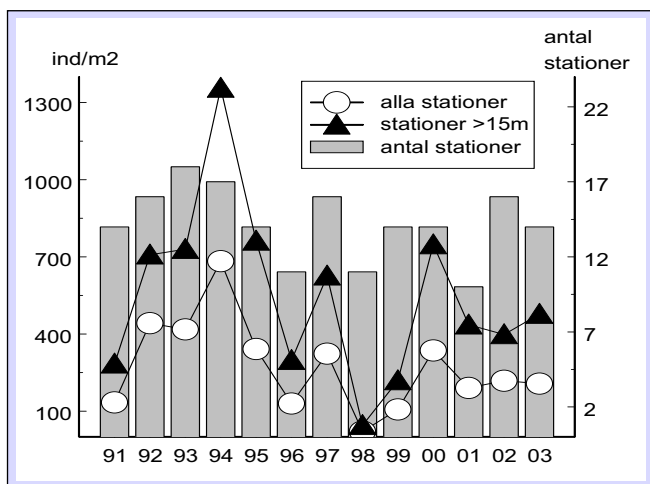
Mängden av den lilla vitmärlan (*Monoporeia affinis*) kan variera mycket mellan åren. Arten är vanlig på djupa och inte så organiskt belastade bottenar och fanns på 15 av de 24 stationerna. Överlag hade utbredningen och tätheten av arten minskat sedan 2002 men på två

stationer (T/H ute i Hanöbukten och N6 i Pukaviksbukten) hade tätheten ökat avsevärt. 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 populationen har ännu inte utvecklats på förväntat sätt (figur 48). Sannolikt förekommer dessa sjuårs-cykler endast i Bottenvikens fåarts-samhällen och på djupt vatten. Den än mer kallvattenberoende släktingen *Pontoporeia femorata* förekom endast på den djupa stationen ute i Hanöbukten (T/H).

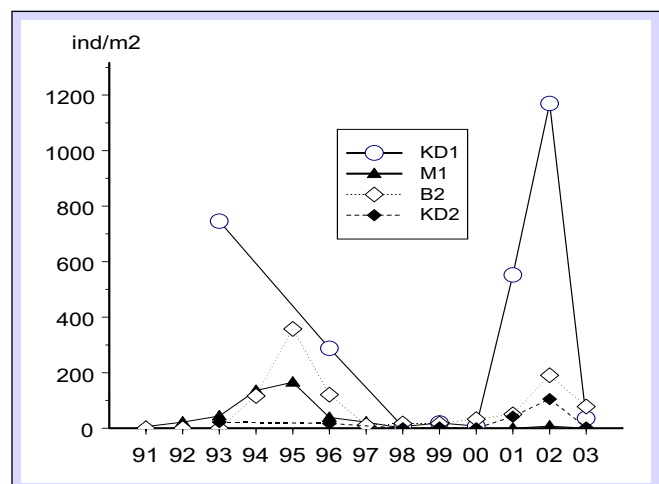
Den lilla sandmärlan (*Bathyporeia pilosa*) trivs bäst i finsand och är känd för att vandra ut och in längs kusten och kan därför variera mycket mellan åren. Djuret gräver i sanden och är därmed känsligt för om sedimentet blir grövre vilket vi inte har kunnat konstatera i de

gjorda undersökningarna. De båda stationerna i Västra Hanöbukten hade vid provtagningen 1993 ett relativt stort antal av arten. Antalet sjönk dock 1996 och arten hade vid provtagningen 1998 nästan helt försvunnit (figur 49). Vid 2001 och 2002 års provtagning fanns den åter i höga tätheter för att 2003 nästan helt försvinna igen.

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 2002 men i betydligt högre täthet. Den mest dramatiska ökningen inträffade på stationen TÖ vid Tjärö där den ökade från 53 till över 5000 ind/m². Gruppen svarade där



Figur 48 Antalet vitmärlor i medeltal för 19 mjukbottenstationer resp. stationer djupare än 15 m (n=8) i Blekinge 1991–2003. Dessutom anges totala antalet stationer som hade vitmärlor.



Figur 49 Antalet sandmärlor (*Bathyporeia pilosa*) på 4 stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991–2003.

för mer än 20 % av biomassan. Även vid Ronneby (RY) ökade mängden tydligt, från 832 till 2352 ind/m² och bidrog där med knappt 18 % av biomassan.

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* (*Paludestrina jenkinsi*). Snäckorna kryper ovanpå bottenytan och äter av det organiska materialet på ytsedimentet. Sedan provtagningen 2002 hade gruppen ökat på flera stationer men på längre sikt har förekomsten förändrats ytterst lite. N7 i Valjeviken var liksom 2002 den enda stationen med riktigt höga tätheter (>1000ind/m²), av framförallt *Potamopyrgus*.

Den föroreningståliga östersjömusslan (*Macoma baltica*) förekom 2003 på alla stationer i undersökningsområdet. Vid undersökningen 1998 saknades arten på en station i Kållafjärden (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 16 mm har nu etablerats (figur 50). Vid en undersökning på stationen 1991 fanns musslor med en storlek på upp till 20 mm vilket antyder att det behövs ytterligare ett par 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 51). 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 3-4mm. Stationen verkar ha en snabb omsättning på musslor då de bara i enstaka fall blir större än 12 mm. Tillväxten är normalt betydligt större på transport- och ackumulationsbottenar än på erosionsbottenar (Olafsson 1986) och resultatet stämmer väl med tidigare år.

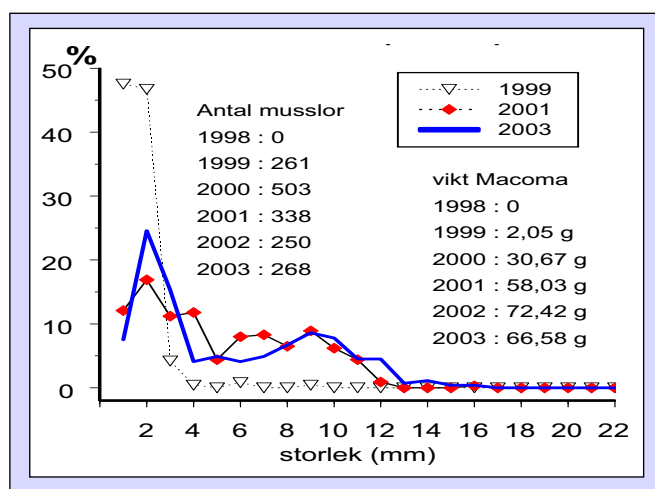
I Pukaviksbukten (M2), som är en utpräglad erosionsbotten, var tillväxten mer blygsam. och vuxna musslor verkar växa ungefär 1 mm/år. En tillväxt i denna storleksordning är normal på sandiga bottenar och stationen har en jämn åldersfördelning. Även söder om Karlshamn (KN) är sedimentet sandigt med en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

Individtäthet och biomassa

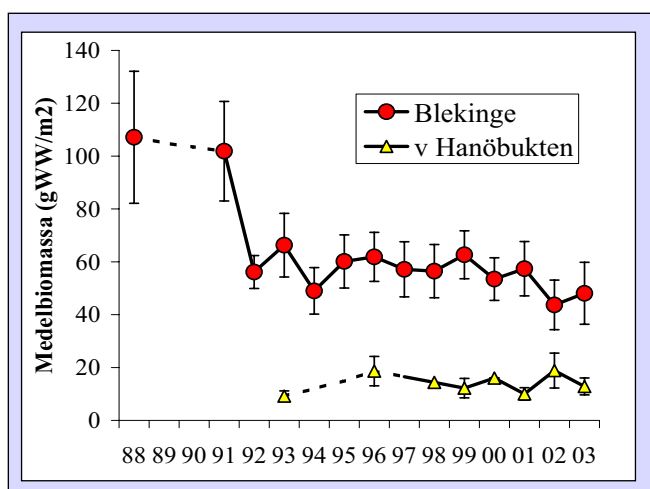
Stora förändringar i individtäthet beror oftast på fluktuationer i populationer av små men talrika djur. Som exempel kan nämnas småmaskar som *Oligochaeter*

och *Pygospio elegans* och kräftdjur som vitmärla (*Monoporeia affinis*). Även snäckor och fjädermygglarver kan i vissa fall ha avgörande betydelse för individantalet, vilket var fallet för flera stationer 2003. Individtätheten på stationerna i Blekinge och västra Hanöbukten har generellt varit högst på sandiga bottenar med mycket småmaskar, samt på stationer med mycket vitmärlor. Förändringar i individantal mellan olika år har nästan alltid berott på variationer hos dessa arter. Eftersom de är kortlivade, är denna typ av förändringar svåra att utvärdera såvida det inte rör sig om mycket tydliga trender. I Blekinge fanns en tendens till minskad individtäthet på några stationer från 1993 och fram till 1998, framförallt beroende på nedgången i populationen av vitmärlan (*Monoporeia affinis*) sedan 1994 (jfr figur 48). Dessutom ökade såväl havsborstmasken *Pygospio* som i viss mån daggmaskar (*Oligochaeter*) fram till 1993 för att sedan minska igen. Under hela perioden 1991-2003 var det endast stationen vid Helgeå och några vid Karlskrona som hade en tydligt minskad abundans (figur 52). Trendanalys på medelvärden för 22 provtagna stationer i Blekinge och västra Hanöbukten under perioden 1993 till 2003 visar att abundansen har minskat signifikant. Samma resultat blir det med medelvärden för de 7 stationerna i Karlskronaområdet. Tre stationer uppvisar signifikant ökande abundansvärden under motsvarande period (figur 52).

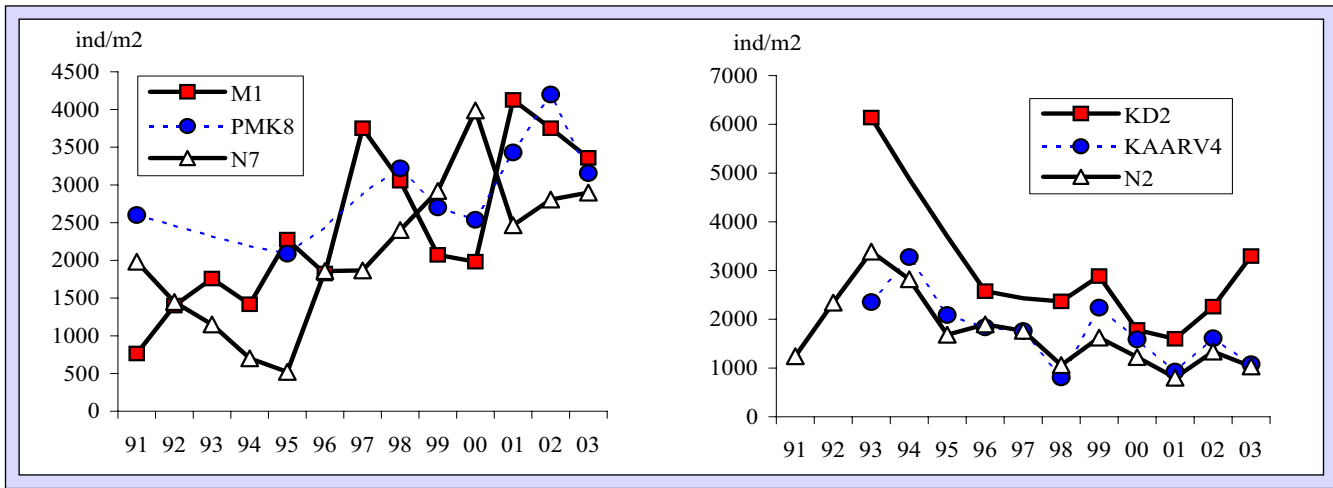
Förändringarna i biomassa beror nästan alltid på fluktuationer i mängden Östersjömusslor (*Macoma baltica*), men även sandmusslor (*Mya arenaria*) kan bidra till



Figur 50 Längdfördelning hos Östersjömussla på stationen PMK 5 i Torhamnområdet 1998-2003. Dessutom anges antalet musslor och totala biomassan de olika åren.



Figur 51 Biomassaförändringar för Östersjömusslorna på 7 erosionsbottenar i Blekinge och två i västra Hanöbukten 1988-2003.



Figur 52 Individdensiteten på några stationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1991-2003.

förändringarna. På stationen vid Kristianopel (KL11) utgjordes biomassan nästan uteslutande av havsborstmaskan (*Nereis diversicolor*). Biomassan har förändrats tydligt på en del stationer. På de båda stationerna i västra Hanöbukten hade biomassan exempelvis halverats sedan 2002. På stationerna KN och M2 har den minskat sedan slutet av 1980-talet (figur 53). 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 2002 och 2003 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.

I Karlskronaområdet finns en tendens till ökande biomassa medan den i Pukaviksbukten minskar något. Samtidigt som dessa förändringar skett på de kustnära och relativt grunda stationerna har biomassan ute i Hanöbukten (T/H) förändrats relativt lite.

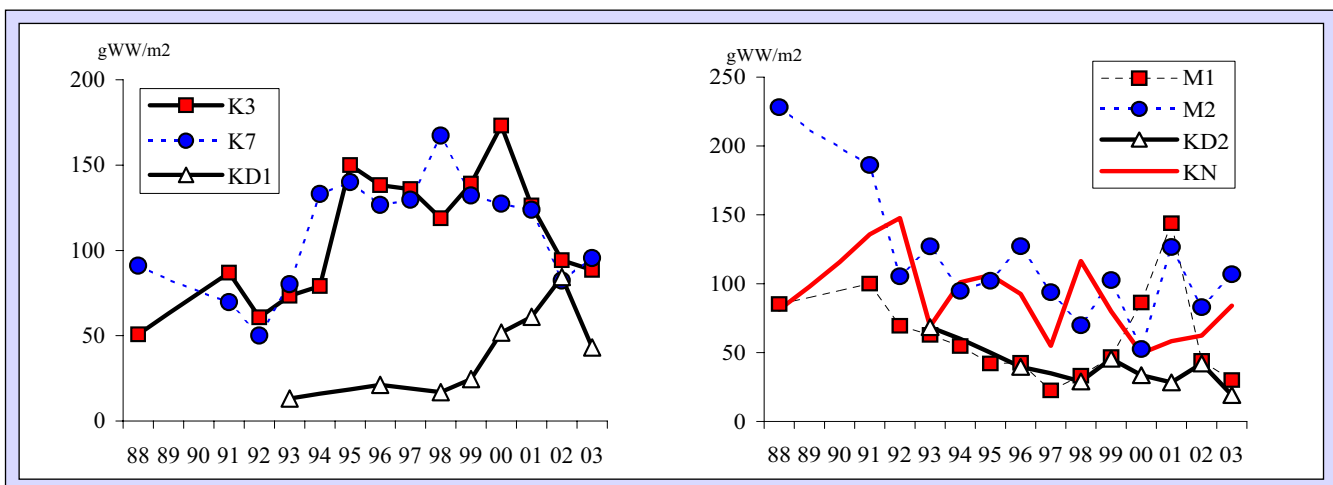
Statistisk analys

Statistisk analys av artsammansättningen på de undersökta stationerna visar att denna har varit förhållandevis oförändrad mellan åren i flertalet områden. De stationer som tydligast har haft 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. En liten förändring av djursamhället kan också noteras i Karlskronaområdet och då främst i Yttre redden.

Det framgår av analysen att djupet är en viktig faktor då det gäller att strukturera bottensamhällena och att även sedimenttypen har stor betydelse. Det finns även geografiska skillnader och stationerna i Karlskronabassängen har likartade djursamhällen och skiljer sig något från bottenar med samma djup och glödförlust i Karlshamn eller Ronneby.

Slutsatsen av den statistiska analysen av bottenfaunaundersökningarna 2000-2003 är att det generellt har skett små förändringar på stationerna vad gäller artsammansättningen. Tillståndsklassning av resultaten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) visar att alla stationer var opåverkade eller obetydligt påverkade.



Figur 53 Totalbiomassa (gWW/m²) på några mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 1988-2003.

6. Makroalger på hårdbottnar

Under perioden 1990–2003 har det skett stora negativa förändringar på algstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten, åtminstone då det gäller tångens situation, främst på vågexponerade stationer. Det går inte med självklarhet att koppla försämringarna till de punktkällor som finns i området. Sedan 2002 hade det inte skett några avgörande förändringar av tångsamhällena mer än att grundare delarna av tångsamhället vid Rakö hade minskat. På de vågexponerade lokalerna i Blekinge hade inte någon återhämtning skett och inomskärslokalerna hade kvar sina tångsamhällen intakta.

Som vanligt var det främst gaffeltång och rödris som dominerade rödalgsbältet. Det var tydlig skillnad mellan lokaler inne i skärgård och de längs öppen kust. Även analysen av djur i blåstångsamhället visar att det är en avsevärd skillnad mellan vågexponerade lokaler och lokaler med mer slam och näring.

Kemisk analys av blåstång visar att tillväxten 2003 sannolikt var kvävebegränsad på de provtagna stationerna. Trendanalys visar att det finns en tendens till sjunkande kvävehalter och ökande fosforhalter.

Under 2003 (2-18 september) besöktes totalt 17 algstationer i Hanöbukten. I Blekinge genomfördes kvantitativ provtagning av rödalgsbältet. Dessutom togs tångplantor för kontroll av 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.

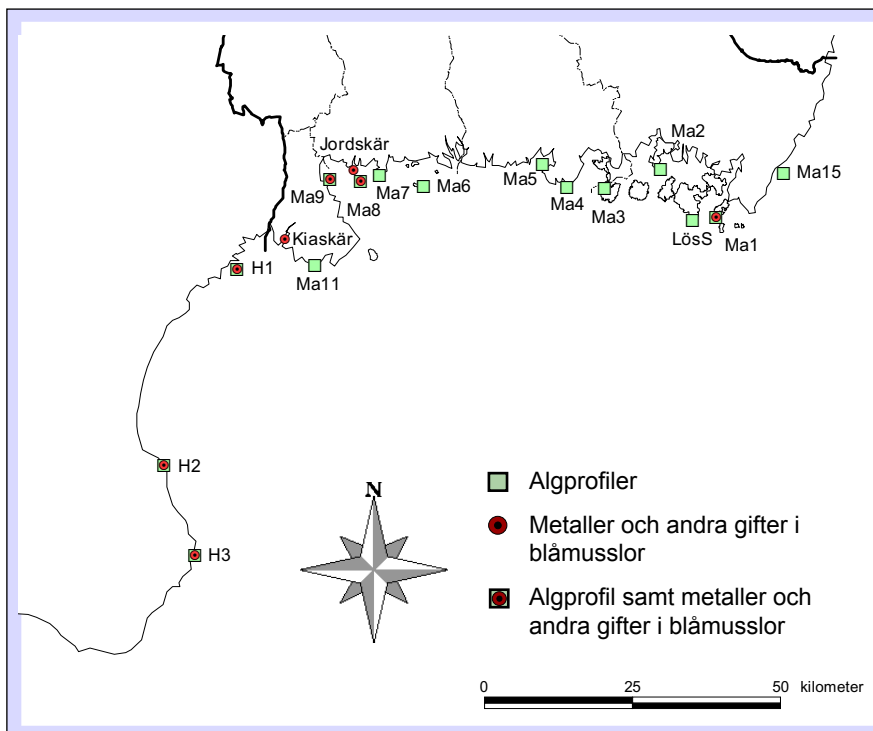
6.1 Utbredning och förekomst av alger

Makroalger är inte rotade, utan fäster direkt på sten. De kräver alltså substrat som sten, block eller håll. För att hårda bottnar skall vara tillgängliga för makroalger, krävs att bottnarna 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 Hanöbukstens 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 stenbottnarna, 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 bottnar i egentliga Östersjön tidigare, åtminstone ner till ca 10 m djup, dominerades av blåstång. I södra delen av Östersjön, dvs även i Blekinge och Skåne, förekommer, vid sidan av blåstången, också den något mer saltkrävande (Malm et al. 2001) sågtången (*Fucus serratus*).

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



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

bottnar som tidigare täckts av blåstång kommit att täckas av näringsgynnade, kortvuxna fintrådiga grön, brun och rödalger. Särskilt tydlig är denna utveckling utanför Ölands östra kust och utanför Blekinges vågexponerade kust (Nilsson et al. 2003). I det senare fallet har under 1990-talet ca 100 km kuststräcka på en bredd av mer än 200 meter från land och utåt förlorat 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 såsom 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 2003

Programmet för den del som berör Skåne har ändrats och här mäts nu täckningsgraden av alger i fasta 5*5 m rutor på 3 olika djup vid varje lokal. Vidare besöks 2 extra lokaler inom ca en kilometer från respektive grundlokal, där tångens djuputbredning mäts. Motivet till att besöka extra lokaler är att man vill undvika att av misstag tolka lokala variationer som storskaliga förändringar.

Resultatet från de fasta rutorna framgår av bilaga 10. Detta ligger till grund för framtida bedömningar av utvecklingen. Det som nu kan sägas är att rutorna mestadels har lagts i zoner som har haft, men vid provtagningstillfället inte hade, full täckning av fr a blå- och sågtång och är ämnade att spegla förändringar i den djupzon som kan hålla ett sådant samhälle.

Totalt förekom 18 arter makroalger i rutorna. Rödalgen *Polysiphonio fucoides* dominerade vilket synes normalt för årstiden i ett område som inte domineras av blå- och sågtång. Blågrönalgen *Rivularia atra* var allmän vid H1. Det kan tyda på god tillgång till fosfor.

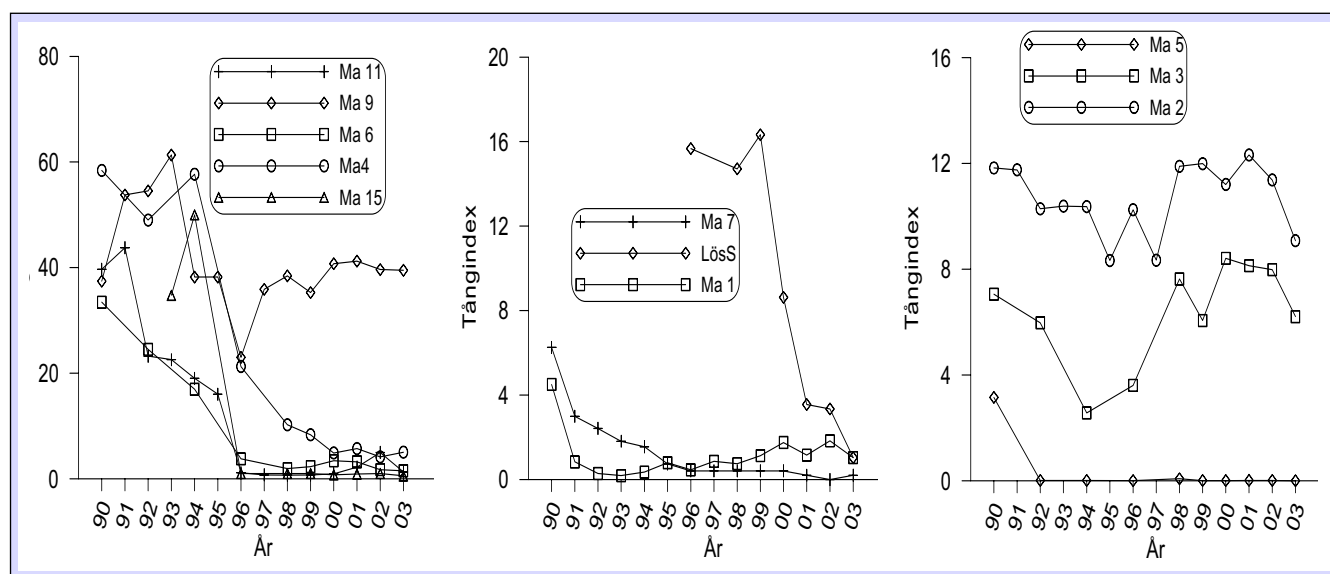
6.3 Undersökningar av tångförekomst i Blekinge 2003

Mängden tång vid lokalerna i Blekinge mäts med tångindex. Indexet är ett mått på hur lång sträcka av botten, utefter provtagningsprofilen, som täcks av antingen blå- eller sågtång. Långtidsutvecklingen vid ordinarie lokaler visas i figur 55. Som tidigare nämnts har samtliga vågexponerade lokaler förlorat sina tångbälten. I dessa lokalers alla grundaste delar, dvs vid djup mindre än 0,5 m har det vissa år etablerats tångbälten, men hittills bara tillfälligt. Det förekommer alltså ingen positiv trend för dessa lokalers tångbälten ($p > 0.05$, ANOVA). Den något mindre exponerade Ma 9 i Pukaviksbukten har dock behållit sitt bälte.

Lokaler skyddade mot vågpåverkan finns i Karlskronabassängen (Ma2 och Ma3) samt i Ronnebyfjärden (Ma5).

Ma 2 och Ma3, har med vissa fluktuationer, behållit sina tångbälten, så även i år. Den nedgång som antyds i figur...kan vara del i en normal förnyrningsprocess, då inga speciella skador kunnat upptäckas.

Östra delen av Karlskronabassängen har hittills inte täckts av någon undersökning av hårda bottnar. Därför besöktes 2003 en ny hårdbottenlokal vid Säljöns sydvästra



Figur 55 Utveckling av tångens täckningsindex (förklaring i figuren) på 14 stationer under perioden 1990–2003. Stationen Ma8 (Rockegrund) saknas eftersom där inte har funnits tång under perioden. Observera att det är olika skalor.

udde (Ma2 b) Inga kvantitativa prover togs, men lokalen beskrevs utefter en 50 meter lång profil ner till 6,5 m djup. Lämpligt substrat fanns ner till 4,5 m djup. Den hade ett omfattande tångbälte i stort utan epifyter, dominerat av blåstång med ett tångindex på 23,8 jämfört med Ma 2: s 9,1 (se figur 55).

Ma 5 i Ronnebyfjärden har inte haft något tångbälte sedan 1990. Då det noterats att det finns tång i andra delar av fjärden lades 2003 ut en hårdbottenlokal vid Karöns södra udde (Ma5 b). Inga kvantitativa prover togs. Här fanns substrat till djup större än sju meter och tång från 3, 2 meter och uppåt. I djupare delen dominerade sågtång och ytnära dominerade blåstång. Då profilen är brant blev tångutbredningen inte så lång och tångindex för lokalen därmed inte mer än 6,8. Övriga data om de nya lokalerna finns i bilaga 9. De nya lokalerna kommer i fortsättningen att redovisas med sitt tångindex i figur.

6.4 Rödalger

Fördelning mellan olika arter vid lokalerna beskrivs med ordination i figur x. 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. Ma3 är den lokal som visar störst tecken på hög närsaltbelastning, med dominans av grunt växande näringsgynnade fintrådiga alger såsom grönslick (*Cladophora* sp) och sudare (*Chorda filum*)(bilaga 11). Lokalerna i nedre vänstra hörnet av figur 56 domineras av arter typiska för lite klarare och mer vågexponerade förhållanden nämligen gaffeltång (*Furcellaria*

lumbricalis) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*). Ma9 har dock betydligt lägre biomassa av gaffeltång än övriga lokaler. Vid Konungshamn (Ma15) och Sturkö (Löss) var biomassorna i stort oförändrade, medan de vid alla övriga lokaler hade ökat, framför allt genom att gaffeltången ökat sin biomassa. Eftersom gaffeltång växer väldigt långsamt kan den ökade biomassan inte 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 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.

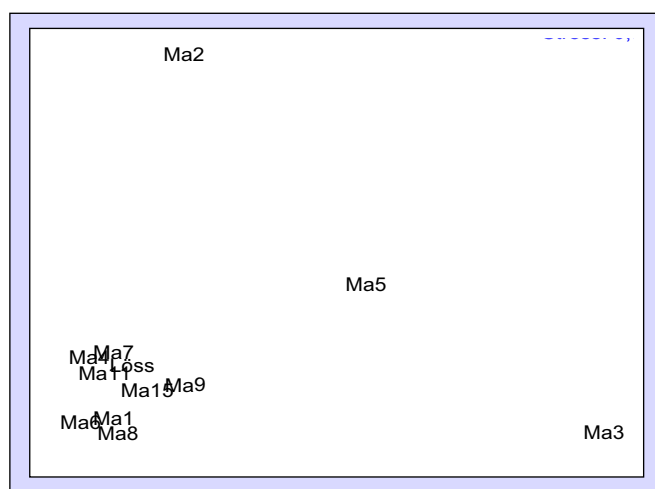
2003 togs djurprover i tången vid samtliga ordinarie lokaler i Blekinge utom vid Ma8 där tång saknas helt. Djursamhällena beskrivs med ordination i figur 57 där lokaler med likartade djursamhällen grupperas tillsammans. Fullständig artlista med individantal och biomassa finns i bilaga 12.

De exponerade lokalerna Ma1, Ma11, Löss, Ma4, Ma7 och Ma6 grupperas ihop i ordinationen då de hade ett individfattigt samhälle dominerat av fr a kräftdjuren märlor (*Gammarus spp.*) och tånggråsuggor (*Idotea spp.*), samt av sötvattenssnäckan *Theodoxus fluviatilis*. Ma 1 hade dock högt antal av den tånggätande gråsuggan *Idotea baltica*. Den till synes vågexponerade lokalen Ma 9 grupperas ihop med den skyddade Ma 5 för att

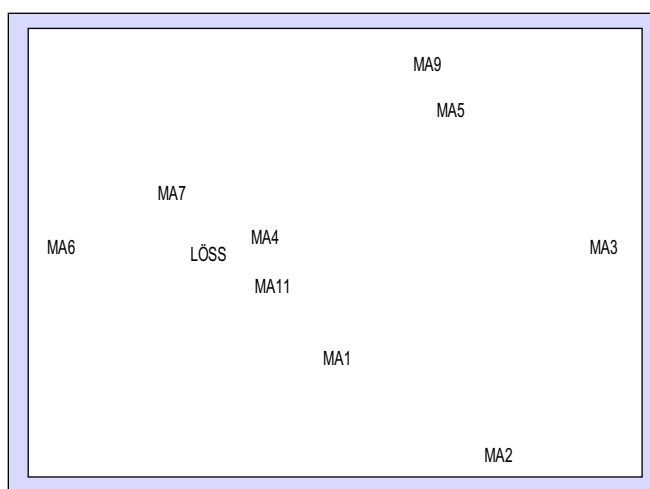
båda hade höga antal av märlor och sötvattenssnäckan *Theodoxus*. De höga antalen antyder relativt vågskyddade förhållanden. Ma5 hade ensamt av de båda lokalerna ett antal av den slamgynnade märlan *Leptocheirus pilosus* (den finns också på den extremt slamutsatta Ma3) vilket antyder att Ma5 trots allt är mer utsatt för organiskt material än Ma 9. I Karlskronabassängen hade lokalen vid Getskär (Ma 2) höga antal av tånggråsuggan *Idotea baltica*, vilket kan betyda att den (tillsammans med Ma1) under hösten 2003 utsatts för ett betes-angrepp. Att Ma2 utsätts för vågor indikeras genom förekomst av den exponeringsgynnade gråsuggan *Idotea granulosa*. Sannolikt är det vågrörelser från fartygstrafiken in och ut ur Karlskrona som gynnat denna art. Gemensamt med den övergödda lokalen vid Hasslö (Ma3) hade Ma2 höga antal av slamgynnade snäckor av gruppen *Hydrobiidae*. Ma 3 visade dessutom, som tidigare antytts, upp ett djursamhälle som tyder på god tillgång till gödningsämnen och organiskt slam, t ex blåmussla (*Mytilus edulis*) hjärtmussla (*Cerastoderma hauniense*) och havstulpanen *Balanus improvisus*.

6.6 Blåstångens kväve-, fosfor- och kolinnehåll

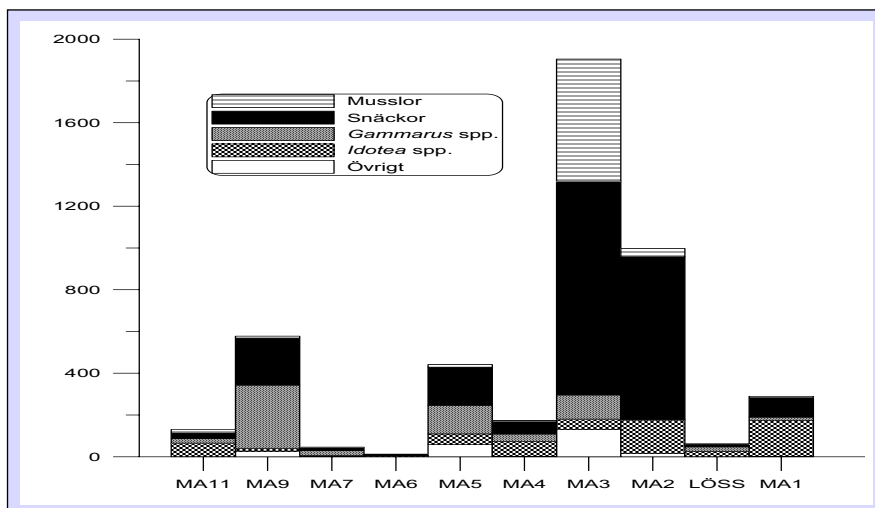
Blåstången innehåll av kväve och fosfor framgår av bilaga 13. Halten av kväve är ofta väl korrelerad med halten i det omgivande vattnet (Kornfeldt, 1982). En annan viktig faktor är vågexponeringen, och enligt Ilvessalo & Tuomi (1989) är kväveinnehållet oftast högre på exponerade stationer. Detta stämmer



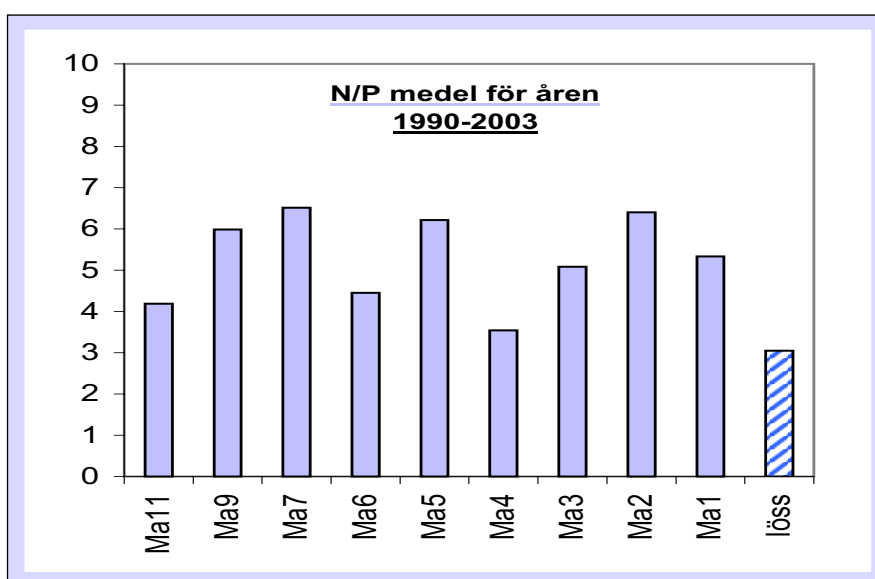
Figur 56 Algsammansättningen i rödalgsbältet 2001 resp 2002 analyserad med multivariat metod enl. beskrivning på sidan 37.



Figur 57 Artsammansättningen för djur i tångbältet 2001 resp 2002 analyserad med multivariat metod enl. beskrivning på sidan 37.



Figur 58 Fördelning mellan olika djurgrupper (angivet som ind/100 g Fucus) i tångproverna vid provtagningen i Blekinge 2003.



Figur 59 Medelvärden för kväve/fosfor-kvoten (vikt) i toppskott av blåstång från 1990-2003 års undersökningar i Blekinge. För stationern LÖSS finns endast data från åren 1998-2003.

dock dåligt då det gäller mätningarna i Blekinge. Kvävehalterna i blåstång från Blekinge 2003 var i stort sett samma som 2002. På lite längre sikt kan man däremot se en tendens till minskning. Fosforinnehållet 2003 var något lägre än 2002 och kvoten mellan de båda ämnena blev därmed en aning högre.

Kväve-fosforkvoten varierade 2003 mellan 3 och 5 vilket enligt Notini (1990) tyder på att blåstångens tillväxt var kvävebegränsad. Om man ser på medelvärdet för N/P-kvoterna under alla de år mätningar utförts är det svårt att finna ett genomgående mönster men det verkar som om de vågexponerade stationerna har haft låga kvoter medan exempelvis stationen i Ronnebyfjärden (Ma5) och vid Karlskrona (Ma2) har haft hög kvot (figur 59).

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

7. Metaller och miljögifter i blåmusslor

Mätningar av metaller och miljögifter i Blåmusslor 2003 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 kadmiumhalten tydligt förhöjd utanför Skånes ostkust och i Pukaviksbukten men även på referensstationen vid Torhamn. Blyhalten var liksom tidigare år tydligt förhöjd på lokalen i Sölvesborgsviken men har minskat tydligt under de senaste åren. Kopparhalterna var högre än 2002 och uppvisar en tendens till att öka i Pukaviksbukten

och vid Sölvesborg. Trendanalys för sex års mätningar visar att kromhalterna i området har ökat medan bly uppvisar tendens till att ha minskat.

Halterna av pesticider, PAH och PCB i blåmusslor var genomgående låga. De var i samma storleksordning som i referensområden på västkusten och i Östersjön. Däremot var halterna av tributyltenn (TBT), ett ämne som bl a ingår i vissa båtbottnfärger, så höga att negativa effekter på musslor och andra organismer inte kan uteslutas.

För att se på gifthanrikning i levande organismer analyserades under 2003 tungmetaller i blåmusslor (*Mytilus edulis*) på åtta stationer i Blekinge och västra Hanöbukten. På tre av dessa stationer analyserades också för första gången 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.

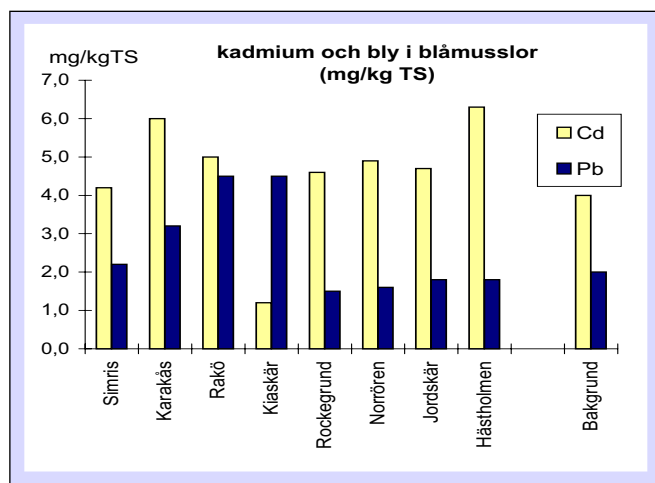
Vid nästa alla mätningarna har kopparhalterna legat något över angivna bakgrundsvärden. Samma sak gäller halterna av kadmium på några stationer. Det är svårt att se något samband mellan uppmätta halter och utsläppskällor. I viss mån påverkas halterna i köttet av hur snabbt musslorna växer samt deras storlek. Musslor som växer snabbt beroende på god tillgång på organiska partiklar kan därmed få lägre halter. Även åldern har en avgörande betydelse. Vid provtagningen har vi strävat efter att samla in musslor av en viss storleksklass och dessutom undvika att ta med musslor som ser missformade ut. Trots detta är det en avsevärd skillnad mellan olika stationer vad det gäller musslornas medelvikt (bilaga 21). Detta förklaras med olika tillgång på föda men också olika våg- och isexposition som innebär att musslorna på en del

platser inte blir särskilt gamla.

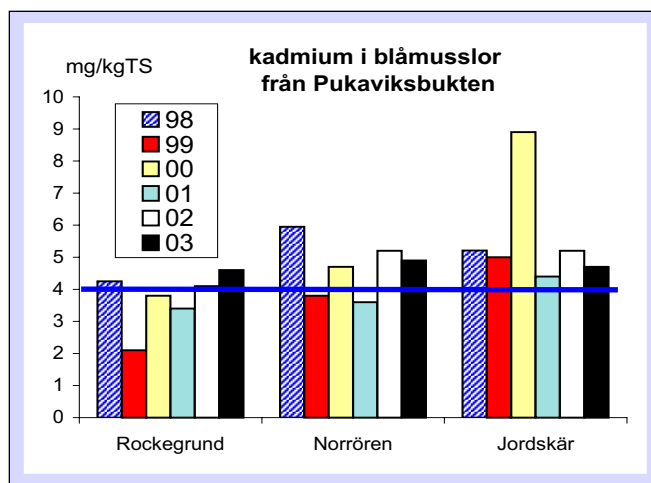
De metaller som hittills visat sig ha de starkaste biologiska effekterna är kvicksilver, kadmium, koppar och i viss mån bly. Av dessa var kadmiumhalten tydligt förhöjd i förhållande till angivna bakgrundshalter (Naturvårdsverket 1999) vid Karakås och Simris (figur 60). Kadmiumhalterna har varit tydligt förhöjda på de båda stationerna vid flertalet av mättillfällena. Det finns ingen känd punktkälla vad avser kadmium i området men undersökningar 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 på att berggrunden kan vara en viktig källa till de höga kadmiumhalterna. Även i Pukaviksbukten uppmättes höga kadmiumhalter. Det var, till skillnad från tidigare år, ingen tendens till högre halter längre in i Pukaviksbukten

7.1 Metaller i musslor

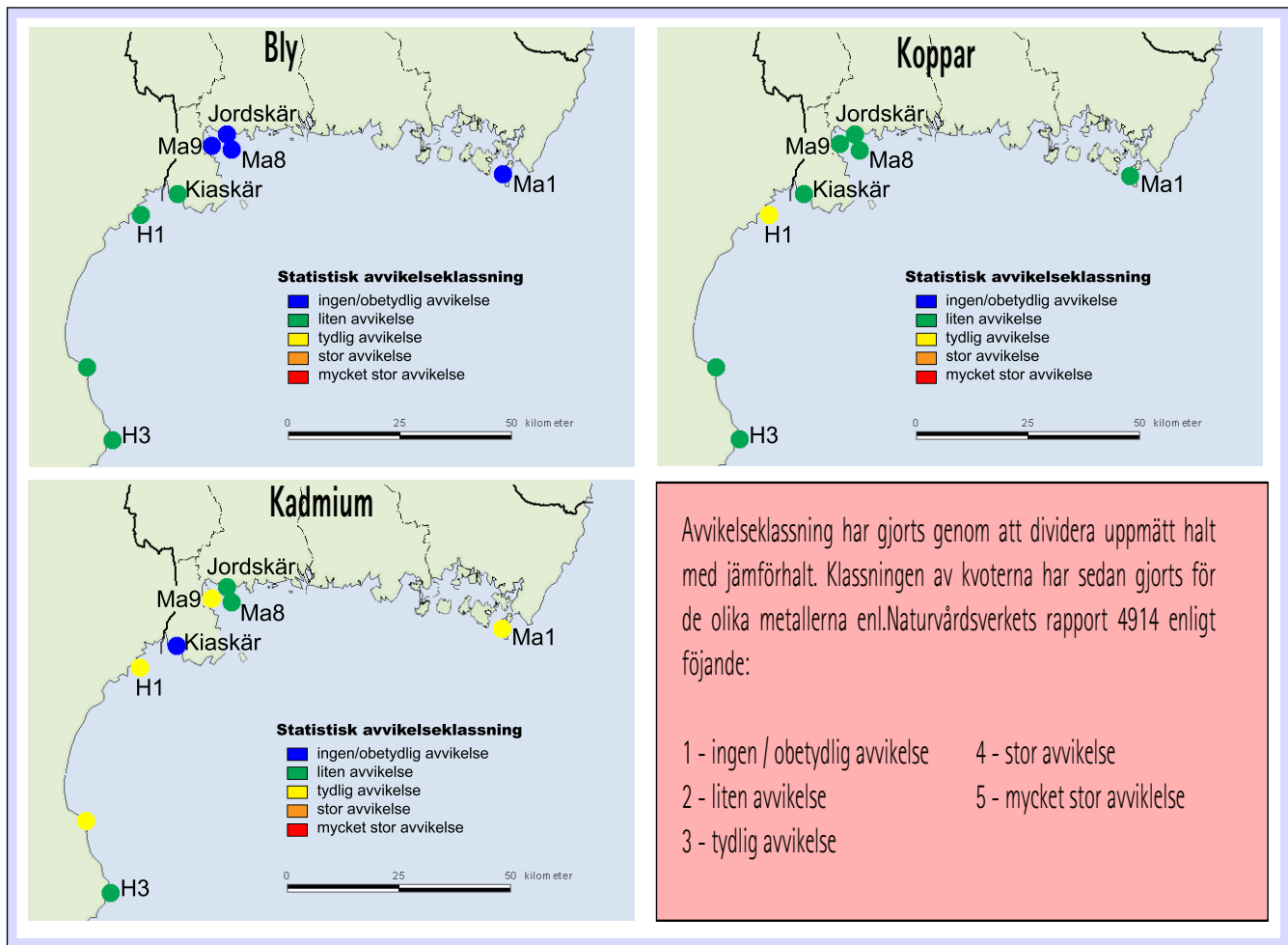
Det finns ett ganska stort bakgrundsmaterial från andra områden att tillgå för just blåmusslor och i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder används arten för att bedöma avvikelse från angivna jämförvärden. Resultatet av en sådan klassning framgår i tabell 6.



Figur 60 Halter av metallerna kadmium och bly i blåmusslor på 8 stationer i Blekinge och Västra Hanöbukten, september 2003.



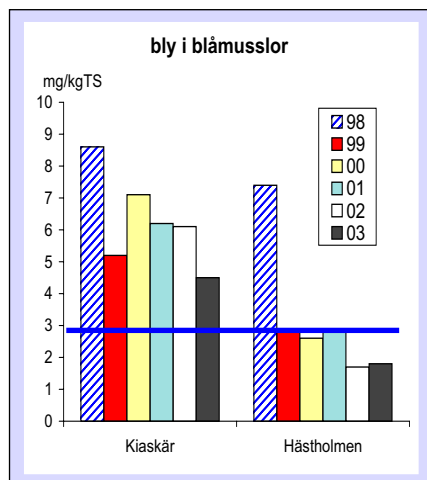
Figur 61 Halter av kadmium i blåmussla från Pukaviksbukten. Angivet jämförvärde visas med en linje.



Figur 62 Avvikelseklassning för uppmätta halter av kadmium, koppar och bly i blåmusslor vid provtagningen i Blekinge och västra Hanöbukten 2003.

(figur 61). Närhet till större vattendrag har annars bl a i Kalmar län visat sig ge höga kadmiumhalter trots att inga kända kadmiumutsläpp sker. Kadmiumhalten var 2003 högst på referensstationen vid Torhamn.

Kopparhalterna var överlag högre än



Figur 63 Halter av bly i blåmussla 1988–2003 i Sölvesborgsviken (Kiaskär) och på referensstation. Angivet jämförvärde visas med en linje.

2002 och har ökat vid Kiaskär och i Pukaviksbukten under de gångna sex åren.

I Sölvesborgsviken uppmättes liksom tidigare är tydligt förhöjda halter av bly (figur 61). De förhöjda halterna av bly i blåmusslor från Sölvesborgsviken är inte särskilt förvånande eftersom halten av bly i sedimentet är förhöjd (Tobiasson 2000). Halterna var dock de lägsta hittills och stationen uppvisar en tydligt sjunkande trend för denna metall. I övrigt var blyhalterna generellt högre än 2002. Exempelvis uppmättes vid Rakö ovanligt höga blyhalter vid undersökningen 2003. På stationen uppmättes höga blyhalter även 1998. Vid referensstationen i Torhamnsområdet har också hög halt av bly uppmätts vid ett av de sex mättillfällena men generellt har halterna varit betydligt lägre där än vid Sölvesborg. Även på denna station har blyhalterna minskat tydligt.

Det är lite osäkert att göra en trendanalys på bara sex års mätningar men värdena antyder att kromhalterna i området successivt har ökat under perioden medan blyhalterna har minskat något (bilaga 22). För övriga metaller går det inte att utläsa en genomgående trend.

7.2 Miljögifter i musslor

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. Även halterna av PCB och PAH var låga vilket för flertalet ämnen innebär att halterna låg under detektionsgränsen. Halten tennorganiska föreningar var däremot mycket höga. TBT (tributyltenn) används bl a i båtottenfärger och är mycket giftigt för vissa organismer. Exempelvis påverkas snäckor vid mycket låga halter. Enligt OSPAR (Oslo-Paris konventionen) ligger NOEC (no observed effect concentration) för TBT på 6 ug/kg TS vilket kan jämföras med de uppmätta halterna i Hanöbukten som låg på mellan 3700 och 7400. Det innebär att halterna är drygt 1000 gånger högre. Negativa effekter på musslor och andra organismer kan därför inte uteslutas. Om motsvarande värden fås vid undersökningen 2004 finns det anledning att göra mer omfattande studier i området, exempelvis genom att mäta förekomsten av missbildningar hos snäckor.

8. Fiskfysiologiska undersökningar

För att studera en eventuell effekt av avloppsvatten från Södra Cell Mörrum respektive Nymölla bruk utfördes undersökningar av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake hösten 2003 i respektive bruks recipient. I denna rapport redovisas endast en sammanfattning av erhållna mätresultat. En mer omfattande beskrivning ges i separat

redovisning till respektive bruk.

Sammanfattningsvis kan sägas att tånglaker fångade i recipienten till Nymölla bruk respektive Södra Cell Mörrum ej uppvisade negativa hälsoeffekter eller störd fortplantning jämfört med tånglaker från referenslokalerna.

Resultat från provfiske på Nymölla bruks recipientlokaler (Tosteberga och Utkörningen) har jämförts med resultat från provfiske på tre referenslokaler (Torhamn, Åhus och Kråknabben) medan resultat från provfiske på Södra Cell Mörrums recipientlokaler (Jordskär och Kladdenabben) har jämförts med resultat från provfiske på två referenslokaler (Torhamn och Åhus). För att en påverkan eller effekt på en recipientlokal skulle bedömas som signifikant krävdes signifikanta skillnader gentemot samtliga referenslokaler inom respektive undersökning.

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 att fytosterolhalten var signifikant högre på båda recipientlokalerna relativt referenslokal Åhus.

Inga signifikanta skillnader erhöles mellan lokalerna med avseende på halten PAH-metaboliter (1-OH pyren respektive naftalenmetaboliter) i Södra Cell Mörrums undersökning. Signifikant högre halt förelåg på recipientlokalerna Utkörningen och Tosteberga, i Nymölla

bruks recipient, med avseende på 1-OH pyren relativt referenslokalerna Torhamn och Åhus respektive endast Torhamn. Halten av naftalenmetaboliter var signifikant högre på Utkörningen relativt referenslokal Kråknabben.

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 EROD-aktivitet på Tosteberga i Nymölla bruks recipient relativt referenslokal Torhamn medan båda recipientlokalerna var signifikant högre med avseende på CYP1A-halten relativt referenslokal Torhamn. Signifikant lägre kvot EROD/CYP1A-halt noterades ej på recipientlokalerna.

Ingen påverkan bedömdes föreligga, varken i Södra Cell Mörrums eller Nymölla bruks recipient, med avseende på de analyserade parametrarna (extraktivämnen i galla, PAH-metaboliter i galla samt leverenzymet CYP1A's aktivitet och halt) relativt referenslokalerna.

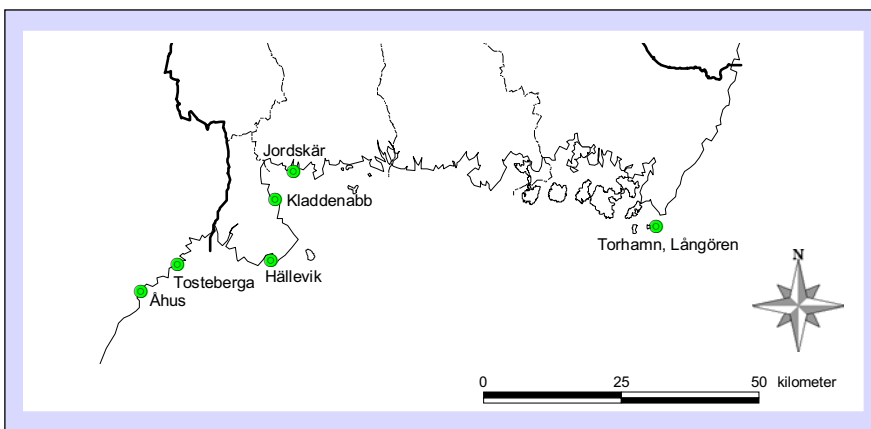
Den makroskopiska bedömningen visade på en stor parasitförekomst i bukhålan hos fisk både på referens- och recipientlokaler. En kraftig invasion av parasiter, på samtliga lokaler, noterades

i den histopatologiska undersökningen av lever. Det fanns dock inga tecken på histopatologiska förändringar i lever hos tånglake i de två recipienterna. Varken signifikant högre relativ levervikt eller signifikant lägre 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 fekunditet och reproduktion relativt referenslokal Torhamn. Lokal Tosteberga i Nymölla bruks recipient hade signifikant lägre värde för ett antal reproduktionsindex, baserade på yngelvikt, (relativ gonadvikt, total vikt/yngel, medelvikt/yngel och ESI) jämfört med referenslokal Kråknabben. Denna referenslokal provfiskades något senare (10-24 dygn) jämfört med övriga lokaler, vilket också är en förklaring till de relativt höga värdena på reproduktionsindexen, baserade på yngelvikt, som erhöles på referenslokalen relativt övriga lokaler. Signifikant positivt samband förelåg nämligen mellan provtagningsdatum och de enskilda reproduktionsindex som baseras på yngelvikt. Därmed bedömdes ej effekter på Tosteberga föreligga med avseende på dessa reproduktionsindex. Varken signifikant lägre yngelöverlevnad eller signifikant högre andel missbildade respektive retarderade yngel förekom i recipienterna till de två bruken. Ej heller noterades en lägre yngelproduktion i recipienterna. Signifikanta skillnader med avseende på könkvoten av ynglen erhöles varken i recipienten till Södra Cell Mörrum eller i recipienten till Nymölla bruk relativt referenslokalerna.

Sammantaget bedömdes fortplantningen i recipienterna ej vara störd relativt de undersökta referenslokalerna.



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

Referenser

- Andersin, A.-B., Lassig, J., Parkkonen, L. & Sandler, H., 1978. Long-term fluktuationer 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.
- Cederwall, H. & Larsson, U., 1988. Miljö kvalitetsbeskrivning, I: fria vattnet och mjukbottenfaunan. -Technical report from Askö Lab. no. 4.
- Clarke, G.M., 1980. Statistics and experimental design. 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.
- 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.
- Ilvessalo & 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.
- 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.
- 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 kvaliteten - 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., 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 miljö påverkan i samband med underhållsmuddring i Sölvesborgs ytterhamn samt tippning av muddringsmassor SW Utkörningen. Högskolan i Kalmar Rapport 2000:3.
- Tobiasson, S., Lundgren, F., Sjölin, A. & W. Wickström., (2002). Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdförbundet för västra Hanöbukten- Årsrapport 2001-. Högskolan i Kalmar. Rapport 2002:5.
- 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 2003.
- BILAGA 3 Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2003.
- BILAGA 4 Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2003.
- BILAGA 5 Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2003 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.
- BILAGA 6 Resultat av sedimentprovtagning på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten 2003.
- BILAGA 7 Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2003.
- BILAGA 8 Förändringar i olika arters förekomst på mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten under åren 1991-2003.
- BILAGA 9 Resultat av algprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2003 - fältmätningar.
- BILAGA 10 Täckningsgrad för makroalger i 5*5 meter stora rutor på hårbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2003
- BILAGA 11 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2003 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.
- BILAGA 12 Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2003 - djurlivet i tångbältet.
- BILAGA 13 Innehåll av kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2003.
- BILAGA 14 Halter av tungmetaller i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2003.
- BILAGA 15 Halter av olika miljögifter i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2003.
- BILAGA 16 Konsulternas kvalitetssäkringsarbete under 2003.

Kortfattad beskrivning av använda metoder

Fysikalisk-kemiska parametrar i vatten

Metoder

En trailerburen båt har sjösatts på lämpliga platser utefter kuststräckan och använts vid provtagningsstillfällena. 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 provtagningsstillfälle har följande parametrar mätts:

Parameter	Enhet	Det.gräns	Mätosäk.	Ackred.
• Temperatur	°C		0,1	nej
• Salinitet	Psu	2	0,003	ja
• Siktdjup	m			ja
• Syrgasinnehåll	mlO ₂ /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		
• Silikatkisel	µmol/l	0,2	2%	ja
	mg/l	0,006		
• Klorofyll a	mg kloro/l	0,1	1%	ja
• Totalt organiskt kol (TOC)	mg C/l	0,1	10%	ja
• Partikulärt organiskt kol (POC)	µmol/l		ja	
• Partikulärt organiskt kväve (PON)	µmol/l			ja

Bilaga 1 2(9)

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 algblomning har prover för kvalitativ bestämning av dominerade algarter tagits. Vid varje mätillfälle observeras meteorologiska parametrar och siktdjup.

Stationsnät

		Djup,m	Lat	Long
Intensivstationer (Provtagning varje månad)				
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
Grundnätstationer (Provtagning jan, mars, maj, juli, sept, nov)				
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
Påbyggnadsnät (Provtagning september)				
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

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, har insamlats. 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 2003.

Statistisk analys har utförts på längsta tillgängliga period. Trendanalysen har utförts med vanlig linjär korrelation för variablerna glödförlust, sedimentets oxiderade skikt, artantal, individantal, biomassa och djursamhällets diversitet. 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

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

Bilaga 1

4(9)

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. Stärnö	14,7	56 08,825	14 49,325
KN	V. Eneskär (Karlshamnsfjärden)	23,1	56 08,495	14 53,437
T/H	SV. Tärnö	39,0	56 04,566	14 56,123
TÖ	O. Tjärö	15,4	56 10,058	15 03,759
RY	Ronnebyfjärden	9,7	56 09,504	15 17,676
B2	Tånghällan	25,0	56 06,495	15 09,660
K3	V. Aspö	9,0	56 07,156	15 30,715
N3	V. Saltö (Danmarksfjärden)	9,8	56 10,252	15 33,287
KAARV4	NO. Aspö	20,8	56 08,018	15 35,969
N2	NO. Aspö (Y. redden)	14,6	56 07,798	15 34,303
K5	SO. Trossö	13,0	56 08,998	15 36,535
N1 (7)	N. Pottneholmen (Ö. fjärden)	15,2	56 09,035	15 40,012
K7	N. Sturkö (Kyrkfjärden)	7,3	56 07,377	15 41,292
PMK 8	Torhamnsfjärden	4,2	56 05,104	15 48,456
PMK 5	Kållafjärden	12,6	56 04,244	15 45,272
KL11	Kristianopel	2,0	56 15,032	16 02,616

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 2003.

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 hårbotten övergår i mjukbotten. På några lokaler där bottenlutningen är flack har måttbandet lagts ut till 100 m och längre ut har endast 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 m²), 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.

Bilaga 1 6(9)

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 alger¹ artbestämdes och biomassan bestämdes artvis efter torkning till konstant vikt vid 60 °C. Faunan artbestämdes, abundans och biomassa beräknades artvis, biomassan bestämdes som våtvikt. Varje planta bearbetades separat.

Närsaltsanalyser på årsskott av blåstång.

Årsskotten från 10 st individuella plantor befriades från påväxt och sköljdes i vatten från provtagningsplatsen. Provmaterialet fick torka till konstant vikt i 60 °C och förvarades i excikator i väntan på analys. Proverna analyserades på totalkol, totalfosfor och totalkväve.

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

- Rödalgsbältet

I rödalgsbältet 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. Växt- och djursammansättningen har dessutom analyserats med hjälp av multidimensional scaling, en multivariat metod som ofta används vid analys av djur- eller växtsamhällen. Vid analysen har programpaketet PRIMER från Plymouth University använts (Field m fl, 1982).

Stationsnät

St.nr	Namn		R Djup m	Lat °N WGS 84	Long °E WGS 84	Bäring
H3	Simrishamn	E	6	55 31,98	14 21,62	110
H2	Karakås	E	6	55 40,49	14 16,27	045
H1	Rakö	E	6	55 59,03	14 27,41	080
Ma11	Björknabben (3)	E	6	55 59,44	14 40,00	240
Ma9	Norrören (2)	E	6	56 07,55	14 42,16	130
Ma8	Rockegrund (Pukaviksbukten)	E	6	56 07,47	14 47,22	000
Ma7	Stärnö udde	E	6	56 08,02	14 50,26	104
Ma6	Tärnö	E	6	56 07,12	14 57,39	235
Ma5	Lindeskär (Ronnebyfjärden)	S	3	56 09,28	15 16,71	310
Ma5:2	Karön (Ronnebyfjärden)	S		56 09,65	15 16,86	180
Ma4	Lindö (1)	E	6	56 07,13	15 20,81	170
Ma3	Hallarna (N. Hasslö)	S	3	56 07,05	15 26,87	000
Ma2	Getskär (Ytre redde)	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

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 samlingslokalen 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 placerade 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 HNO₃ p.a./destillerat vatten; spädning 1+6,
- sköljning i destillerat vatten,
- sköljning i aceton p.a. och spektrografsprit 1+1.

Proverna infrysades 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
Musslor		
• Maximal skullängd	mm	
• Maximal skalbredd	mm	
• Skalvikt	g	
• Mjukdel färskvikt	g	
• Mjukdel torrsvikt	% av färskvikt	
• Mjukdel fetthalt	% av färskvikt	

Bilaga 1 8(9)

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

OBS: Analyserna av TBBP-A är inte klara då denna rapport trycks utan kommer att redovisas separat.

Analysen av fetthalt har skett enligt metod beskriven av Jensen et al 1983

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.

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	Rockegrund (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

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 2003.

St.nr	Namn		Lat °N WGS-84	Long °E WGS-84
	Hällevik (Kråknabben)	(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

Utsläpp av näringsämnen till Handbuktén under 2003
Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton

kväve (ton)

	Vattendrag-----							Industrier-----											Totalbelastning	
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik		Totalt
jan	227,2	22,3	56,0	20,7	10,4	37,1	373,8	9,3	7,9	0,1	17,3	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	403,7
feb	165,3	23,2	52,0	14,7	10,0	18,3	283,5	8,6	7,9	0,1	16,6	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	312,8
mar	122,9	21,7	50,0	14,5	6,6	10,7	226,4	13,1	7,9	0,1	21,1	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	260,2
apr	91,0	11,0	29,0	12,3	5,3	9,6	158,2	20,4	7,9	0,1	28,4	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	199,3
maj	105,7	9,1	37,0	14,6	7,6	10,7	184,8	14,4	7,9	0,1	22,4	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	219,9
jun	72,2	8,4	31,0	11,5	2,3	3,7	129,1	19,2	7,9	0,1	27,2	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	169,0
jul	139,9	13,5	56,0	11,7	4,1	5,7	230,9	21,0	7,9	0,1	29,1	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	272,6
aug	63,2	7,9	53,0	9,0	1,1	2,4	136,6	12,6	7,9	0,1	20,7	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	170,0
sep	27,7	5,3	23,0	5,0	0,8	1,5	63,3	13,1	7,9	0,1	21,2	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	97,1
okt	25,1	6,2	27,0	3,9	1,0	0,8	64,0	9,6	7,9	0,1	17,7	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	94,3
nov	41,8	5,7	29,0	5,8	1,8	1,4	85,5	7,5	7,9	0,1	15,5	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	113,7
dec	155,1	6,7	33,0	7,4	5,6	7,6	215,4	0,7	7,9	0,1	8,7	3,7	1,8	1,8	2,5	0,7	1,9	0,3	12,7	236,9
	1237,1	141,2	476,0	131,1	56,6	109,5	2151,5	149,5	95,0	1,4	245,9	44,2	21,0	21,8	30,0	8,5	22,6	4,1	152,2	2549,6

fosfor (ton)

	Vattendrag-----							Industrier-----											Totalbelastning	
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bräkneån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik		Totalt
jan	4,15	0,24	1,50	0,36	0,12	1,22	7,59	0,78	1,33	0,24	2,35	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	10,30
febr	2,78	0,25	1,00	0,29	0,17	0,47	4,96	0,73	1,33	0,24	2,30	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	7,62
mar	2,96	0,29	1,00	0,29	0,11	0,41	5,06	1,12	1,33	0,24	2,69	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	8,11
apr	1,93	0,15	0,71	0,27	0,10	0,36	3,52	0,63	1,33	0,24	2,21	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	6,09
maj	2,47	0,11	1,30	0,44	0,17	0,42	4,91	1,74	1,33	0,24	3,31	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	8,58
jun	2,51	0,13	1,30	0,45	0,05	0,28	4,72	2,97	1,33	0,24	4,55	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	9,62
jul	1,92	0,08	2,20	0,49	0,08	0,23	4,99	2,51	1,33	0,24	4,09	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	9,44
aug	1,18	0,10	2,20	0,36	0,02	0,25	4,10	1,12	1,33	0,24	2,69	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	7,15
sep	0,99	0,09	0,76	0,19	0,01	0,06	2,10	1,41	1,33	0,24	2,99	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	5,44
okt	0,62	0,11	0,87	0,12	0,01	0,03	1,75	0,74	1,33	0,24	2,32	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	4,42
nov	0,56	0,08	0,95	0,13	0,02	0,05	1,79	0,72	1,33	0,24	2,30	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	4,44
dec	5,00	0,09	1,10	0,18	0,06	0,12	6,55	0,71	1,33	0,24	2,29	0,13	0,07	0,06	0,06	0,01	0,03	0,01	0,36	9,20
	27,06	1,72	14,89	3,57	0,90	3,90	52,04	15,17	16,00	2,90	34,07	1,50	0,80	0,70	0,76	0,12	0,30	0,11	4,29	90,40

Utsläpp av näringsämnen till Hanöbukten under perioden 1990-2002

Mängderna av totalkväve respektive totalfosfor är angivna i ton.

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

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

http://info1.ma.slu.se/www_ma.acgi?Projekt?ID=Intro

kväve (ton)

	Vattendrag							Industrier				Reningsverk							
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bråkeån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik	Totalt *
1990	3815,0	130,5	629,4	194,6	81,4	132,0	4982,9	494,0	132,0	21,9	647,9	130,2	64,0		50,3	16,3	22,9	5,9	289,60
1991	2763,0	218,9	591,8	219,4	91,8	151,0	4035,9	500,0	64,0	18,7	582,7	123,7	59,3		41,3	16	34,4	3,8	278,50
1992	3068,0	171,9	568,9	237,6	94,9	128,1	4269,4	403,0	86,0	16	505,0	162,9	55,1		40	14	44,5	3,5	319,93
1993	2970,0	234,3	621,6	228,3	115,1	156,8	4326,1	307,0	79,0	2,6	388,6	175	52,6		39,3	15	42,8	5,2	329,90
1994	3875,0	337,6	984,7	380,9	226,1	334,0	6138,4	306,2	80,0	1,5	387,7	199	29,0		47,9	14,3	40,2	5,2	335,60
1995	2727,0	387,7	1068,3	312,5	163,5	245,0	4904,0	226,0	100,0	2,1	328,1	174	24,0		55,9	14,3	51,7	5,9	325,80
1996	1208,0	159,0	399,9	194,9	91,1	229,9	2282,9	266,0	99,0	2,8	367,8	170	19,9		48	13	32,0	5,0	287,90
1997	1230,0	180,0	445,3	188,1	82,4	152,7	2278,5	213,0	105,0	1,91	319,9	41,8	18,2		49	9,9	18,5	4,3	141,70
1998	3054,0	235,0	782,9	244,5	125,8	177,0	4619,2	155,0	124,0	1,4	280,4	30	16,9		56	5	17,0	6,3	131,17
1999	3013,0	303,0	977,3	209,3	168,7	237,0	4908,3	148,5	118,0	3,3	269,8	36	19,3		62,9	14,0	21,6	3,7	157,54
2000	2441,4	242,3	730,5	303,5	132,6	194,6	4045,0	137,9	127,8	1,9	267,7	34,0	20,0	27,4	42,5	6,8	13,4	2,4	146,49
2001	2529,8	261,8	861,9	318,9	164,8	256,0	4393,1	145,4	118,3	2,0	265,8	49,0	24,1	29,0	21,2	4,5	10,6	4,5	142,82
2002	3429,0	338,7	1062,6	350,2	189,1	202,3	5571,9	187,7	119,6	2,7	310,0	59,3	31,8	26,2	23,0	10,6	14,0	5,5	170,43
2003	1237,1	141,2	476,0	131,1	56,6	109,5	2151,5	149,5	95,0	1,4	310,0	44,2	21,0	21,8	30,0	8,5	22,6	4,1	152,19
trend	<i>-0,39</i>	<i>0,20</i>	<i>0,23</i>	<i>0,10</i>	<i>0,21</i>	<i>0,14</i>	<i>-0,21</i>	<i>-0,90</i>	<i>0,46</i>	<i>-0,72</i>	<i>-0,85</i>	<i>-0,74</i>	<i>-0,77</i>		<i>-0,40</i>	<i>-0,77</i>	<i>-0,66</i>	<i>-0,18</i>	<i>-0,81</i>

fosfor (ton)

	Vattendrag							Industrier				Reningsverk							
	Helgeå	Skråbeån	Mörrumsån	Ronnebyån	Bråkeån	Lyckebyån	Totalt	Nymölla AB	Mörrums bruk	Karlshamns AB	Totalt	Karlskrona	Ronneby	Karlshamn	Sölvesb	Nogersund	Simrishamn	Kivik	Totalt *
1990	87,00	2,34	16,28	5,99	1,26	3,09	115,96	75,00	23,00	2,6	100,60	2,07	0,7		0,857	0,18	0,60	0,19	4,60
1991	71,10	4,40	17,97	6,48	1,66	4,09	105,71	52,00	18,00	3,1	73,10	1,68	0,9		0,9	0,15	0,22	0,19	4,07
1992	84,90	4,00	14,71	9,44	1,73	3,05	117,83	47,00	17,00	1,5	65,50	2,15	0,9		0,7	0,18	1,24	0,22	5,43
1993	87,00	5,80	13,29	6,47	1,41	3,94	117,90	42,00	21,00	4,9	67,90	1,67	1,2		0,674	0,18	1,30	0,20	5,22
1994	56,60	6,40	27,43	12,94	3,95	9,01	116,33	54,00	17,00	5,4	76,40	2,03	1,0		1,04	0,15	0,76	0,20	5,18
1995	53,00	5,00	26,72	8,32	4,33	7,12	104,49	17,00	14,00	6,2	37,20	1,8	0,7		0,64	0,116	0,67	0,11	4,04
1996	31,70	4,54	10,40	5,29	1,82	5,32	59,08	30,00	13,00	5,5	48,50	1,6	0,8		0,42	0,14	0,65	0,24	3,88
1997	28,00	5,55	12,34	4,81	1,56	3,99	56,25	16,00	14,00	5,35	35,35	1,2	0,8		0,6	0,25	0,63	0,18	3,64
1998	59,00	3,51	23,22	6,61	2,54	3,74	98,62	15,00	12,16	3,8	30,96	1,4	0,8		0,84	0,094	0,68	0,21	4,01
1999	67,00	5,52	25,20	4,40	3,50	5,30	110,92	13,36	12,80	1,9	28,06	1,2	0,8		0,6		0,77	0,11	3,48
2000	55,22	3,21	20,68	6,15	2,62	4,84	92,72	12,51	13,46	3,0	29,01	1,0	1,1	1,7	0,7	0,05	0,59	0,13	5,27
2001	57,92	3,20	23,09	7,72	3,64	7,78	103,35	11,73	12,36	2,6	26,66	2,0	1,2	0,7	0,9	0,10	0,40	0,11	5,41
2002	69,10	4,11	32,79	9,83	5,49	6,23	127,55	18,87	21,98	2,07	42,92	2,30	1,70	0,90	1,23	0,23	0,40	0,25	7,01
2003	27,06	1,72	14,89	3,57	0,90	3,90	52,04	15,17	16,00	2,87	34,04	1,50	0,80	0,70	0,76	0,12	0,30	0,11	4,29
trend	<i>-0,54</i>	<i>-0,30</i>	<i>0,35</i>	<i>-0,22</i>	<i>0,37</i>	<i>0,27</i>	<i>-0,35</i>	<i>-0,85</i>	<i>-0,42</i>	<i>-0,21</i>	<i>-0,84</i>	<i>-0,29</i>	<i>0,37</i>		<i>0,12</i>	<i>-0,26</i>	<i>-0,43</i>	<i>-0,37</i>	<i>0,19</i>

* = ej Karlshamn

Fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002

Station	Datum	Sikt djup m	Djup m	Temp C	Salinitet psu	O2 ml/l	PO4 µmol/l	Tot-P µmol/l	NO2 µmol/l	NO3 µmol/l	NH4 µmol/l	Tot-N µmol/l	SiO4 µmol/l	POC µmol/l	PON µmol/l	TOC mg/l	Kloro fyll-a ug/l
VH1	2003-03-18	5	0	2,16	6,62	10,55	0,16	0,56	0,04	0,1	0,05	21,5	2,7	46,5	5,3		7
VH1			5	1,68	6,67	10,5	0,12	0,6	0,04	0,1	0,05	21,4	3,1				
VH1			10	1,34	6,77	10,27	0,18	0,61	0,04	0,1	0,05	20,8	4,7	43,9	4,7		
VH1	2003-04-09	8	0	2,43	6,96	9,52	0,2	0,49	0,03	0,1	0,25	19,4	5,4	29,2	3,3		1,5
VH1			5	2,41	6,97	9,51	0,2	0,52	0,02	0,1	0,25	19,1	5,6				
VH1			10	2,4	6,97	9,48	0,21	0,52	0,03	0,1	0,28	19,1	5,6	28,3	3,2		
VH1	2003-05-20	10,5	0	9,43	7,13	8,08	0,12	0,32	0,02	0,1	0,14	18,3	7,2	15,3	1,7		0,6
VH1			5	9,42	7,13	8,07	0,11	0,33	0,02	0,1	0,07	18,5	7				
VH1			10	9,3	7,13	8,05	0,13	0,35	0,02	0,1	0,12	19,2	7,1	15	1,3		
VH1	2003-06-18	10,5	0	13,21	7,21	7,59	0,17	0,32	0,02	0,1	0,35	18,3	7,1	13,4	1,6		0,4
VH1			5	12,4	7,23	7,8	0,17	0,36	0,02	0,1	0,27	18,9	6,7				
VH1			12	6,31	7,37	8,31	0,28	0,55	0,02	0,1	0,24	20	7,4	10,6	1,2		
VH1	2003-07-15	10,2	0	15,99	7,28	7,3	0,17	0,42	0,03	0,1	0,22	19,9	6,4	12,3	1,5		0,5
VH1			5	13,18	7,30	7,54	0,18	0,45	0,07	0,1	0,29	18,8	6,8				
VH1			10	11,26	7,32	7,78	0,23	0,58	0,05	0,1	0,26	20,5	5,8	16,8	1,8		
VH1	2003-08-13	6,8	0	21,56	7,11	6,28	0,22	0,67	0,04	0,1	0,05	24	6,9	24,1	3,4		0,8
VH1			5	20,72	7,12	6,34	0,19	0,75	0,03	0,1	0,07	23,8	6,6				
VH1			12	15,4	7,20	5,51	0,46	0,78	0,02	0,1	0,17	20,8	7	13,3	1,6		
VH1	2003-09-16	9	0	15,68	7,06	6,81	0,16	0,42	0,02	0,1	0,05	18,8	8,2	16,2	1,8		1,5
VH1			5	15,67	7,05	6,88	0,16	0,45	0,02	0,1	0,08	18,8	8,2				
VH1			10	15,27	7,07	6,76	0,17	0,47	0,02	0,1	0,14	20,1	8,5	15,4	1,8		
VH1	2003-10-22	5	0	8,61	7,44	7,56	0,41	0,75	0,06	0,12	0,31	21,7	9,6	35,8	3,9		2,1
VH1			5	8,62	7,44	7,55	0,4	0,8	0,05	0,13	0,3	22,1	9,6				
VH1			12	8,52	7,44	7,57	0,45	0,79	0,07	0,13	0,36	21,7	9,7	35,1	3,9		
VH1	2003-11-18	8	0	6,58	7,41	8,1	0,37	0,52	0,15	0,24	0,35	17,9	9,5	16,5	1,7		1,5
VH1			5	6,6	7,41	8,1	0,37	0,53	0,15	0,25	0,42	18,8	9,5				
VH1			11	6,62	7,41	8,18	0,36	0,54	0,16	0,28	0,5	19,5	9,3	17,5	1,7		
VH1	2003-12-17	5,5	0	4,25	7,26	8,47	0,47	0,57	0,41	0,91	0,53	20,3	10,8	18,2	1,8		0,9
VH1			5	4,25	7,24	8,43	0,48	0,62	0,42	0,97	0,44	20,4	10,8				
VH1			12	4,26	7,25	8,41	0,48	0,62	0,42	0,94	0,46	20,2	10,8	19,9	1,9		
VH3A	2003-01-14	9	0	1,55	6,81	9,21	0,57	0,74	0,3	4,98	0,06	23,4	15,4				0,2
VH3A			5	1,55	6,81	9,17	0,56	0,73	0,3	4,99	0,12	23,8	15,1				
VH3A			15	1,61	6,82			0,78				24,8					
VH3A	2003-03-18	7,5	0	2,06	6,89	10,11	0,23	0,65	0,1	0,38	0,06	21,2	10,3				6,4
VH3A			5	1,9	6,90	10,08	0,22	0,66	0,09	0,35	0,09	21,5	9,9				
VH3A			17	1,5	7,04	9,77	0,47	0,71	0,12	1,58	0,11	20,8	11				
VH3A	2003-05-20	13	0	7,84	7,19	8,57	0,16	0,38	0,02	0,1	0,09	17,9	8,6				0,6
VH3A			5	7,06	7,20	8,67	0,17	0,42	0,02	0,1	0,08	17,4	8,6				
VH3A			16	6,2	7,21	8,68	0,22	0,41	0,02	0,1	0,17	17,7	7,9				
VH3A	2003-07-15	9,5	0	17,11	7,23	7,11	0,15	0,39	0,03	0,1	0,22	19	8,7				0,4
VH3A			5	11,59	7,28	7,73	0,19	0,47	0,07	0,1	0,2	19,2	8				
VH3A			15	10,08	7,32	7,94	0,22	0,63	0,13	0,1	0,21	22,7	5,8				
VH3A	2003-09-16	8	0	15,56	7,22	7,17	0,11	0,46	0,02	0,1	0,05	19,8	8,7				2,3
VH3A			5	15,53	7,22	6,39	0,11	0,43	0,02	0,1	0,05	19,6	8,6				
VH3A			15	15,43	7,24	6,23	0,12	0,43	0,02	0,1	0,07	19,6	8,7				
VH3A	2003-11-18	12	0	8,17	7,47	7,77	0,27	0,44	0,16	0,19	0,49	17,8	8,3				2,2
VH3A			5	8,15	7,47	7,75	0,27	0,53	0,16	0,2	0,44	19,1	8,2				
VH3A			15	7,84	7,47	7,74	0,32	0,5	0,18	0,34	0,72	18,4	9,1				
VH4	2003-01-14	10	0	2,1	6,95	9	0,57	0,79	0,24	4,79	0,14	23,7	14,3				
VH4			5	2,09	6,95	8,99	0,57	0,83	0,25	4,73	0,17	23,4	14,3				
VH4			15	2,62	7,08	8,86	0,57	0,8	0,19	4,27	0,08	22,7	13,9				
VH4			19	2,64	7,08	8,83	0,57	0,79	0,18	4,32	0,17	23,2	13,5				
VH4	2003-03-18	7	0	1,9	6,92	10,03	0,23	0,64	0,11	1,28	0,1	21,4	11,6				8,8
VH4			5	1,86	6,94	10,01	0,26	0,75	0,11	1,26	0,06	22,8	11,6				
VH4			15	1,82	6,98	9,97	0,28	0,66	0,1	1,12	0,2	20,6	11,4				
VH4			19	1,77	7,01	9,79	0,38	0,66	0,13	1,91	0,45	20,4	12,3				
VH4	2003-05-20	11,5	0	7,79	6,96	8,43	0,22	0,46	0,05	1,83	0,28	22,2	11,6				0,6
VH4			5	6,44	7,24	8,6	0,21	0,45	0,02	0,24	0,21	18,6	9				
VH4			15	5,52	7,28	8,53	0,24	0,49	0,02	0,16	0,29	18,9	8,7				
VH4			19	5,24	7,32	8,49	0,25	0,47	0,02	0,11	0,25	16,8	8,9				
VH4	2003-07-15	10,5	0	18,21	7,28	7,04	0,1	0,33	0,03	0,1	0,2	20	8,1				0,8
VH4			5	14,63	7,28	7,24	0,12	0,39	0,04	0,1	0,25	19,9	8,1				
VH4			15	7,58	7,37	7,05	0,26	0,54	0,03	0,1	0,15	20,1	8,2				
VH4			19	7,43	7,37	7,97	0,27	0,56	0,04	0,1	0,21	20,8	8,3				
VH4	2003-09-16	9	0	15,64	7,27	6,91	0,12	0,49	0,02	0,1	0,05	20,4	8,3				2
VH4			5	15,6	7,27	6,72	0,2	0,45	0,02	0,1	0,05	19,9	8,3				
VH4			15	14,77	7,23	7,04	0,24	0,59	0,02	0,1	0,14	19,7	9,3				
VH4			18	11,82	7,23	6,86	0,43	0,64	0,04	0,3	0,58	19,6	11,1				
VH4	2003-11-18	10	0	8,17	7,34	7,87	0,23	0,43	0,14	0,1	0,24	18,1	6,9				3,9
VH4			5	8,18	7,34	7,87	0,23	0,47	0,14	0,1	0,19	17,9	6,9				
VH4			15	8,57	7,53	7,69	0,23	0,41	0,13	0,1	0,44	17	7,1				
K6	2003-01-15	10	0	1,36	6,72	9,2	0,58	0,75	0,31	4,55	0,25	23,9	15,3	10,6	1		0,3
K6			5	1,36	6,72	9,3	0,57	0,77	0,31	4,54	0,14	23,5	15,2				
K6			15	1,41	6,76	9,16	0,56	0,75	0,27	4,34	0,08	23,3	14,8				
K6			25	1,46	6,78	9,28	0,57	0,76	0,25	4,31	0,07	22,5	14,6	10,2	0,9		0,4
K6	2003-02-12	5,5	0	0,47	6,40		0,59	0,77	0,29	5,41	0,36	25,9	18,6	9,8	1,5		
K6			5	0,55	6,68	9,44	0,61	0,8	0,25	4,72	0,16	25,7	15,5				
K6			15	1,07	6,85		0,6	0,78	0,18	4,05	0,13	23,4	13,6				
K6			25	1,39	6,88	9,13	0,63	0,79	0,12	3,87	0,07	23,1	13,7	10,1	1,1		
K6	2003-03-18	6	0	1,48	6,75	10,28	0,29	0,7	0,09	0,28	0,13	20,8	11,9	30	4,3		3,7
K6			5	1,45	6,75	10,26	0,29	0,71	0,09	0,36	0,09	21,3	11,9				
K6			15	0,92	6,96	9,58	0,54	0,72	0,2	2,72	0,22	20,2	14,1				
K6			25	1,04	7,03	9,28	0,6	0,8	0,2	3,38	0,28	21	15,1	9,5	1,1		
K6	2003-04-09	9,5	0	2,13	7,12	9,54	0,23	0,5	0,02	0,1	0,23	17,7	7,4	27,7	2,8		1,5
K6			5	2,15	7,12	9,59	0,23	0,5	0,02	0,1	0,42	17,5	7,4				
K6			15	2,15	7,12	9,64	0,24	0,5	0,02	0,1	0,27	17,6	7,5				
K6			25	2,22	7,15	9,65	0,24	0,53	0,02	0,1</							

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
K6	2003-05-20	11	0	8,4	7,00	8,37	0,17	0,49	0,03	0,1	0,07	19,4	7	14	2		0,7
K6			5	8,34	7,01	8,42	0,17	0,46	0,03	0,1	0,09	19,2	7				
K6			15	5,15	7,10	8,39	0,27	0,46	0,02	0,1	0,25	18,6	8,6				
K6			25	3,66	7,21	8,04	0,4	0,58	0,05	0,16	0,33	17,9	10,9	6	0,7		
K6	2003-06-18	10	0	9,44	7,26	8,14	0,29	0,51	0,02	0,1	0,23	18	9,3	14,2	1,7		0,6
K6			5	7,33	7,26	8,24	0,27	0,53	0,02	0,1	0,22	19	9,2				
K6			15	4,86	7,44	8,13	0,28	0,47	0,02	0,1	0,16	18,2	8,6				
K6			25	4,64	7,47	7,82	0,34	0,52	0,02	0,1	0,3	17,3	9,4	13,1	1,4		
K6	2003-07-15	8	0	15,16	7,10	7,34	0,18	0,47	0,04	0,1	0,17	19,5	7,5	19,7	2,2		0,5
K6			5	12,89	7,13	7,36	0,18	0,54	0,05	0,1	0,19	20,2	7,4				
K6			15	7,71	7,37	7,88	0,25	0,57	0,03	0,1	0,23	20,1	8,2				
K6			25	6,76	7,40	7,91	0,31	0,64	0,06	0,1	0,19	19,1	9,1	9,4	1		
K6	2003-08-13		0	21,35	6,98	6,42	0,08	0,73	0,03	0,1	0,07	23,6	7	19,5	2,5		0,9
K6			5	20,75	7,00	6,45	0,09	0,53	0,03	0,1	0,05	23,3	7				
K6			15	16,5	7,09	6	0,27	0,54	0,02	0,1	0,26	20,2	7,5				
K6			25	9,59	7,28	6,1	0,47	0,83	0,05	0,5	0,27	19,4	11,3	9,5	0,9		
K6	2003-09-16	7,5	0	15,67	6,90	6,85	0,16	0,54	0,02	0,1	0,2	20,1	8,1	20,7	3		2,4
K6			5	15,7	6,90	6,83	0,15	0,54	0,02	0,1	0,14	20,3	8,1				
K6			15	15,37	6,92	6,59	0,17	0,51	0,02	0,1	0,23	19,1	8,3				
K6			25	13,74	6,99	6,1	0,32	0,61	0,05	0,1	0,33	19,5	10,4	13,4	1,8		
K6	2003-10-22	6	0	8,09	7,30	7,52	0,39	0,63	0,04	0,12	0,21	20,5	9,5	28,3	3,6		1,7
K6			5	8,14	7,29	7,48	0,39	0,67	0,04	0,11	0,23	20,5	9,5				
K6			15	8,12	7,33	7,55	0,4	0,66	0,05	0,11	0,23	20,1	9,5				
K6			25	6,99	8,09	5,77	0,63	0,79	0,14	0,8	0,19	19,4	13,2	12,8	1,3		
K6	2003-11-18	8	0	7,11	7,21	8,01	0,38	0,52	0,17	0,22	0,64	19,5	9,8	25,6	2,5		1,6
K6			5	7,14	7,21	7,99	0,36	0,53	0,15	0,2	0,47	18,9	9,7				
K6			15	7,5	7,30	8,06	0,36	0,5	0,16	0,14	0,5	16,8	9,6				
K6			25	7,39	7,31	8,04	0,37	0,49	0,16	0,21	0,64	18,2	9,8	10,4	1,1		
K6	2003-12-17	8,5	0	6,09	7,31	8,07	0,39	0,6	0,61	0,92	0,07	21,3	9,1	9,9	1,3		1,6
K6			5	6,1	7,31	8,03	0,39	0,55	0,61	0,94	0,07	19,9	9,1				
K6			15	6,12	7,32	8,04	0,4	0,57	0,61	0,96	0,07	21,3	9,1				
K6			25	6,16	7,32	8,1	0,39	0,54	0,59	0,93	0,08	17,9	9	13,6	1,1		
K7	2003-01-15	6	0	2,04	6,70	8,94	0,69	0,88	0,26	5,41	0,69	25	16,9				0,1
K7			5	1,87	6,73	8,92	0,65	0,85	0,23	5,05	0,39	25,2	16,3				
K7			10	1,8	6,76	8,98	0,63	0,95	0,25	4,82	0,3	25,7	15,6				
K7	2003-03-18	11	0	3,68	5,76	9,26	0,87	1,14	0,26	9,86	0,74	32,4	35,8				1,2
K7			5	0,98	6,96	9,46	0,56	0,95	0,22	3,18	0,28	23,2	14,7				
K7			10	1,11	6,97	9,35	0,59	0,83	0,22	3,5	0,35	21,8	14,8				
K7	2003-05-20	6	0	11,83	3,31	7,03		0,47	0,26	15,54	0,55	19,9	56,4				2,6
K7			5	8,87	6,81	8,3	0,23	0,59	0,05	1,07	0,21	21	7,4				
K7			9	8,33	6,87												
K7	2003-07-15	7,5	0	14,57	6,84	7,32	0,72	1,31	0,06	0,1	0,17	23,1	12,7				1,5
K7			5	11,45	7,25	7,56	0,24	0,66	0,04	0,1	0,27	19,8	8,8				
K7			10	9,32	7,32	7,03	0,48	0,86	0,09	0,17	1,05	22,1	10,2				
K7	2003-09-16	8	0	16,81	6,57	6,72	0,66	1,44	0,04	0,1	0,05	25,2	12,6				7,2
K7			5	15,68	6,91	6,03	0,29	0,67	0,03	0,1	0,16	21,3	9,5				
K7			9	15,62	6,91	5,87	0,36	0,75	0,03	0,1	0,19	21,8	10,6				
K7	2003-11-18	9	0	7,73	5,85	7,52	2,17	2,43	0,2	2,23	2,23	29,6	22,9				1,9
K7			5	7,33	7,22	7,84	0,43	0,67	0,17	0,38	0,85	19,7	9,8				
K7			10	7,26	7,24	7,62	0,6	0,82	0,18	0,81	1,47	21,3	10,9				
K12	2003-01-15		0	0,24	1,76	9,31	0,24	0,59	0,44	17,98	4,14	55,4	110				0,2
K12			5	0,45	6,40	9,27	0,56	0,79	0,37	5,54	0,67	27,8	24,1				
K12			9		6,53	9,02	0,57	0,79	0,38	5,22	0,72	26,3	21,7				
K12	2003-03-19	4,7	0	2,26	5,46	9,69	0,23	0,59	0,2	5,87	1,24	34,8	47,7				4,7
K12			5	1,45	6,93	9,92	0,41	0,75	0,14	1,49	0,24	21,7	14,1				
K12			9	1,42	7,08	9,43	0,54	0,78	0,14	2,44	0,33	21,9	14,8				
K12	2003-05-20	7,5	0	10,01	6,76	8,27	0,07	0,46	0,04	0,1	0,11	21,6	6,8				2,6
K12			5	8,73	6,90	8,37	0,11	0,42	0,03	0,1	0,06	20,4	6,3				
K12			9	5,37	7,11	7,83	0,26	1,56	0,02	0,1	0,05	29,6	11,5				
K12	2003-07-14	4,8	0	20,2	6,16	6,68	0,13	0,58	0,12	0,1	0,11	27,4	15,5				3
K12			5	10,79	7,29	7,29	0,28	0,68	0,02	0,1	0,16	20,6	9,1				
K12			10	10,03	7,30	7,4	0,36	0,66	0,03	0,12	0,35	20,2	9,5				
K12	2003-09-15	5,5	0	16,06	6,83	7,04	0,21	0,58	0,05	0,19	0,08	20,3	6				2,9
K12			5	16,07	6,83	7,04	0,19	0,56	0,03	0,1	0,05	19,8	5,9				
K12			9	16,04	6,84	7,02	0,18	0,66	0,04	0,1	0,1	20,4	6,3				
K12	2003-11-17		0	6,76	7,01	8,03	0,4	0,57	0,15	0,6	0,55	20,2	10,4				0,6
K12			5	7	7,09	8,01	0,4	0,6	0,15	0,43	0,45	18,4	10				
K12			9	6,99	7,13	7,99	0,41	0,6	0,15	0,29	0,42	19,5	9,7				
NY	2003-01-15		0	-0,15	6,05	9,55	0,48	0,63	0,41	5,8	1,65	24,8	23,1				0,8
NY			5	-0,17	6,42	9,4	0,62	0,83	0,5	6,06	1,38	28,6	25				
NY			15	1,03	6,67	8,81	0,6	0,79	0,4	5	0,6	25	18,8				
NY	2003-03-19	3,3	0	2,29	6,34	11,73	0,04	0,5	0,02	0,1	0,05	22,9	10,4				5,5
NY			5	1,32	6,59	10,81	0,03	0,73	0,02	0,1	0,05	24,6	8,8				
NY			15	1,79	7,30	9,06	0,52	0,86	0,13	2,71	0,15	22,1	15,4				
NY	2003-05-20	5,5	0	11,68	6,78	7,6	0,16	0,47	0,05	0,1	0,06	20,8	8,1				1,2
NY			5	11,44	6,78	7,56	0,16	0,51	0,05	0,1	0,05	21,6	8				
NY			15	5,62	7,25	7,36	0,49	0,76	0,06	0,1	0,06	20	14,4				
NY	2003-07-14	6,9	0	18,25	7,22	6,81	0,21	0,54	0,03	0,1	0,17	23,2	14,2				1,4
NY			5	16,31	7,21	6,82	0,22	0,57	0,04	0,1	0,05	22,3	14,2				
NY			15	10,98	7,28	5,14	0,67	1,04	0,12	0,27	0,53	22,7	26,9				
NY	2003-09-15	5	0	15,57	7,00	6,76	0,31	0,59	0,03	0,1	0,05	19,3	12,3				2,3
NY			5	15,58	7,00	6,75	0,31	0,57	0,04	0,1	0,05	19	12,3				
NY			15	13,06	7,08	5,51	0,35	1,09	0,02	0,06	0,05	23,3	20,2				
NY	2003-11-17	8	0	6,32	7,18	8,18	0,4	0,63	0,06	0,15	0,61	19,2	11,7				1,9
NY			5	6,33	7,18	8,18	0,39	0,58	0,06	0,16	0,51	18,2	11,7				
NY			15	6,06	7,21	8,13	0,41	0,59	0,04	0,16	0,53	18,2	12,9				

Bilaga 4
3(3)

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
KAARV4	2003-03-19	3,2	0	2,31	6,49	11,01	0,03	0,64	0,02	0,1	0,05	26,6	9				10,3
KAARV4			5	2,12	6,60	10,75	0,03	0,69	0,02	0,1	0,05	24,4	8,1				
KAARV4			15	1,81	7,10	9,66	0,34	0,76	0,07	1,06	0,1	23,4	12				
KAARV4			20	1,76	7,24	9,29	0,5	0,75	0,12	2,49	0,11	20,8	14,2				
KAARV4	2003-05-20	5	0	11,95	6,65	7,57	0,15	0,44	0,05	0,1	0,06	22	9,3				2,1
KAARV4			5	11,33	6,66	7,58	0,15	0,49	0,06	0,1	0,07	22,6	9,3				
KAARV4			15	4,73	7,30	8,46	0,28	0,5	0,02	0,1	0,08	18,5	9,1				
KAARV4			20	4,43	7,36	8,33	0,34	0,54	0,03	0,1	0,16	18,5	9,7				
KAARV4	2003-07-14	6,5	0	18,65	7,12	6,81	0,18	0,56	0,03	0,1	0,12	22,5	13,4				1
KAARV4			5	16,33	7,12	6,85	0,18	0,77	0,02	0,1	0,12	22,5	13,5				
KAARV4			15	10,14	7,26	6,34	0,41	0,61	0,03	0,1	0,25	19,1	11,4				
KAARV4			20	9,71	7,26	7,12	0,41	0,92	0,08	0,13	0,21	23	12,3				
KAARV4	2003-09-15	5,5	0	15,63	7,02	6,85	0,3	0,59	0,03	0,12	0,05	19,4	13				2,5
KAARV4			5	15,63	7,02	6,83	0,29	1,37	0,03	0,1	0,05	20	12,9				
KAARV4			15	15,63	7,02	6,83	0,29	0,63	0,02	0,1	0,05	19,8	12,8				
KAARV4			20	14,51	7,10	6,01	0,41	0,87	0,06	0,1	0,05	22,1	17				
KAARV4	2003-11-17		0	5,99	7,22	8,21	0,4	0,59	0,03	0,11	0,87	19,4	12,9				2,6
KAARV4			5	6	7,22	8,24	0,41	0,56	0,03	0,11	0,5	18,7	12,9				
KAARV4			15	6	7,22	7,98	0,41	0,62	0,03	0,13	0,7	20	13				
KAARV4			20	5,92	7,25	8,4	0,42	0,56	0,03	0,15	0,79	18	13,1				
K21	2003-03-19	3,5	0	3,01	5,75	10,94	0,04	0,39	0,03	0,78	0,05	25,1	24,9				4,4
K21			5	2,23	6,51	11,15	0,03	0,57	0,02	0,1	0,05	24	7,9				
K21			15	1,66	7,08	9,2	0,41	0,86	0,13	4,25	1,88	27,2	15,4				
K21	2003-05-20	4,5	0	12,44	6,69	7,43	0,17	0,56	0,06	0,1	0,12	22,7	8,9				2,3
K21			5	12,41	6,68	7,42	0,15	0,55	0,06	0,1	0,05	23,1	8,9				
K21			15	4,71	7,28	7,9	0,42	0,71	0,06	0,59	0,28	20,5	11,7				
K21	2003-07-14	5,8	0	19,95	7,12	6,73	0,18	0,6	0,02	0,1	0,2	25,2	14				1,6
K21			5	17,43	7,11	6,81	0,19	0,58	0,02	0,1	0,12	22,7	13,9				
K21			15	10,43	7,25	7,01	0,39	0,64	0,03	0,93	0,21	20,1	12,3				
K21	2003-09-15	5,5	0	15,8	7,08	6,95	0,27	0,63	0,03	0,1	0,05	21,4	12,8				3
K21			5	15,8	7,08	6,93	0,27	0,59	0,04	0,1	0,05	21,5	12,9				
K21			15	12,14	7,17	5,56	0,49	1,46	0,1	0,14	0,05	26,5	18,9				
K21	2003-11-17		0	5,8	7,20	8,26	0,37	0,55	0,03	0,17	0,73	21,1	12,3				2,2
K21			5	5,81	7,20	8,26	0,35	0,57	0,03	0,14	0,53	20,1	11,8				
K21			15	5,77	7,23	8,23	0,37	0,52	0,03	0,13	0,63	19	12,9				
K19	2003-01-15	4,5	0	-0,11	5,27	9,61	0,51	0,63	0,36	4,4	0,93	20,4	14,1	11,3	1,1		0,1
K19			4	-0,02	6,76	9,23	0,68	0,86	0,43	4,6	0,88	25,6	19,8	12,5	1,1		
K19	2003-02-12		0	0,01	6,39	9,52	0,4	0,69	0,35	4,83	0,3	27,2	21,3	16	2,1		2,4
K19			4	0,5	6,78	9,19	0,54	0,8	0,26	3,52	0,6	24,6	16,1	19,2	2,3		
K19	2003-03-19	4,2	0	3,47	6,65	10,35	0,09	0,47	0,02	0,1	0,05	21,2	2	38,9	4,9		2,4
K19			4	3,41	6,65	10,33	0,1	0,55	0,04	0,1	0,05	22,6	2	30,1	3,8		
K19	2003-04-09	4	0	2,74	6,68	9,14	0,12	0,51	0,06	0,1	0,11	23,7	1,6	37	5		1,4
K19			4	2,76	6,68	9,11	0,11	0,63	0,06	0,1	0,25	24,8	1,5	34,5	5		
K19	2003-05-20	4,5	0	11,63	6,98	8,09	0,12	0,45	0,04	0,1	0,2	21	5,4	22,9	2,9		1,5
K19			4	10,72	7,04	8,38	0,14	0,5	0,04	0,1	0,12	22,9	5,7	17,9	2,5		
K19	2003-06-17	4,5	0	17,65	7,00	6,76	0,72	1,23	0,06	0,1	0,74	40,2	10,4	34,9	4,9		2,2
K19			4	11,25	7,31	8,36	0,36	0,8	0,04	0,1	0,09	24,8	8,8	29,3	4,1		
K19	2003-07-14	4,5	0	19,81	7,20	7,53	0,22	0,61	0,02	0,1	0,15	23,8	6,7	29,4	3,6		1,2
K19			4	16,1	7,18	7,78	0,35	0,76	0,03	0,15	0,11	23,6	9	27,9	3,5		
K19	2003-08-13	4,4	0	21,79	7,21	5,55	1,45	2,11	0,13	0,1	0,05	32,9	32,3	37,4	5,8		2,4
K19			4	21,69	7,21	5,54	1,51	2,3	0,08	0,1	0,05	34,1	32,7	42,5	6,2		
K19	2003-09-15	4,5	0	16,43	6,88	6,95	0,35	0,71	0,03	0,1	0,05	27,5	8	33,2	3,6		2,9
K19			4	16,42	6,88	6,93	0,35	0,69	0,02	0,1	0,05	20,6	8	32,4	3,4		
K19	2003-10-21	1,7	0	6,56	7,20	8,13	0,29	1,37	0,02	0,15	0,16	34,7	3,2	164,2	18,3		4,9
K19			4	6,58	7,20	7,98	0,29	1,36	0,02	0,12	0,2	35	3,2	148,8	17,9		
K19	2003-11-17	4,5	0	5,97	7,03	8,17	0,33	0,55	0,08	0,25	0,94	18,5	9,4	11,9	1,3		0,8
K19			4	5,94	7,03	8,24	0,37	0,54	0,09	0,27	0,89	18,9	10,4	9,2	1,1		
K19	2003-12-17	4,5	0	2,66	7,05	8,67	0,42	0,6	0,16	1,35	0,88	27,4	14,7	16,6	1,7		0,9
K19			4	2,65	7,05	8,76	0,4	0,64	0,16	1,33	0,9	27,4	15,6	18,6	1,7		
KL8	2003-01-13	1,5	0	0,52	4,09	7,21	0,84	1,17	0,65	37,15	10,97	83,1	117,3				
KL8	2003-03-17	1	0,5	3,58	5,12	9,64	0,26	0,71	0,22	16,8	1,62	45,3	42,6				2,9
KL8	2003-05-20	1,5	0	14,49	5,66	7,85	0,15	0,98	0,23	1,18	0,08	42,5	15,9				9
KL8	2003-07-14	1	0	20,52	7,20	6,72	0,2	1,22	0,02	0,1	0,16	34,9	7,4				7,1
KL8	2003-09-15	1,5	0	17,6	6,86	7,86	0,5	1,14	0,1	0,19	0,22	33,6	3,3				2,7
KL8	2003-11-17	1	0	5,9	6,61	7,95	0,41	0,87	0,31	3,06	6,81	40,9	11,9				2,1
S10	2003-09-15	7	0	15,86	6,82	6,54	0,28	0,57	0,04	0,12	0,07	19	8,4				1,2
S10			6	15,81	6,82	6,57	0,28	0,54	0,03	0,1	0,08	19,2	8,4				
K24	2003-09-16	8,5	0	15,2	6,88	6,76	0,19	0,51	0,02	0,1	0,08	19,7	7,3				2
K24			5	15,17	6,88	6,79	0,2	0,5	0,02	0,1	0,08	19,5	7,3				
K24			10	14,95	6,93	6,33	0,21	0,55	0,02	0,1	0,07	18,7	8,5				
K26	2003-09-15	5,6	0	15,7	7,00	6,57	0,35	0,64	0,03	0,1	0,05	19,8	14,2				2,6
K26			5	15,67	7,00	6,57	0,34	0,69	0,04	0,1	0,05	19,9	14,3				
K26			7	15,61	7,01	6,54	0,35	0,72	0,04	0,1	0,05	19,6	14,4				
K27	2003-09-16	8,5	0	15,74	6,90	6,49	0,25	0,53	0,02	0,1	0,16	19,5	7,4				1,2
K27			5	15,73	6,90	6,48	0,26	0,56	0,02	0,1	0,14	19,5	7,8				
K27			9	15,67	6,90	6,28	0,35	0,64	0,04	0,1	0,45	20,2	9,8				
K28	2003-09-16	6	0	16	6,89	7,17	0,17	0,77	0,03	0,1	0,19	23	6,8				5,1
K28			5	15,96	6,89	7,15	0,19	0,79	0,03	0,1	0,05	23,4	6,8				
K28			14	15,38	6,98	6,18	0,28	0,78	0,05	0,1	0,3	23	11				
K29	2003-09-15	5,5	0	15,92	6,82	6,88	0,19	0,55	0,04	0,1	0,07	20,2	6,6				2,5
K29			5	15,92	6,83	6,95	0,18	0,56	0,03	0,1	0,05	20,2	6,6				
K29			10	15,78	6,84	6,62	0,23	0,54	0,04	0,18	0,06	19,7	7,3				
K30	2003-09-16	7,5	0	15,62	6,88	6,79	0,22	0,56	0,02	0,1	0,07	19,8	7,9				1,5
K30			5	15,62	6,88	6,78	0,21	0,64	0,02	0,1	0,13	20,3	7,9				
K30			9	13,62	6,92	6,34	0,27	0,6	0,03	0,1	0,15	19,7	9,8				
L12	2003-09-16	4,5	0	16,26	7,08	7,14	0,27	1,13									

Tillstånds- och avvikelseklassning av hydrografiska data från undersökningarna i Blekinge och västra Hanöbukten 2002.

Klassningen är gjord efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

Statistisk tillståndsklassning av lösta närsalter och totalhalter av kväve och fosfor

(Naturvårdsverket: rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet)

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

Station	Djup m	månad	Siktdjup	O ₂	PO ₄ P	Tot-P	Tot-P	NO ₂₊₃ -N	NH ₄	Tot-N	Tot-N
			m	ml/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l
KL8	2	aug	1,25	6,72	0,84	1,17	1,22	37,8	10,97	83,1	34,9
		klass	5	1	4	4	5	5	5	5	5
K19	4	mv	4,4	5,54	0,595	0,75	0,69	4,9	0,91	23	23,7
		klass	2	2	3	2	3	1	2	2	3
K21	15	mv	5,65	5,56			0,59				23,3
		klass	1	2			2				3
KAARV4	20	mv	6	6,01			0,72				22,5
		klass	1	1			3				3
NY	16	mv	5,95	5,14	0,58	0,78	0,56	6,48	1,45	27,6	22,5
		klass	1	2	3	2	2	2	3	3	3
K12	10	mv	5,15	7,02	0,48	0,74	0,65	8,99	1,6	34,3	22,2
		klass	2	1	2	2	3	3	3	3	3
K7	10	mv	7,75	5,87	0,66	0,88	0,87	5,32	0,44	25,4	21,2
		klass	1	2	3	2	4	1	1	3	2
K6	27	mv	7,75	5,77	0,57	0,77	0,52	4,85	0,17	23,6	20
		klass	1	2	3	2	2	1	1	2	2
VH1	12	mv	6,8	5,51			0,48				19,5
		klass	1	2			1				2
VH3A	16	mv	8,75	6,23	0,56	0,73	0,45	5,29	0,11	23,7	19,2
		klass	1	1	3	1	1	1	1	2	2
VH4	20	mv	9,75	6,72	0,57	0,82	0,38	5	0,16	23,5	19,9
		klass	1	1	3	2	1	1	1	2	2

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

K26	2	mv	5,6	6,54			0,68				19,8
		klass	1	1			3				2
K29	11	mv	5,5	6,62			0,55				20,1
		klass	1	1			2				2
K28	8	mv	6	6,18			0,78				23,3
		klass	1	1			4				3
K30	10	mv	7,5	6,34			0,61				20
		klass	1	1			3				2
K27	15	mv	8,5	6,28			0,57				19,7
		klass	1	1			2				2
K24	11	mv	8,5	6,33			0,52				19,4
		klass	1	1			2				2
S10	6	mv	7	6,57			0,56				19,1
		klass	1	1			2				2
L12	6	mv	4,5	6,75			1,15				25,2
		klass	2	1			5				3

Statistisk avvikelseklassning från jämförvärde för näringsämnen i ytvatten (0-10 m) samt siktdjup för västra Hanöbukten och Blekinge under 2003.

(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-omsättn. klass	Djup m	Siktdjup m	PO ₄ -P	Tot-P	Tot-P	NO ₂₊₃ -N	NH ₄	Tot-N	Tot-N	
				µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	
			aug	jan	jan	juli	jan	jan	jan	juli	
KL8	1	2	mv	0,13	4,20	3,34	6,10	18,90	109,70	6,93	2,91
			klass	5	5	4	5	5	5	5	5
K19	1	4	mv	0,64	1,75	2,21	3,45	1,81	9,10	1,77	1,82
			klass	3	3	3	3	2	3	2	3
K21	2	15	mv	0,82			2,95				1,79
			klass	2			3				3
KAARV4	2	21	mv	0,87			3,60				1,73
			klass	2			3				3
NY	2	16	mv	0,86	1,71	2,29	2,80	2,40	14,50	2,12	1,73
			klass	2	3	3	3	3	4	3	3
K12	1	10	mv	0,52	2,40	2,11	3,25	4,50	16,00	2,86	1,85
			klass	4	3	3	3	4	4	4	3
K7	1	10	mv	0,78	3,30	2,51	4,35	2,66	4,40	2,12	1,77
			klass	2	5	3	4	3	2	3	3
K6	1	27	mv	0,78	2,85	2,20	2,60	2,43	1,70	1,97	1,67
			klass	2	4	3	3	3	2	3	3
VH1	1	12	mv	0,68			2,40				1,63
			klass	3			3				3
VH3	1	16	mv	0,88	2,80	2,09	2,25	2,65	1,10	1,98	1,60
			klass	2	4	3	2	3	2	3	2
VH4	1	20	mv	0,98	2,85	2,34	1,90	2,50	1,60	1,96	1,66
			klass	2	4	3	2	3	2	3	3

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

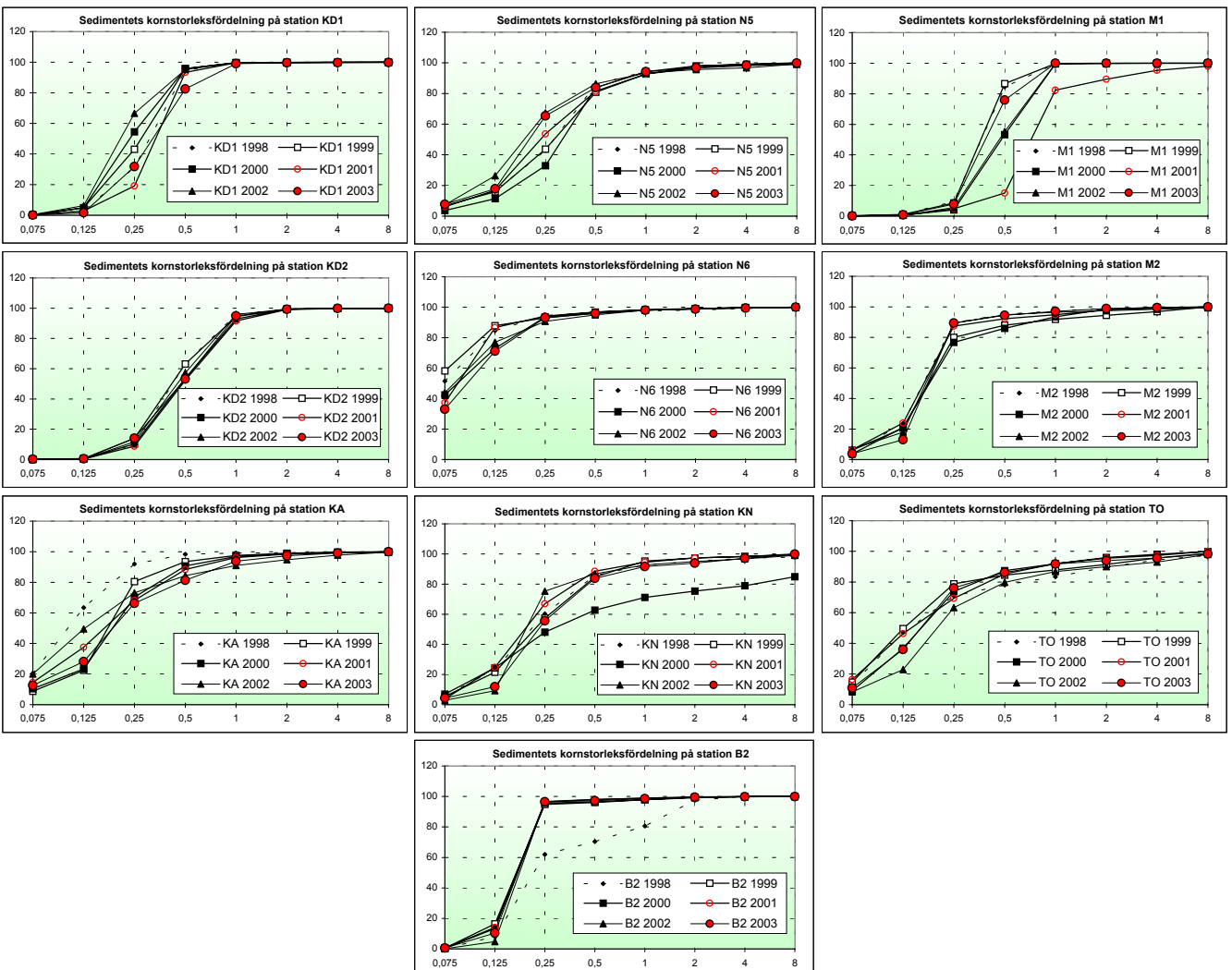
K26	1	2	mv	0,81			3,40				1,52
			klass	2			3				2
K29	1	11	mv	0,55			2,75				1,675
			klass	3			3				3
K28	1	8	mv	0,6			3,90				1,94
			klass	3			4				3
K30	1	10	mv	0,75			3,05				1,67
			klass	3			3				3
K27	1	15	mv	0,85			2,85				1,64
			klass	2			3				3
K24	1	11	mv	0,85			2,6				1,62
			klass	2			3				3
S10	1	6	mv	0,70			2,80				1,59
			klass	3			3				2
L12	1	6	mv	0,45			5,75				2,1
			klass	4			5				3

Resultat av sedimentprovtagningar 2003 på ordinarie mjukbottenstationer i Blekinge och västra Hanöbukten. Under tabellen visas siktdiagram från 1998 till 2003 från stationer med "siktbara" sediment.

station	djup, m	provtagare	sediment-typ (fältbedömd)	H2S-lukt	oxiderat skikt, cm	vattenhalt, %	glödförlust, %
KD1	14	V	sand	-	>5	54,7	0,2
KD2	14	V	sand	-	>5	53,3	0,2
N7	7	V	FG	++	0,1	94,0	24,7
L12	6	V	FG	++	>5	83,1	6,7
N5	7	V	siltig grusig sand	-	>5	62,4	1,7
N6	16	V	sand	-	>5	70,2	2,9
M1	16	V	sand	-	>5	52,6	0,3
M2	17	V	finsand på lera	-	>5	57,9	0,9
KA	15	V	grusig sand	-	>5	55,0	0,7
KN	23	V	sand med småsten	-	>5	55,5	1,3
T/H	39	V	gyttig lera	+	2	72,4	3,1
TÖ	15	V	siltig gyttig sand på lera	-	>5	70,9	2,8
RY	10	V	FG	++	0,1	93,5	24,6
B2	25	V	sand	-	>5	58,6	0,4
K3	9	V	FG	++	0,5	92,6	24,0
N3	10	V	FG	++	0,5	91,5	23,0
KAARV4	21	V	FG	++	0,2	92,9	19,3
N2	14	V	FG	++	0,5	91,4	19,7
K5	13	V	FG	++	0,2	93,5	23,3
N1	15	V	FG	++	0,5	92,4	22,0
K7	7	V	FG	+	>5	92,1	23,2
PMK8	4	V	FG m växer	+	>5	86,8	10,9
PMK5	12	V	FG	++	0,2	92,1	20,2
KL11	2	E	FG	++	0,5	96,7	31,6

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

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



Bilaga 7
1(2)

Resultat av mjukbottenprovtagningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2002

Abundans (ind/m2 +/-SE) för mjukbottenstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten 2002

	KD1		KD2		N7		L12		N5		N6		M1		M2		KA		KN		T/H	
	2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-13		2003-05-13		2003-05-13	
	14,2		14,0		7,0		5,8		7,0		15,5		15,6		17,1		14,7		23,1		39	
	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE
TURBELLARIA																						
Prostoma obscurum																						
Halicryptus spinulosus																						
Harmothoe sarsi																						
Nereis diversicolor	19	3	22	10			75	8	141	13												
Pygospio elegans	1337	257	1309	125			14	6	258	67	14	6	2629	487	1683	131	47	27	513	49	666	134
Streblospio shrubsoli							6	6														
Marenzelleria viridis			44	7			6	3					94	14			6	3				
Alkmaria romijni																						
Terebellides stroemi																						3
OLIGOCHAETA	130	20	1112	259			250	31	308	29	682	21	136	63	948	109	491	120	330	70		3
Balanus improvisus									3	3												
MYSIS SP.															3	3						
Diastylis rathkei																					3	3
Sphaeroma hookeri																						
Cyathura carinata																						
Saduria entomon												33	17			22	11					14
Idotea baltica																						
Idotea chelipes							3	3														
JAERA SP.										11	11											
Asellus aquaticus																						
GAMMARUS SP.										69	50											
Gammarus oceanicus							8	8									3	3				
Gammarus salinus																						
Monoporeia affinis																						
Pontoporeia femorata												1794	139	8	5	372	54	6	6	105	7	1040
Bathyporeia pilosa	36	7	3	3																	139	64
Leptocheirus pilosus																						
Corophium volutator					33	17	55	40														
TRICHOPTERA																						
CHIRONOMIDAE					582	62	1583	297	177	33	6	3			14	7	3	3	25	8	3	3
Chironomus plumosus																						
Theodoxus fluviatilis					3	3	3	3	6	3												
HYDROBIA SP.	446	25	544	101	14	3	541	101	300	50	3	3	341	51			94	57	3	3		
Potamopyrgus antipodarum	3	3			1278	450	496	46	136	63												
LYMNAEIDAE																						
Mytilus edulis			6	3			8	5	374	253	3	3	3	3	39	12	205	168	17	8		
Cerastoderma glaucum	11	11	6	6	25	8	25	5														
Macoma baltica <5mm	22	7	28	6	624	44	516	5	25	8	33	8	28	6	114	3	6	3	75	21	8	5
Macoma baltica 5-10mm	55	23	22	10	141	43	560	118	305	22	352	67	28	6	130	41	11	6	58	5	11	6
Macoma baltica >10mm	31	15	19	7	83	27	53	15	144	24	166	17	44	10	153	14	67	13	175	5	72	3
Macoma baltica tot	108	38	69	6	849	63	1129	123	474	30	552	60	100	13	397	40	83	13	308	17	92	5
Mya arenaria	39	11	183	25	114	22	358	68	14	3					22	3						
summa	2130	217	3297	364	2898	510	4559	550	2271	497	3111	67	3358	561	3516	223	1453	247	1492	94	1348	75
antal arter	9		10		8		16		13		9		12		9		11		9		9	

Biomassa (g WW/m2 +/-SE) på mjukbottenstationerna i Blekinge och västra Hanöbukten 2003

	KD1		KD2		N7		L12		N5		N6		M1		M2		KA		KN		T/H		
	2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-14		2003-05-13		2003-05-13		2003-05-13		
	14,2		14,0		7,0		5,8		7,0		15,5		15,6		17,1		14,7		23,1		39		
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	
TURBELLARIA																							
Prostoma obscurum																							
Halicryptus spinulosus													0,57	0,16	0,01	0,01							
Harmothoe sarsi															0,36	0,36	1,06	0,20	0,02	0,02	0,38	0,16	1,79
Nereis diversicolor	0,56	0,22	1,00	0,82			14,58	1,82	8,68	0,83			0,47	0,41					0,60	0,38		0,44	
Pygospio elegans	1,34	0,26	1,31	0,13			0,01	0,01	0,26	0,07	0,01	0,01	2,63	0,49	1,68	0,13	0,51	0,05	0,67	0,13		0,07	
Streblospio shrubsoli							0,01	0,01															
Marenzelleria viridis			1,29	0,34			0,02	0,01					5,15	1,32			0,03	0,03					
Alkmaria romijni																							
Terebellides stroemi																							
OLIGOCHAETA	0,13	0,02	1,11	0,26			0,25	0,03	0,31	0,03	0,68	0,02	0,14	0,06	0,95	0,11	0,49	0,12	0,33	0,07		0,00	
Balanus improvisus									0,04	0,04													
MYSIS SP.																							
Diastylis rathkei																	0,00	0,00					
Sphaeroma hookeri																							
Cyathura carinata																							
Saduria entomon																							
Idotea baltica													12,15	6,10			6,51	3,31					1,60
Idotea chelipes							0,04	0,04															0,86
JAERA SP.									0,01	0,01													
Asellus aquaticus																							
GAMMARUS SP.									1,64	1,27													
Gammarus oceanicus							0,08	0,08															
Gammarus salinus																							
Monoporeia affinis													21,98	1,94	0,09	0,05	3,89	0,37	0,06	0,06	0,86	0,09	12,88
Pontoporeia femorata																							1,76
Bathyporeia pilosa	0,14	0,02	0,01	0,01																			0,45
Leptocheirus pilosus																							
Corophium volutator					0,18	0,09	0,41	0,33															
TRICHOPTERA																							
CHIRONOMIDAE					2,60	0,41	15,93	3,80	0,46	0,06	0,01	0,00			0,03	0,02	0,00	0,00	0,03	0,02	0,00	0,00	
Chironomus plumosus																							
Theodoxus fluviatilis					0,01	0,01	0,02	0,02	0,06	0,05													
HYDROBIA SP.	1,39	0,24	1,75	0,47	0,04	0,01	2,30	0,23	3,03	0,51	0,02	0,02	1,34	0,21			0,63	0,36	0,03	0,03			
Potamopyrgus antipodarum	0,00	0,00			4,44	1,50	2,80	0,36	0,76	0,42													
LYMNAEIDAE																							
Mytilus edulis			0,05	0,04			7,96	5,57	17,07	7,16	0,26	0,26	0,00	0,00	4,30	2,10	34,47	31,45	0,18	0,09			
Cerastoderma glaucum	6,61	6,61	0,04	0,04	9,78	2,84	18,94	6,97					0,29	0,28									
Macoma baltica <5mm	4,12	3,87	0,09	0,04	2,07	0,09	3,92	0,															

T0		RY		B2		K3		N3		KAARV4		N2		K5		N1		K7		PMK8		PMK5		KL11					
2003-05-13		2003-05-13		2003-05-13		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-13		2003-05-13		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-12		2003-06-25					
15,4		9,7		25		9		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	abun	SE		
8	5	3	3	3	3					11	6	3	3	3	3	3	3			17	13	8	8						
3	3	14	6	1059	116	36	7	19	3	3	3	6	6	3	3	3	3	64	15	31	7	11	7	864	93				
3	3	8	5			8	5	3	3					3	3	8	5	31	12	28	24	3	3						
		6	3			11	7	19	7					3	3	8	5	31	12	11	11	3	3						
130	22	349	105	55	15	643	34	402	53	424	69	693	101	377	64	247	94	103	39	1009	17	67	17	342	120				
				11	7															11	11								
3	3									6	3			14	3	3	3			158	22								
																				3	3								
																				6	6								
																				17	17								
6	6	14	7	247	10	3	3			53	11	28	10	86	40	197	49	8	8										
36	12			78	3							8	8	8	8														
3	3							3	3					8	8					8	8	22	15	10	10				
																				8	8								
5055	372	2352	269			408	68	94	6	58	10	19	7	53	23	128	7	704	181	136	33	596	266	171	56				
						3	3	8	5											80	72								
																				374	73	8	5	50	16				
89	37	355	47			55	23	103	3			3	3	3	3	3	3	89	22	47	18	89	37	472	120				
						67	30	361	18					28	15			119	24	3	3	3	3	10	10				
344	294	14	14			14	6					19	19			3	3			31	31	3	3	10	10				
																		17	5	105	46								
																		288	20	189	65	383	49						
22	3	166	68	14	3	433	101	266	51	255	41	69	6	47	10	92	17	288	20	519	142	208	36	10	10				
47	11	211	18	17	8	122	17	100	5	14	10	11	6	3	3	3	3	83	10	294	54	155	7	60	19				
69	14	247	22	89	10	158	38	222	15	252	6	166	21	100	13	225	38	133	8	1001	154	746	81	70	12				
8	5	624	63	119	14	713	72	588	63	521	55	247	10	150	25	319	50	505	10	67	25	8	5						
		53	7			50	14	53	6			8	5					72	3										
5757	30	3896	290	1572	114	2011	207	1653	105	1076	90	1032	63	729	117	915	176	1711	143	3156	298	1570	279	2000	197				
13		13		7		12		11		7		10		11		11		10		23		14		9					

T0		RY		B2		K3		N3		KAARV4		N2		K5		N1		K7		PMK8		PMK5		KL11			
2003-05-13		2003-05-13		2003-05-13		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-13		2003-05-13		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-12		2003-05-12		2003-06-25			
15,4		9,7		25		9		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	biom	SE
		0,02	0,02	0,01	0,01					0,75	0,38	0,00	0,00	0,19	0,19	0,48	0,48			0,19	0,17			0,17	0,17		
1,97	1,03									0,02	0,02	0,06	0,06	0,22	0,22												
0,07	0,07	3,15	1,63			8,38	1,06	7,66	0,72							0,81	0,81	14,96	5,08	7,52	2,31	1,29	1,27	85,26	12,63		
0,00	0,00	0,01	0,00	1,06	0,12											0,00	0,00			0,03	0,02	0,00	0,00				
		0,01	0,00			0,01	0,00	0,00	0,00							0,11	0,11	1,53	1,32	5,68	2,55	1,13	1,13	0,01	0,01		
						1,57	1,27	1,33	0,74											0,00	0,00						
0,13	0,02	0,35	0,10	0,06	0,02	0,64	0,03	0,40	0,05	0,42	0,07	0,69	0,10	0,38	0,06	0,25	0,09	0,10	0,04	1,01	0,02	0,07	0,02	0,34	0,12		
				0,13	0,08																						
2,79	2,79									5,82	5,81			0,33	0,16	1,09	1,09			0,12	0,12						
																				1,90	0,57						
																				0,12	0,12						
																				0,05	0,05						
																				0,10	0,10						
0,31	0,31																										
0,29	0,10	0,14	0,08	1,97	0,10	0,06	0,06			0,31	0,13	0,34	0,15	0,51	0,34	0,86	0,21	0,06	0,06								
				0,14	0,02																						
0,02	0,02							0,01	0,01			0,01	0,01	0,11	0,11					0,00	0,00	0,23	0,12	0,04	0,04		
																				0,07	0,06						
15,25	0,92	21,49	0,85			3,15	1,08	0,50	0,06	0,14	0,04	0,04	0,02	0,14	0,07	0,42	0,05	0,95	0,28	0,33	0,33	2,68	1,31	0,99	0,37		
						0,00	0,00	0,19	0,12											0,37	0,05						
		0,35	0,20			0,25	0,12	0,28	0,01			0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,53	0,13	1,38	1,26	0,04	0,04	0,17	0,09		
		1,97	0,23			0,22	0,15	2,65	0,22					0,23	0,12			0,63	0,14	2,47	0,42	0,41	0,15	0,60	0,33	4,56	1,34
																				0,34	0,34	0,62	0,62	0,02	0,02	0,02	0,02
31,13	28,92	0,63	0,63			0,33	0,08					2,87	2,87			0,02	0,02			21,79	21,79			0,05	0,05		
		0,41	0,15			1,72	0,54													22,91	5,80	0,07	0,07				
		0,59	0,29	0,03	0,01	8,09	1,64	0,59	0,13	0,55	0,09	0,18	0,02	0,13	0,07	0,12	0,03	11,18	10,31	0,88	0,06	0,47	0,23	2,21	0,13		
1,53	0,45	19,66	1,61	1,35	0,57	1,07	1,64	11,69	1,37	1,22	0,77	1,32	0,66	0,39	0,39	0,18	0,18	6,06	0,29	58,77	4,42	19,13	2,81	1,13	1,13		
14,05	3,43	70,65	4,76	50,97	10,68	63,90	20,25	93,98	4,30	165,00	4,69	91,69	11,01	67,57	12,53	115,60	9,96	54,13	7,52	65,59							

Resultat av algprofilprovtagningar i Blekinge och Skåne 2002 - fältobservationer

station	datum	tångbältets övre gräns (m)	tångbältets undre gräns (m)	djupaste tångplanta (m)	rödalg 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	2003-09-17			>4,9			<<5		
H 2	2003-09-17	0,2	2,4	>3,7			100		
H1	2003-10-09	1,7	2,0	>4,2	>6,2	>10	<<5	15,1	1,2-1,6
MA 11	2003-10-09	0,3	0,4	0,5	>10	>10	<<5		
MA 9	2003-09-18	0,2	0,7	2,2	>6	>6	<<5	64	0,5-0,7
MA 8	2003-09-03				>6	>6	0		
MA 7	2003-09-03			3,3	9,7	9,7	0		
MA 6	2003-09-03	0,6	0,7	3,9(s)	>9,5	10,0	<<5	18,5	0,5-0,8
MA 5	2003-09-02				9,3	9,3			
MA 5 B	2003-09-02	0,6	2,5	3,2	>6,7	>6,7	75	ej	ej
MA 4	2003-09-02	0,4	0,5	6,7	>10,5	≈10,5	<<5	32	0,3-0,5
MA 3	2003-09-08	0,3	2,4	4,2	4,2	4,6	75	82,5	1,2-2,7
MA 2	2003-09-08	0,5	1,7	4,4	>10	≈10	100	92,5	1,1-1,6
MA 2 B	2003-09-08	0,3	3,6	4,5	4,5	4,5	100	ej	ej
LösS	2003-09-04		*		>11,1	>11,1	<<5	28	0,4-0,6
MA 1	2003-09-04	0,3	0,4	1,2	>4,4	>4,4	<<5	"9/12"	"0,4/0,4-0,7"
MA 15	2003-10-06			>6,2	>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 rödalg (%)	djup för maxtäckning rödalg (m)
H 3	2003-09-17	5	2,2	1-2**	1	0	1	100	5,1-7
H 2	2003-09-17	100	0,2-1,4	1	1	0	1	50-75	3,6
H 1	2003-10-09	75	1,7-2,0	1	1	1	1	100	4,5-6
MA 11	2003-10-09	50	0,3-0,5	1	1	0	1	100	6
MA 9	2003-09-18	100	0,4-0,6	1	1	0	2	100	1,1->6
MA 8	2003-09-03	0				1		100	6
MA 7	2003-09-03	0		1			1	100	4,7-6
MA 6	2003-09-03	25	0,5-0,7	1	0	0	1	100	3,1-7
MA 5	2003-09-02					2		20	7-8,3
MA 5 B	2003-09-02	75	0,6-2,1	1	0	1	1	100	4,5-6,5
MA 4	2003-09-02	50	0,5	1	1	0	1	75	1,5-8
MA 3	2003-09-08	100	1,5	1	1	2	2	5	38050
MA 2	2003-09-08	100	0,5-1,2	2	1	1	1	100	1,7-4,4
MA 2 B	2003-09-08	100	0,4-1,3	1	1	0	1	20	2,9-4,0
LösS	2003-09-04	<5***	2	1	1	0	1	100	5,0-7,0
MA 1	2003-09-04	25	0,4	1	1	1	1	100	1,9-4,4
MA 15	2003-10-06	<5	6,0	1	1	1	1	100	2,0-2,8

** strandnära

*** Fucus 75% 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
hårdbottenlokalerna i västra Hanöbukten 2003

Datum : Djup (m) :	Simris			Karakås			Rakö		
	0,8	1,5	3,5	1,2	2,5	3,3	0,5	0,9	1,9
Obestämd Cyanophyta							2		
Rivularia atra	5			1			20	30	7
Furcellaria lumbricalis	1	1			1	2	1		1
Phyllophora sp	1								
Ceramium nodulosum			1						
Ceramium goobi	50	27	1	3	5		1	2	1
Polysiphonia fucoides	80	51	90		45	70		8	25
Polysiphonia fibrillosa							1	2	
Rhodomela confervoides		1				2	1	1	1
Hildenbrandia rubra		50	50						
Pilayella littoralis	3	1		1	20	2	1	5	5
Elachista lubrica	1	0,5		1	1				
Chorda filum							2		
Fucus serratus	5	1		93	10				2
Fucus vesiculosus				2				10	13
Enteromorpha sp				0,5					
Cladophora glomerata	1			1		1	25	1	1
Cladophora rupestris	1							1	
Mytilus edulis					1	10	2	1	3
Substrat %	75	75	60	90	85	90	100	100	100
Antal arter	10	10	10	8	7	6	10	8	4

Algbiomassor i rödalgsbältet (g DW/m²) i Blekinge 2003

		Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15			
Datum :		03-10-09		03-09-18		03-09-03		03-09-03		03-09-03		03-09-02		03-09-02		03-09-08		03-09-08		03-09-04		03-09-04		03-10-06			
Djup (m) :		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	biom	SE
Furcellaria	lumbricalis	264,08	88,67	92,81	27,40	160,67	134,67	538,79	93,10	313,51	49,27	61,96	23,40	297,01	130,27	0,99	0,99	8,36	2,48	224,23	32,40	248,08	51,35	265,33	99,44		
PHYLLOPHORA	SP.	2,41	0,58	0,53	0,37	7,45	6,99	5,61	4,56	0,98	0,44	0,16	0,16	5,69	3,43	0,02	0,01	8,14	3,98	1,78	1,35	2,19	0,66	0,21	0,05		
Aglaothamnion	roseum					0,07	0,07															0,13	0,13				
Ceramium	nodulosum													3,97	2,81												
Ceramium	gobii	4,95	1,72	0,48	0,40	0,07	0,02	18,14	16,25			0,14	0,08	5,43	3,61	0,08	0,06	80,85	5,24	5,90	1,41	0,61	0,58	0,57	0,36		
Polysiphonia	fucoides	31,73	6,99	76,23	5,40	90,61	7,11	79,58	17,13	60,22	15,44	3,62	1,58	40,56	3,83	2,58	0,61			48,24	6,08	109,38	27,52	44,68	15,11		
Polysiphonia	fibrillosa	2,02	2,02							0,86	0,42			0,07	0,07									0,98	0,75		
Rhodomela	confervoides	1,07	0,25			3,10	2,53	0,75	0,52	5,88	4,70			5,78	3,17					0,13	0,06	0,04	0,04	0,06	0,06		
Pilayella	littoralis			0,01	0,01	2,62	1,25			0,13	0,13													0,41	0,25		
Stictyosiphon	tortilis															11,14	1,43										
Dictyosiphon	foeniculaceus															2,03	1,01										
Chorda	filum															73,73	69,13										
SPHACELARIA	SP.															0,03	0,03										
Fucus	vesiculosus															32,84	30,95										
ENTEROMORPH	SP.									0,52	0,22																
CLADOPHORA	SP.			0,01	0,01					69,10	19,59			0,01	0,01	30,31	6,94	0,02	0,02								
Cladophora	rupestris																									0,04	0,04
Summa		306,26	82,57	170,06	25,92	264,58	131,45	642,88	82,09	381,58	49,10	135,49	38,71	358,51	131,07	153,73	95,85	97,37	6,60	280,28	32,67	361,82	79,25	310,89	109,31		
Antal arter		5		4		8		6		8		11		7		12		8		6		11		8			

Påväxtalger i tångbältet (g DW/100 gDW tång) i Blekinge och västra Hanöbukten 2002

		Ma11		Ma9		Ma8		Ma7		Ma6		Ma5		Ma4		Ma3		Ma2		LÖSS		Ma1		Ma15			
Datum :		02-09-17		02-09-17		02-09-18		02-09-18		02-09-18		02-09-12		02-09-12		02-09-04		02-09-04		02-09-16		02-09-16		02-09-19			
Djup (m) :		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	biom	SE
RIVULARIA	SP.	0,13	0,13							0,00	0,00			0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,06	0,02	0,31	0,30				
Furcellaria	lumbricalis	0,60	0,60																								
PHYLLOPHORA	SP.	0,00	0,00																								
Ceramium	nodulosum	0,08	0,08																								
Ceramium	gobii	0,38	0,32	6,72	3,36			0,23	0,04	0,27	0,26	0,04	0,04			0,24	0,19	0,39	0,38	2,17	0,96	0,02	0,01				
Polysiphonia	fucoides	1,52	1,15	0,00	0,00					0,00	0,00			0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00						
Polysiphonia	fibrillosa	0,04	0,04							0,05	0,05			0,01	0,00	0,02	0,02			0,01	0,00						
Rhodomela	confervoides																										
Pilayella	littoralis			0,01	0,01			0,05	0,03	0,26	0,21					0,08	0,03	0,24	0,20								
Elachista	lubrica	0,36	0,18	0,38	0,31			1,01	0,56	2,99	1,96			1,59	1,27	0,13	0,09	1,87	0,38	0,08	0,08	0,27	0,18				
Dictyosiphon	foeniculaceus															5,46	0,97										
Chorda	filum	0,04	0,04													7,18	7,03										
ULOTHRIX	SP.																										
ENTEROMORPH	SP.													0,00	0,00							0,01	0,01				
Enteromorpha	intestinalis															0,00	0,00										
CLADOPHORA	SP.							0,00	0,00	0,01	0,01					0,00	0,00			0,04	0,03	0,00	0,00				
Zostera	marina	0,03	0,03																					0,00	0,00		
Obest	grönalg																										
Summa		3,18	1,55	7,11	3,06			1,29	0,52	3,58	2,48	0,04	0,04	1,61	1,28	13,12	7,81	2,51	0,49	2,36	0,95	0,60	0,30				
Antal arter		11		4				4		7		1		5		10		5		6		6					
Medelvikt för sågtångsruskor (DW):								0,60	0,73							11,00	13,47										
Medelvikt för blåstångsruskor (DW):		34,47	5,34	57,30	8,39			85,63	69,74	85,30	32,22	88,70	27,65	112,00	31,14	53,17	5,64	46,60	9,37	89,90	9,01	142,80	35,93				

Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2003 - algbiomassor i de kvantitativa proverna i rödalgsbältet samt påväxtalger på tången.

Resultat av algprovtagningar i Blekinge 2003 - djuriv i tångbältet

Abundans (ind/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2003

	MA11		MA9		MA8		MA7		MA6		MA5		MA4		MA3		MA2		LOSS		MA1		MA15	
	03-10-09		03-09-18		03-09-03		03-09-03		03-09-03		03-09-02		03-09-02		03-09-08		03-09-08		03-09-04		03-09-04		03-10-06	
	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE	abun	SE
Prostoma obscurum			2	2							1	0												
Nereis diversicolor													1	1										
Piscicola geometra			1	1																				
Balanus improvisus											0	0			92	52	10	5						
MYSIS SP.							0	0			1	0												
Sphaeroma hookeri											10	2			4	3					1	1		
Idotea baltica	56	8	9	3			3	1	2	1	31	14	15	5	42	5	147	7	22	1	171	49		
Idotea chelipes			3	1							21	6			8	4	1	1						
Idotea granulosa	8	2											57	18			11	6	2	2				
JAERA SP.			24	9			0	0			5	3			9	1								
GAMMARUS SP.	23	8	303	152			24	13	4	2	137	24	36	8	116	47	4	3	22	11	17	3		
Calliopius laeviusculus			328								1	0			1	1								
Leptocheirus pilosus											35	11			15	3	2	2			1	1		
Palaemon adspersus											1	0												
Palaemon squilla	1	1	1	1			2	1	2	1	2	1	1	1	6	4	3	3	1	1				
ODONATA											0	0												
CHIRONOMIDAE							0	0	2	1	2	1	1	1	3	2			0	0	1	1		
Theodoxus fluviatilis	10	5	162	24			13	9	3	2	172	63	57	27	444	55	10	6	12	7	89	56		
HYDROBIIDAE	15	6	63	17			2	1	0	0	11	1	2	1	27	12	768	524	0	0	3	1		
RISSOA SP.															552	157								
LYMNAEA SP.																							2	2
Mytilus edulis	17	5	9	2			0	0	1	1	11	3	6	3	282	74	30	15			5	3		
Cerastoderma glaucum											1	1					0	0						
Cerastoderma hauniense											1	1			303	140	10	9	0	0	0	0		
BRYOZOA											0	0			0	0	0	0			0	0		
Summa	130	10	578	122			46	16	13	6	442	58	174	56	1904	449	997	554	61	7	289	25		
Antal arter:	7		9				8		7		18		8		16		13		8		11			

Biomassa (g WW/100 gDW tång +/-SE) för djur i tångbältet i Blekinge 2003

	MA11		MA9		MA8		MA7		MA6		MA5		MA4		MA3		MA2		LOSS		MA1		MA15	
	03-10-09		03-09-18		03-09-03		03-09-03		03-09-03		03-09-02		03-09-02		03-09-08		03-09-08		03-09-04		03-09-04		03-10-06	
	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE	biom	SE
Prostoma obscurum			0,00	0,00							0,00	0,00												
Nereis diversicolor	225,65												0,00	0,00										
Piscicola geometra			0,00	0,00																				
Balanus improvisus											0,00	0,00			2,43	1,42	0,17	0,09						
MYSIS SP.							0,00	0,00			0,01	0,01												
Sphaeroma hookeri											0,13	0,05			0,10	0,08					0,00	0,00		
Idotea baltica	1,56	0,19	0,27	0,07			0,23	0,10	0,14	0,07	0,56	0,25	0,34	0,17	1,27	0,34	3,38	0,18	0,52	0,06	3,76	1,52		
Idotea chelipes			0,04	0,01							0,22	0,06			0,06	0,03	0,01	0,01						
Idotea granulosa	0,15	0,02											0,58	0,22			0,14	0,07	0,03	0,02				
JAERA SP.			0,01	0,00			0,00	0,00			0,00	0,00			0,00	0,00								
GAMMARUS SP.	0,89	0,32	5,01	3,23			0,66	0,48	0,04	0,02	2,47	0,53	0,72	0,22	2,77	1,42	0,07	0,06	0,43	0,26	0,35	0,07		
Calliopius laeviusculus											0,00	0,00			0,01	0,01								
Leptocheirus pilosus											0,03	0,01			0,01	0,00	0,00	0,00			0,00	0,00		
Palaemon adspersus											0,23	0,20												
Palaemon squilla	0,05	0,05	0,98	0,98			0,42	0,40	1,54	0,29	0,07	0,04	0,25	0,25	0,27	0,16	0,15	0,15	0,03	0,03				
ODONATA											0,00	0,00												
CHIRONOMIDAE							0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00		
Theodoxus fluviatilis	0,30	0,17	6,54	0,68			0,71	0,46	0,11	0,06	6,46	1,82	1,90	0,90	9,51	0,97	0,22	0,11	0,59	0,36	2,33	1,34		
HYDROBIIDAE	0,06	0,02	0,49	0,18			0,02	0,01	0,00	0,00	0,04	0,01	0,01	0,00	0,26	0,12	3,14	2,21	0,00	0,00	0,00	0,00		
RISSOA SP.															2,82	0,93								
LYMNAEA SP.																					0,08	0,08		
Mytilus edulis	1,51	0,48	0,54	0,12			0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,20	0,10	53,97	12,81	1,05	0,75			0,66	0,42		
Cerastoderma glaucum											0,00	0,00					0,00	0,00						
Cerastoderma hauniense											0,00	0,00			5,04	2,15	0,10	0,09	0,02	0,02	0,00	0,00		
BRYOZOA											32,46	3,37			51,04	25,20	20,87	9,95			0,10	0,10		
Summa	4,51	0,47	13,89	3,40			2,05	0,33	1,85	0,39	42,69	2,27	4,02	1,26	129,54	25,21	29,31	12,19	1,62	0,19	7,29	0,92		
Antal arter:	8		10				8		7		19		9		16		13		8		11			

Innehåll av kol, kväve och fosfor (mg/g torrsvikt) i blåstång vid undersökningar i Blekinge 2003.

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	320	8,0	1,7
Ma9	370	7,6	1,8
Ma8			
Ma7	360	10,0	2,2
Ma6	350	6,5	1,9
Ma5	370	7,7	1,8
Ma4	340	6,2	2,0
Ma3	370	7,7	1,5
Ma2	360	9,3	2
Ma1	360	5,7	1,9
Löss	360	6,1	2
Ma15			

Kvoter mellan kol, kväve och fosfor i blåstång vid undersökningar i Blekinge 2002.

Station	N/P	C/N	C/P
Ma11	4,7	40	188
Ma9	4,2	49	206
Ma8			
Ma7	4,5	36	164
Ma6	3,4	54	184
Ma5	4,3	48	206
Ma4	3,1	55	170
Ma3	5,1	48	247
Ma2	4,7	39	180
Ma1	3,0	63	189
Löss	3,1	59	180
Ma15			

	Ma11	Ma9	Ma7	Ma6	Ma5	Ma4
Kväve	0,224	-0,055	-0,172	-0,187	-0,163	-0,795
Fosfor	0,414	0,310	0,415	0,270	0,342	0,312
N/P	-0,257	-0,257	-0,484	-0,483	-0,528	-0,754
antal år	14	14	13	10	10	10

	Ma3	Ma2	Ma1	Löss	Blek
Kväve	-0,264	-0,541	-0,212	-0,373	-0,421
Fosfor	0,191	0,158	0,594	-0,350	0,392
N/P	-0,599	-0,557	-0,733	-0,239	-0,635
antal år	10	14	13	6	10
	antal stationer :				10

gräns f signifikans	
antal år	r-värde
6	0,754
10	0,602
13	0,532
14	0,514

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	030917	030917	031009	031008	030903	030918	030903	030904	
Medel längd (mm)	25,3	23,7	21,4	31,0	26,5	22,8	23,2	25,2	
Medel bredd (mm)	13,2	12,6	11,4	15,2	13,9	12,2	12,5	13,1	
Medel skalvikt (mg)	513	407	283	666	434	364	357	436	
Medel färskvikt (mg)	287	167	137	598	296	144	247	256	
Medel torrsvikt (mg)	42	24	18	102	37	22	32	35	
Vattenhalt (% av wt)	85	86	87	83	87	85	87	86	
Metaller (mg/kg TS)									
Cd	4,2	6,0	5,0	1,2	4,6	4,9	4,7	6,3	4,0
Cr	1,4	1,7	1,7	0,8	1,7	1,8	1,9	1,2	2,0
Cu	14	14	20	11	15	14	14	15	10
Hg	0,087	0,130	0,160	0,079	0,130	0,150	0,180	0,170	0,200
Ni	4,7	5,8	3,2	1,3	3,9	3,5	3,1	3,5	4,0
Pb	2,2	3,2	4,5	4,5	1,5	1,6	1,8	1,8	2,0
Zn	180	180	170	120	170	150	140	160	120

Avvikelseklassning av uppmätta metallhalter i blåmusslor enligt Naturvårdsverkets

Station	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1	medel
Cd	2	3	3	1	2	3	2	3	2,4
Cr	1	1	1	1	1	1	1	1	1,0
Cu	2	2	3	2	2	2	2	2	2,1
Hg	1	1	1	1	1	1	1	1	1,0
Ni	2	3	1	1	1	1	1	1	1,4
Pb	2	2	2	2	1	1	1	1	1,5
Zn	2	2	2	1	2	2	2	2	1,9
medelklass	1,7	2,0	1,9	1,3	1,4	1,6	1,4	1,6	

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 1990-2004. Minustecken före r-värdet innebär sjunkande trend, signifikanta förändringar anges med fet stil

	Simris	Karakås	Rakö	Kiaskär	Ma8	Ma9	Jordskär	Ma1
Cd	0,138	0,049	0,219	-0,325	0,443	-0,131	-0,207	0,435
Cr	0,344	0,360	0,568	0,470	0,430	0,555	0,401	0,510
Cu	0,279	-0,460	0,315	0,745	0,538	0,567	0,580	0,082
Hg	0,009	0,559	-0,403	-0,117	-0,228	-0,202	0,278	-0,314
Ni	0,371	0,801	0,034	0,389	0,201	0,480	0,523	0,387
Pb	-0,468	0,109	-0,327	-0,692	-0,429	-0,518	-0,259	-0,790
Zn	0,872	-0,326	-0,377	-0,136	-0,095	0,734	-0,567	0,390

Halter av olika miljögifter i blåmusslor vid undersökningar i Blekinge och västra Hanöbukten 2003

organiska miljögifter (150 blåmusslor / station)

Station	Simris	Ma9	Ma1	Simris	Ma9	Ma1
Datum	03-09-17	03-09-18	03-09-04			
Medel längd (mm)	23,1	19,5	18,9			
Medel bredd (mm)	12,0	10,2	10,0			
Medel skalvikt (mg)	366	236	312			
Medel färskvikt (mg)	197	123	174			
Fettvikt (% av ww)	1,5	1,2	1,3			
Vattenhalt (% av ww)	85	85	87			
Organiska tennföreningar	ug/g TS			ug/g fett		
DBT (dibutyltenn)	7,4	5,3	3,7	76	66	36
TBT (tributyltenn)	15,1	11,6	6,7	155	145	66
Polyaromatiska kolväten	ug/g TS			ug/g fett		
Benso(a)antracen	0,02	0,02	0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Benso(a)pyren	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Benso(a)flouranten	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Benso(k)flouranten	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Chrysen/Trifenylen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Dibenso(a,h)antracen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Summa cancerogena PAH	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Acenaften	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Acenaftylen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Antracen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Benso(ghi)perylen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Fenantren	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Flouranten	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Fluoren	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Naftalen	0,058	0,071	0,058	0,60	0,89	0,57
Pyren	<0,02	<0,02	<0,02	<0,21	<0,25	<0,20
Summa övriga PAH	0,058	0,071	0,058	0,60	0,89	0,57

Subsample code (first nr):	IOM459	Date of clean-up:	2004-03-09	Date of analysis:	2004-03-23
Sampling place:	Blekinge/Skåne	Clean-up performed at:	ITMo	Analysed at:	ITMo
Sampling commune/county:		by:	uce	by:	uce
		Method code for clean-up:	PCB/OCP-BIOTA-1	Method code for analysis:	GC/ECD-PCB/OCP-2
Date of arrival:	2004-02-04				
Type of sample:	Mussel				
Sample tissue:	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 (%)
IOM459	MA1	<0.09	<0.07	<0.10	<0.09	0,281	<0.14	<0.12	<0.07	<0.07	<0.09	0,083	0,355	0,209	<0.09	1,32
IOM460	MA9	<0.09	<0.07	<0.10	-99,99	0,406	<0.14	<0.12	<0.07	<0.07	<0.09	0,137	0,505	0,319	<0.09	1,20
IOM461	Simris	<0.09	<0.07	<0.10	<0.09	0,372	<0.14	0,13	<0.07	<0.07	<0.09	0,081	0,350	0,219	<0.09	1,46

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	
IOM459	MA1	<6.8	<5.3	<7.6	<6.8	21,3	<11	<9.1	<5.3	<5.3	<6.8	6,3	27,0	15,9	<6.8	
IOM460	MA9	<7.5	<5.8	<8.4	-99,99	33,9	<12	<10	<5.8	<5.8	<7.5	11,4	42,2	26,7	<7.5	
IOM461	Simris	<6.2	<4.8	<6.8	<6.2	25,5	<9.6	8,7	<4.8	<4.8	<6.2	5,5	24,0	15,0	<6.2	

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

Konsulternas Kvalitetssäkringsarbete under 2003

Redovisning av Högskolan i Kalmars kvalitetssäkringsarbete 2003

- Deltagande i provningsjämförelser

Inga nationella provningsjämförelser har genomförts under 2003.

- 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. 2003 konstaterades flera nätpåsar vara trasiga varför de kasserades och ersattes. Djupmätarna kalibrerades under vattnet med varandra och med uppmätt djup vid första dyktillfällena. 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 2003 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.

- Referensmaterial

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

Bilaga 16

2(2)

Redovisning av SMHI:s kvalitetssäkringsarbete 2003

- 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

Utförd 2003-06-04. Resulterade i 2 stycken avvikelser, båda av kategorin ”liten avvikelse”. Bedömarens allmänna omdöme var att ”laboratoriet har ett väl fungerande kvalitetssystem och god ordning råder på laboratoriets dokumentation och utrustning”. Laboratoriet rekommenderades fortsatt ackreditering. 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.

- 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.