

KUSTKONTROLLPROGRAM FÖR HELSINGBORG ÅRSRAPPORT 2002

Peter Göransson, Lena Börjesson & Magnus Karlsson
Miljönämnden i Helsingborg 2003

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	3
INLEDNING.....	6
METODIK.....	7
BOTTENFAUNA.....	7
RESULTAT OCH DISKUSSION.....	9
BOTTENFAUNA.....	9
Total antal arter.....	9
Total individtäthet.....	10
Total biomassa.....	10
Förändring av totalt antal taxa, total individtäthet och total biomassa i relation till den lokala avrinningen.....	10
Likheter mellan stationer 2002, Klusteranalys och MDS	14
Diversitetsindex.....	21
Storleksfördelningar för <i>Terebellides stroemi</i> , <i>Abra alba</i> och <i>Macoma balthica</i>	21
Artsammansättning.....	29
Amerikansk havsborstmusk för första gången längs Helsingborgskusten.....	31
Faunastruktur: födogrupper, larvutveckling, förhållande till bottenytan, känslighet för syrebrist, salthaltstålighet.....	31
<i>Terebellides stroemi</i> och <i>Hydrobia ulvae</i> – två indikatorarter.....	36
Tillståndsklassning, modifiering av Öresundsvattensamarbetets miljömål.....	38
REDOXPOTENTIAL I SEDIMENT I ÖRESUND.....	41
ORGANISK HALT OCH NÄRINGSÄMNINGEN I SEDIMENT.....	44
METALLER	46
Sediment	46
Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.....	53
Effektgränser för metaller i sediment.....	55
Blåmusslor <i>Mytilus edulis</i>	56
Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.....	64
ORGANISKA MILJÖGIFTER	64
Sediment	64
Tillståndsklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.....	66
Blåmusslor <i>Mytilus edulis</i>	66
Effektgränser för organiska miljögifter i musslor.....	70
SLUTORD.....	70
REFERENSER.....	70

HELSINGBORGS KUSTKONTROLLPROGRAM Årsrapport 2002

SAMMANFATTNING

Den största händelsen under 2002 var de första fynden av den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria viridis* längs Helsingborgskusten. Detta är ett mycket negativt tecken och skulle arten få rejält fotfäste kan den ursprungliga faunan vara hotad.

Under hösten 2002 drabbades Öresund, Bälthavet och södra Kattegatt av en av de kraftigaste och mest långvariga syrebrister som uppmätts. De danska miljömyndigheterna har uppskattat att bottenfaunan blivit allvarligt påverkad eller utslagen i ett 3400 km² stort område i inre danska vatten. I områden med kraftiga vattenrörelser, som i Öresund, har däremot de uppmätta effekterna varit förhållandevis små. Utanför Helsingborg gick arter som är känsliga för syrebrist kraftigt tillbaka på 12-14 meters djup under 2002. Syresättningen i sedimenten har också försämrats på de flesta stationer i undersökningsområdet sedan 2001. På de djupa bottarna och i det marina reservatet vid Knähaken uppmärksammades däremot inga större effekter av syrebrist.

När det gäller metaller är halterna av flera element förhöjda längs Helsingborgskusten. Det finns dock tendenser till minskade halter av kadmium i sediment och blåmusslor. I undersökningsområdets sediment är halterna av kvicksilver, koppar och zink genomgående höga. Lokalt är halterna av arsenik och kobolt kraftigt förhöjda. I blåmusslor är halterna av tenn och bly genomgående mycket höga i hela området. Jämförelsevis höga halter av zink indikerar att detta element är ett lokalt problem. De ovanligt höga halterna av zink, koppar och kobolt i sediment och blåmusslor från Knähakenhamnen borde utredas med tanke på nutida belastningskällor.

De organiska miljögifterna PCB och HCB verkar minska både i sediment och blåmusslor. PCB-nivån är dock fortfarande förhöjd i områdets sediment. Högsta halt noterades återigen i Kopparverkshamnen, men årets halt var den hittills lägst uppmätta. PCB-halterna i blåmusslor var också genomgående låga i undersökningsområdet 2002 jämfört med tidigare. Jämförelsevis låga halter noterades även för HCB i sedimenten under 2002 och halterna i blåmusslor var också lägre än tidigare. Halterna av DDT i sedimenten låg under detektionsgränsen i alla provpunkter utom i Råå hamn där också halten var tydligt förhöjd i blåmusslor.

BOTTENFAUNA

Bottenfaunan kan med rätta betraktas som Öresunds bofasta innevånare eftersom de flesta djurarterna lever på samma plats under många år. Därmed får de också utstå alla de prövningar som naturen och människan ställer till med. Redan de naturliga förhållandena i Öresund stressar bottendjuren, men det är också påfrestande att leva i ett vatten som omges av jordbruksmark, industrier och hela det moderna samhällets kemikaliehantering. De djupa bottarna är "slutstationer" för kemikalier och miljögifter som dock kan återcirkuleras i ekosystemet och därför även påverka människan.

Under hösten 2002 drabbades Öresund, Bälthavet och södra Kattegatt av en av de kraftigaste och mest långvariga syrebrister som uppmätts. De danska miljömyndigheterna har uppskattat att bottenfaunan blivit allvarligt påverkad eller utslagen i ett 3400 km² stort område i inre danska vatten. I områden med kraftiga vattenrörelser, som i Öresund, har däremot de uppmätta effekterna varit små.

12-14 meters djup utanför Helsingborg

Tillståndsklassning enligt ett modifierat förslag till operativa miljömål för Öresundsvattensamarbetet pekar på att miljöförhållandena kan betraktas som påverkade i hela undersökningsområdet. De flesta stationerna domineras av arter som karakteriserar påverkade tillstånd, medan representationen för arter som betecknar goda tillstånd är genomgående låg. För undersökningsområdet som helhet betraktat kan genomgående förbättringar konstateras mellan 1999 och 2000, därefter sker åter en viss försämring under 2001 och särskilt 2002.

Under 2002 gick arter som är känsliga för syrebrist kraftigt tillbaka.

28-30 meters djup

Preliminära resultat pekar inte på några genomgripande förändringar på de två djupa stationerna sedan år 2001.

Med tanke på den ovanligt kraftiga och långvariga syrebristen under hösten 2002 hölls skärpt uppmärksamhet på de stora djuren vid Knähaken under de många informationstureerna med skolorna. Glädjande nog hittades endast några få döda eremitkräftor och troligen har större delen av faunan klarat syrebristen.

Amerikansk havsborstmask för första gången längs Helsingborgskusten

I oktober 2002 påträffades den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria viridis* för första gången längs Helsingborgskusten. Ett exemplar vardera fanns i proverna inne i och i mynningen till Kopperverkshamnen. Detta är ett mycket negativt tecken och skulle arten få rejält fotfäste, som i baltiska estuarier, kan den ursprungliga faunan längs Helsingborgskusten vara hotad. Arten har spridits med ballastvatten till Östersjön där den haft störst framgång på relativt grunt vatten. Fynden, som är de nordligaste längs svenska västkusten, kommer att föranleda en utökad studie på grunt vatten längs Helsingborgskusten under 2003.

REDOXPOTENTIAL OCH NÄRINGSÄMNINGEN I SEDIMENT

Redoxpotential

De oxiderade förhållandena i sedimenten har försämrats på de flesta stationer i undersökningsområdet sedan 2001. Detta var inte märkligt med tanke på långvarig syrebrist i Öresund under hösten 2002.

Näringsämnen

I Öresund var kvävenivån inte kraftigt förhöjd jämfört med karakteristiska värden men kan betraktas som genomgående något högre än för Bohuskusten. Fosforhalten var relativt låga under de sista åren med undantag för stationer kring Kopperverkshamnen. Fosfornivån bör betraktas som förhöjd i hela undersökningsområdet.

METALLER

Man bör ha i åtanke att metaller förekommer naturligt på många ställen i miljön och därför finns det låga naturliga bakgrundshalter. Genom förbud, restriktioner och genom sänkta utsläpp har belastningen av flertalet metaller minskat i den akvatiska miljön under senare år.

Sediment

Metallhalterna i sedimenten från de 10 undersökta stationerna 2002 varierade kraftigt. För hälften av elementen noterades ingen eller obetydlig avvikelse från förindustriell nivå. För kvicksilver, koppar och zink är däremot haltnivån genomgående hög i området. Sedimenthalterna av arsenik och kobolt är kraftigt förhöjda lokalt.

Resultaten från 2002 var grovt sett lika de som framkom 1999-2001. Under de sista åren har genomgående lägre kadmiumhalter noterats för många stationer. Halterna sjunker i och utanför Kopperverkshamnen och söder om Råån. Den avtagande tendensen är signifikant räknat per organisk halt för station KE i Kopperverkshamnen. Även blyhalten sjunker i mynningen till Kopperverkshamnen och den avtagande tendensen är signifikant om man tar hänsyn till den organiska halten i sedimentet.

För koppar och zink, samt i ett fall för kobolt och arsenik, noterades mycket stor avvikelse från en förindustriell bakgrundsnivå i sedimenten från Kopperverkshamnen, Knähakenhamnen och Råå hamn. Kopparhalten var förhöjd 34 och 9 gånger i respektive Knähakenhamnen och Råå hamn. Halten av zink var kraftigt förhöjd i Knähakenhamnen (hela 86 gånger) och i Kopperverkshamnen (8 gånger). I Knähakenhamnen var kobolthalten förhöjd 14 gånger. Halten av arsenik var 9 gånger högre än den förindustriella nivån i Kopperverkshamnen, vilket dock var något lägre än toppåret 1998. De ovanligt höga halterna av zink, koppar och kobolt i Knähakenhamnen borde utredas med tanke på nutida belastningskällor.

Biologiska effektgränser överskreds för arsenik, bly, zink, koppar och kvicksilver. Tenn ingår inte i Naturvårdsverkets klassningssystem men högre halter noterades utanför Helsingborg jämfört med Bohuskusten.

Blåmusslor

Metallhalterna i blåmusslorna varierade en del men innebar att flera av värdena från de 21 provpunkterna under 2002 kunde klassas högt för många element. Endast för kvicksilver kunde flertalet stationer placeras i den lägsta klassen, som indikerar ingen eller obetydlig avvikelse från Naturvårdsverkets jämförvärde. Kvicksilverhalterna utanför Helsingborg är dock höga för Öresund och en signifikant ökande trend kan noteras för en station under perioden 1996-2002.

För tenn och bly är nivåerna genomgående mycket höga i hela området. Halterna av koppar var också mycket höga i Kopparverkshamnen och Knähakenhamnen. Kvicksilver och kadmium är däremot mindre problem i området. Zink, kobolt, krom och arsenik kunde inte klassas enligt Naturvårdsverkets normer, men jämförelsevis höga halter av zink indikerar att detta element är ett lokalt problem.

På några stationer noterades statistiskt signifikanta trender för perioden 1995/1998-2002. Utanför Kopparverkshamnen minskade kadmiumhalten, 1-3 km söder om Råån minskade nickelhalten medan bly- och kobolthalten ökade.

ORGANISKA MILJÖGIFTER

Man bör ha i åtanke att organiska miljögifter är naturfrämmande och därför bör inga halter finnas i miljön. Detta är tyvärr sällan fallet eftersom miljöfarliga kemikalier produceras, används och sprids. Genom förbud, restriktioner och sänkta utsläpp har dock belastningen av flera av dessa föroreningar minskat i den akvatiska miljön under senare år.

Sediment

PCB-nivån är fortfarande förhöjd i området. Högsta halt noterades återigen i Kopparverkshamnen, där halten dock var den hittills lägst uppmätta. Jämförelsevis låga halter noterades även för HCB under 2002. I Kopparverkshamnen, där mycket höga halter tidigare uppmätts, noterades den hittills lägsta halten. Halterna av DDT låg under detektionsgränsen i alla provpunkter utom i Råå hamn.

Resultaten från 2002 innebär en förbättring avseende PCB jämfört med klassningen 2001.

När det gäller HCB och DDT kan en viss försämring noteras eftersom flera av de undersökta stationerna kunde placeras i de högsta föroreningsklasserna.

Halterna på alla 5 stationerna överskred kraftigt Oslo-Pariskommissionens (OSPAR) preliminära säkerhetsgräns (1 ppb) för effekter på organismer av PCB.

Blåmusslor

PCB-halterna i blåmusslor var genomgående låga i undersökningsområdet 2002 jämfört med tidigare. De högsta halterna uppmättes i Kopparverkshamnen, Råå hamn och Sydhamnen. Nivån i Helsingborgsområdet är jämförbar med tre stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram och med övriga svenska kusten.

DDT-halterna låg under 2002 i samma storleksordning som 2001. På många stationer var nivån något högre än för yttre delar av svenska kusten och för fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds program. Den högsta halten 2002, som var flera gånger högre än för övriga stationer, uppmättes i Råå hamn.

Analysvärden för HCB har tidigare pekat på särskilt höga halter av denna substans inne i Kopparverkshamnen, men även strax utanför har tydligt förhöjda halter noterats jämfört med yttre delar av svenska kusten och övriga Öresund. Det är därför glädjande att halterna var jämförelsevis lägre 2002, särskilt i Kopparverkshamnen.

HCH (a, b, lindan) och transnonaklor analyserades dessutom på 13 stationer under 2002. HCH i varierande form låg strax över detektionsgränsen på samtliga dessa stationer. Detta var också fallet för transnonaklor. Låg halt av oktaklorstyren påträffades endast i Kopparverkshamnen.

Inga prov som togs under 2002 nådde upp till Oslo-Pariskommissionen effektgränser på känsligaste art av DDE och PCB. Effektgränser för HCB, oktaklorstyren och många andra organiska miljögifter har inte utarbetats. Substanserna kan dock misstänkas ha effekter, främst på fortplantning, nervsystem och immunsystem.

INLEDNING

Kustkontrollprogrammet för Helsingborg startade 1995 med syftet att dokumentera det lokala tillståndet i Öresund. Denna dokumentation har sedan dess varit fortlöpande med provtagningar både vår och höst. Programmet har framförallt fokuserats på två stora miljöproblem, övergödningen som beror på att för mycket näringsämnen tillförs havet och miljögifterna, som inte alls borde användas. Havsbottnarna är slutstationerna för de kemikalier som vi hanterar på land. Undersökningarna sker därför huvudsakligen på bottnarnas bofasta innevånare, bottendjuren. Som komplement sker mätningar av redoxpotential i bottensedimenten som ger ett mått på syretillgången i botten. Kraftig övergödning kan nämligen ge upphov till syrebrist som får effekter på fiskar och bottendjur. Miljögifter analyseras framförallt i bottendjur men även i sediment. Hydrografiska undersökningar utförs endast undantagsvis eftersom det skulle krävas dagliga mätningar för att spegla förhållandena i Öresund med dess ständiga fluktuationer. Abiotiska faktorer som syrehalt, temperatur och salthalt i vattenmassan har dock stor betydelse för hur miljöförhållandena utvecklas. Tonvikten har alltså lagts på biologiska variabler som sammanfattar utvecklingen under en längre tidsperiod, medan mätning av abiotiska faktorer snarare ger en bild av momentana förhållanden.

Under hösten 2002 drabbades Öresund, Bälthavet och södra Kattegatt av en av de kraftigaste och mest långvariga syrebrister som uppmätts. De danska miljömyndigheterna (DMU) har uppskattat att bottenfaunan blivit allvarligt påverkad eller utslagen i ett 3400 km² stort område i danska vatten. I områden med kraftiga vattenrörelser, som i Öresund, har däremot de uppmätta effekterna varit små (DMU 2003).

För att så småningom kunna skilja naturliga variationer från onaturliga, som inducerats av människan, krävs långa tidsserier av jämförbara data. Öresund ligger mitt i ett kraftigt urbaniserat område och har fungerat som recipient både för gödningsämnen från åkermark och avloppsvatten från industrier och samhällen i Danmark och Sverige. Miljökonsekvenserna har inte alltid varit tydliga och detta kan delvis bero på att undersökningsmetoderna varit för grova och att undersökningarna skett med långa mellanrum. Utspädningen och de starka strömmarna kan också ha dolt effekterna. Men kanske är det så att de stora problemen uppstår utanför själva utsläppsområdet. På det sättet påverkas vår kust diffust, både av lokala och främmande föroreningar samtidigt som våra egna föroreningar hamnar någon annanstans.

Många stora och små åtgärder kan därför bidra till att förbättra miljöförhållandena. Restaurering av våtmarker pågår i liten skala på ett flertal platser både i och utanför Sverige och samtidigt blir industrierna allt bättre på att minska sina utsläpp. Erfarenheterna från ”småskaliga” projekt kan appliceras till större projekt som i förlängningen leder till globala förbättringar. I detta perspektiv har Helsingborgs miljökontor sedan 1991 anlagt ett 60-tal våtmarker längs Råån och Vegeån.

Sedan kustkontrollprogrammets början 1995 har en förändring i metodik genomförts av praktiska skäl. Från och med 1997 tas 10 bottenfaunaprover på varje station (provtagningsplats) med Haps-corer vars provtagningsyta uppgår till ungefär en hundradels m². Under de föregående åren, 1995 och 1996, togs 3 prover på varje station med Aberdeenhuggare vars provtagningsyta motsvarar en tiondels m². Detta innebär att full jämförbarhet inte uppnås mellan perioderna 1995-96 och 1997-2002. Ett flertal stationer (provtagningsplatser) har tillkommit sedan programmet startade och redan 1996 påbörjades ett samarbete med Kemira Kemi AB som innebar att ett flertal stationer infördes i närheten av industrin. Under 1999 togs prover på två stationer utanför Höganäs vilket var ett samarbete med miljönämnden i Höganäs. Under 2000 togs sedimentprover i Helsingborgs hamnbassänger vilket utfördes i samarbete med Helsingborgs Hamn AB och detta samarbete utökades 2001 med provtagning på fler stationer, både på sediment och blåmusslor.

Kustkontrollprogrammet finansieras regelbundet av Miljönämnden i Helsingborgs stad och Kemira Kemi AB. Under 1999 bidrog Miljönämnden i Höganäs och under 2000 och 2001 Helsingborgs Hamn AB.

METODIK

BOTTENFAUNA

Provtagning har skett med undersökningsfartyget Sabella. Stationerna är valda för att likna varandra så mycket som möjligt med tanke på djup (12-14m) och bottenstrukturer (lerig silt-finsand). Positionsbestämning har gjorts med D-GPS satellitnavigator vilket innebär en största avvikelse på ca 15 m. De stationer som besöks årligen är REN, RES, SYH, F23 och stationer med prefix R och KE före ett värde som anger avståndet i kilometer till Rååhamn (Rååns mynning) och Kopparverkshamnen (KE). Två djupa (28 m) stationer utanför Helsingborg, P4 (Knähaken) och HA (*Haploops*), som införlivades i programmet 2000, besöktes även under hösten 2002. De senare proverna har endast analyserats summariskt och arkiverats för att analyseras noggrannare senare. Stationernas belägenhet framgår av figur 1.

Provtagningarna har, liksom 1997-2001 (Karlsson & Göransson 1999, Göransson & Karlsson 2000, Göransson, Karlsson & Börjesson 2001), skett två gånger under året, i april och oktober/november. På varje station togs tio faunaprover med Haps-corer med 125 mm: s rördiameter. Proverna sållades i 1.0 mm såll och konserverades i 95 % etanol. På laboratorium artbestämdes och räknades faunan under preparermikroskop. Alla taxa (arter och systematiska grupper) vägdes som våtvikt efter avtorkning mot läskpapper. Längdmätning har skett på havsborstmasken *Terebellides stroemi* och musslorna *Macoma balthica* och *Abra alba*. Slutligen konserverades djuren i 80 % etanol och transporterades till Zoologiska Museet i Lund, där de förvaras i ett miljöarkiv.

Utvärdering sker både med MDS-ordination och klusteranalys på dubbelrottransformerade data och Bray-Curtis likhetskoefficient enligt PRIMER (Clark & Warwick 1994) och med variansanalys (ANOVA) samt med avseende på förslag till operationella miljömål för bottenfaunan i Öresund (Göransson 1999b). Vid utvärderingen ligger tonvikten på antalet arter och artsammansättningen eftersom den totala individtätheten och biomassan starkt beror på förekomsten av två arter, tusensnäckan *Hydrobia cf ulvae* och blåmusslan *Mytilus edulis*.

Det har inte varit huvudmålet att knyta förändringar av faunan till omvärldsfaktorer i denna rapport eftersom jämförbara data endast föreligger från sex löpande år. Längre tidsserie behövs för att förstå vilka faktorer som styr djurvärlden invid salthaltssprångskiktet utanför Helsingborg.

REDOXPOTENTIAL

Redoxpotential uppmättes både under våren och under hösten. Mätningarna gjordes horisontellt på två skilda bottenprover från varje station, från sedimentytan och på varje centimeter ner till ca 8 centimeters djup i sedimentet. Metodiken följde rekommendationer som utarbetats vid interkalibrering för bottenfauna längs svenska västkusten 1994.

MILJÖGIFTER

Analys av miljögifter har utförts på utvalda bottenfaunastationer och ett antal övriga kompletterande stationer. De kompletterande stationerna KEC, KED, KEH, KEK, KEL, KNÄ och REX ingår i specialundersökningar av Kopparverkshamnen och station VÅH avser Västhamnen. Stationer i Helsingborgs hamnbassänger, figur 2, som provtogs 2000 och 2001 har enbart sifferbeteckning (1-17).

I oktober/november 2002 togs, liksom under tidigare år, två sedimentprov med Haps-corer, cylinderdiameter 125 mm. Ytsedimentet (0-1 cm) skrapades av med hjälp av skiktapparat och frystes omedelbart ombord på undersökningsfartyget. Proverna analyserades på kväve, fosfor, metaller och organiska miljögifter. Sedimentproverna uppslöts enligt Svensk standard för sediment. Metallanalyserna utfördes med ICP AES för de flesta elementen. Arsenik-, selen- och tennhalten bestämdes däremot med AAS-hydridteknik och kvicksilverhalten bestämdes med ångteknik och AAS. Kväve analyserades enligt Kjeldahl-metoden. Vid höstprovtagningen togs även blåmusslor *Mytilus edulis* för analys av miljögifter. Detta har tidigare även utförts på havsborstmasken *Terebellides stroemi*, men det gick inte att få ett tillräckligt antal 2002, vilket ej heller var fallet 1999-2001. Arten försvann i det närmaste under 1998. På de flesta stationerna togs minst 50 blåmusslor enligt tidigare metodik (Göransson & Karlsson 1995, OSPARCOM 1990). På stationerna KEC, KEH och F23 togs 30- 150 musslor på vardera station och dessa hölls i luftade akvarier under 24 timmar före analysen (Anon.1995). Metaller och näringsämnen analyserades av Växtekologiska avdelningen, Lunds Universitet. Organiska miljögifter analyserades av Riksmuseets specialanalytiska laboratorium, gruppen för miljögiftsforskning i Stockholm och GBA i Tyskland.



Fig. 1. Stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. (Stationer inom Helsingborgs hamn AB:s verksamhetsområde redovisas i fig. 2.) Stationerna HÖN och HÖS, inom Höganäs kommun, redovisas ej.

RESULTAT OCH DISKUSSION

BOTTENFAUNA

Totalt antal taxa (arter och obestämda grupper)

På de tre stationer (R0.5, R1 och R2) för vilka data finns från programmets början finns inga statistiskt signifikanta linjära förändringar av det totala antalet taxa för hela perioden 1995-2002. Ej heller gäller detta perioden 1997-2002.

Observera att data från 1995 och 1996 baseras på tre hugg med Aberdeenhuggare (0,1m²/hugg) och data från 1997 och framåt baseras på 10 hugg med Haps-corer (0,01m²/hugg). Station KE, i Kopparverkshamnen, är den plats som överlag har haft lägst antal arter medan F23, väster om hamnen, brukar hysa flest arter genomgående (Tab. 1, Fig. 5).

Tabell 1. Totalt antal taxa på Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer 1995-2002. Under 1995 och 1996 togs tre prover med Aberdeenhuggare. 1997 och framåt togs 10 prover med Haps-corer.

Station	apr-95	nov-95	apr-96	okt-96	apr-97	nov-97	apr-98	okt-98	apr-99	okt-99	apr-00	okt-00	apr-01	okt-01	apr-02	okt-02
REN	-	-	-	15	27	27	17	23	24	21	21	33	24	16	24	30
RES	-	-	-	22	27	33	25	16	24	30	22	37	32	27	35	25
SYH	-	-	-	-	-	19	22	17	19	16	22	25	21	11	11	21
F23	-	-	-	36	25	42	29	17	21	33	26	34	31	34	29	28
KE	-	-	-	11	12	24	12	11	14	13	12	13	15	12	9	9
KE02	-	-	-	25	26	26	24	21	24	24	22	24	25	16	23	24
KE05	-	-	-	25	19	26	15	21	21	18	22	25	24	20	15	20
KE15	-	-	-	28	29	32	23	20	18	19	24	22	21	21	18	24
R04	-	-	-	33	-	32	18	24	15	18	10	33	33	25	22	19
R05	29	30	28	33	19	30	23	21	11	30	19	21	29	21	19	20
R1	26	24	26	33	24	31	18	20	20	21	17	34	22	20	18	22
R2	40	35	36	33	27	35	23	19	20	33	21	21	32	23	21	19
R3	-	-	-	35	28	36	37	20	24	29	26	28	27	28	27	25
R4	43	28	41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Medelv	34,5	29,3	32,8	27,4	23,9	30,2	22,0	19,2	19,6	23,5	20,3	26,9	25,8	21,1	20,8	22,0

För hela området finns statistiskt signifikanta skillnader avseende antalet taxa framförallt mellan det första året 1997 och de sista fem åren 1998-2002, då avsevärt färre taxa påträffades i proverna (Tab. 2).

Tab.2. Signifikanta skillnader vid jämförelser av det totala antalet taxa vid olika tidpunkter inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002. Envägs ANOVA RM.

Jämförelse	P<0.05
nov-97 vs apr-99	X
nov-97 vs okt-98	X
nov-97 vs apr-00	X
nov-97 vs apr-98	X
nov-00 vs apr-99	X
nov-00 vs nov-98	X
nov-97 vs nov-01	X
nov-97 vs apr-02	X
nov-97 vs nov-02	X

Total individtätethet

På de tre stationer (R0.5, R1 och R2) för vilka data finns från programmets början finns inga statistiskt signifikanta linjära förändringar avseende den totala individtätetheten för hela perioden 1995-2002 (Fig. 6).

Extremvärden, både mycket låga och mycket höga individtätetheter har tidvis noterats på stationerna KE, SYH, R0.5, R1 och R2 (mycket låga värden) samt stationerna REN, RES, KE0.2 och R0.4 (mycket höga värden). Individtätetheten varierar på ett komplicerat sätt med den organiska belastningen och antar extremvärden vid mycket hög belastning (Pearson & Rosenberg 1978).

Total biomassa

På de tre stationer (R0.5, R1 och R2) för vilka data finns från programmets början finns inga statistiskt signifikanta linjära förändringar avseende den totala biomassan för hela perioden 1995-2002 (Fig. 7).

Genomgående låga biomassor har under hela perioden 1995-2001 noterats på stationerna KE, och SYH. Detta beror sannolikt på närheten till belastningskällor och hög organisk belastning samt liten förekomst av blåmusslor.

Förändring av totalt antal taxa, total individtätethet och total biomassa i relation till den lokala avrinningen

För de tre stationer där data finns för hela undersökningsperioden 1995-2002 har resultaten studerats i relation till den lokala medelavrinningen från Råån (Fig. 8). Stationerna påverkas säkert av ett flertal faktorer, däribland avrinning från många källor, men avrinningen från Råån kan förmodligen i grova drag spegla avrinningen i ett större regionalt perspektiv.

Av sammanställningen framgår grovt sett att låga värden för alla faunavariablerna sammanföll med den höga avrinningen under 1998, och under våren 1999 noterades minimivärden för biomassa och individtätethet på alla tre stationerna.

Korrelationer mellan avrinningen från Råån och faunavariablerna för hela perioden (Tab. 3) visar dock endast på signifikanta samvariationer för antalet taxa på station R0.5 och avrinningen samt för individtätetheten på station R1 och avrinningen. Alla samvariationer är negativa, vilket antyder att avrinningen påverkar faunan negativt. Styrkan på samvariationerna är låg vilket kan bero på att flera andra faktorer påverkar faunan samt att data inte är helt jämförbar för hela perioden. Resultaten överensstämmer dock med observationer från Laholmsbukten (Göransson 2001).

Tab. 3. Korrelationer (Pearson) mellan medelavrinningen från Råån per halvår före provtagningen av bottenfauna och olika faunavariabler på stationerna R.05, R1 och R2 inom Helsingborgs kustkontrollprogram under perioden 1994-2002.

k = korrelationskoefficient, p = sannolikhet, * = statistiskt signifikant korrelation. n = 16.

Station	Avrinning vs totalt antal taxa	Avrinning vs total individtätethet	Avrinning vs total biomassa exkl <i>Mytilus</i>
R0.5	k = -0,519 p = 0,040*	k = -0,372 p = 0,156	k = -0,019 p = 0,945
R1	k = -0,449 p = 0,081	k = -0,539 p = 0,031*	k = -0,352 p = 0,181
R2	k = -0,245 p = 0,360	k = -0,471 p = 0,066	k = -0,413 p = 0,112

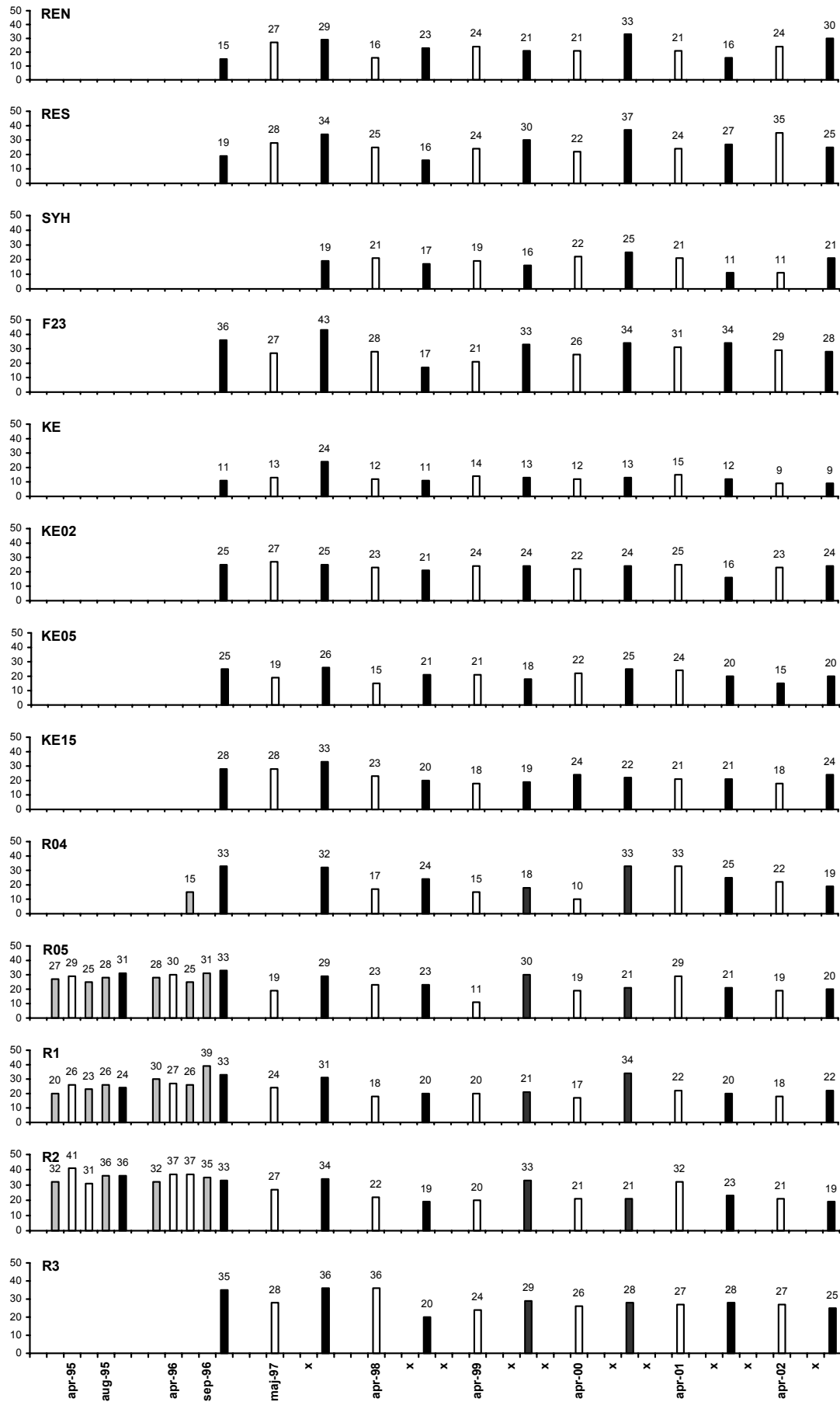


Fig. 5. Totalt antal taxa på Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer 1995-2002.

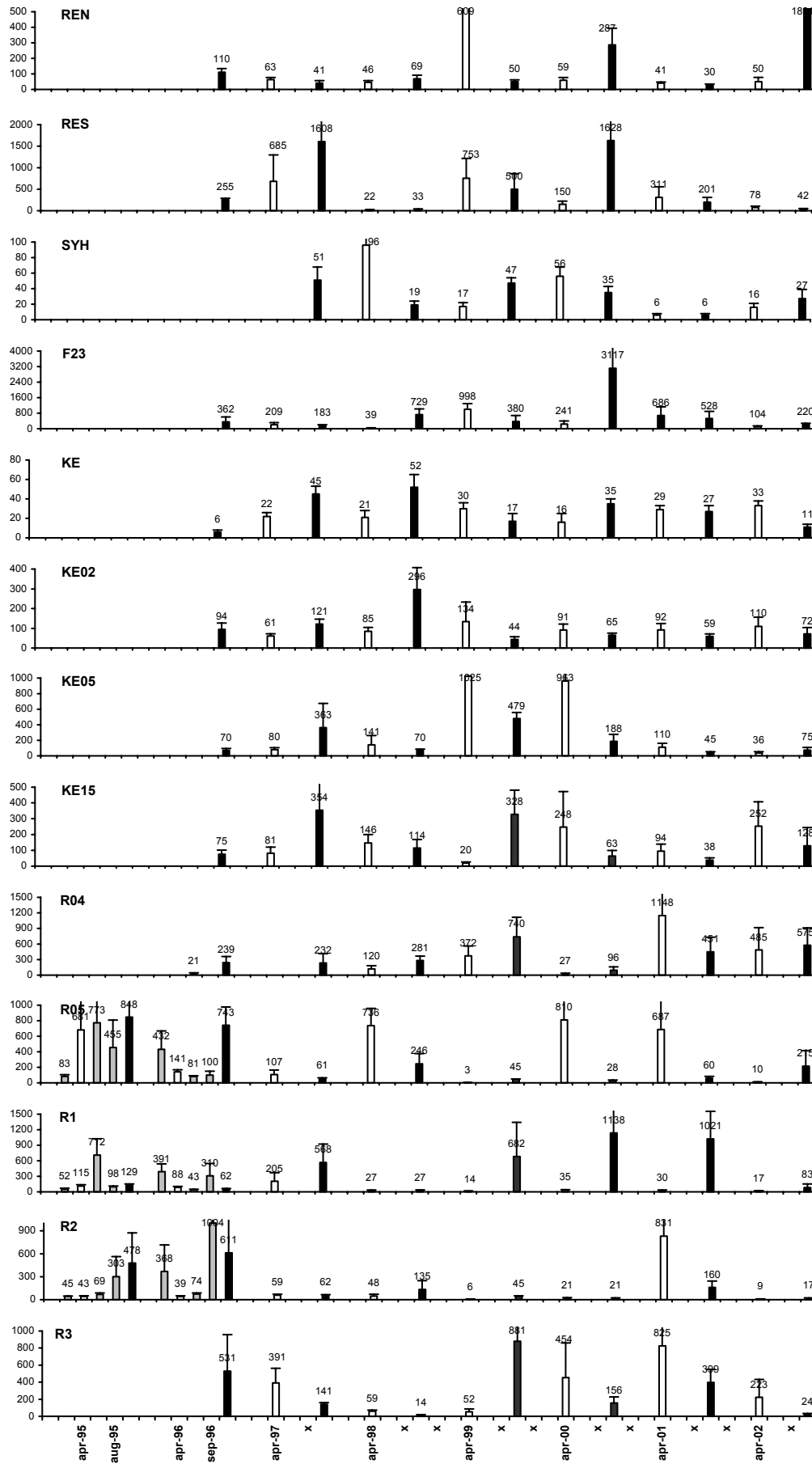


Fig. 7. Total biomassa (g/m²) på Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer 1995-2002.

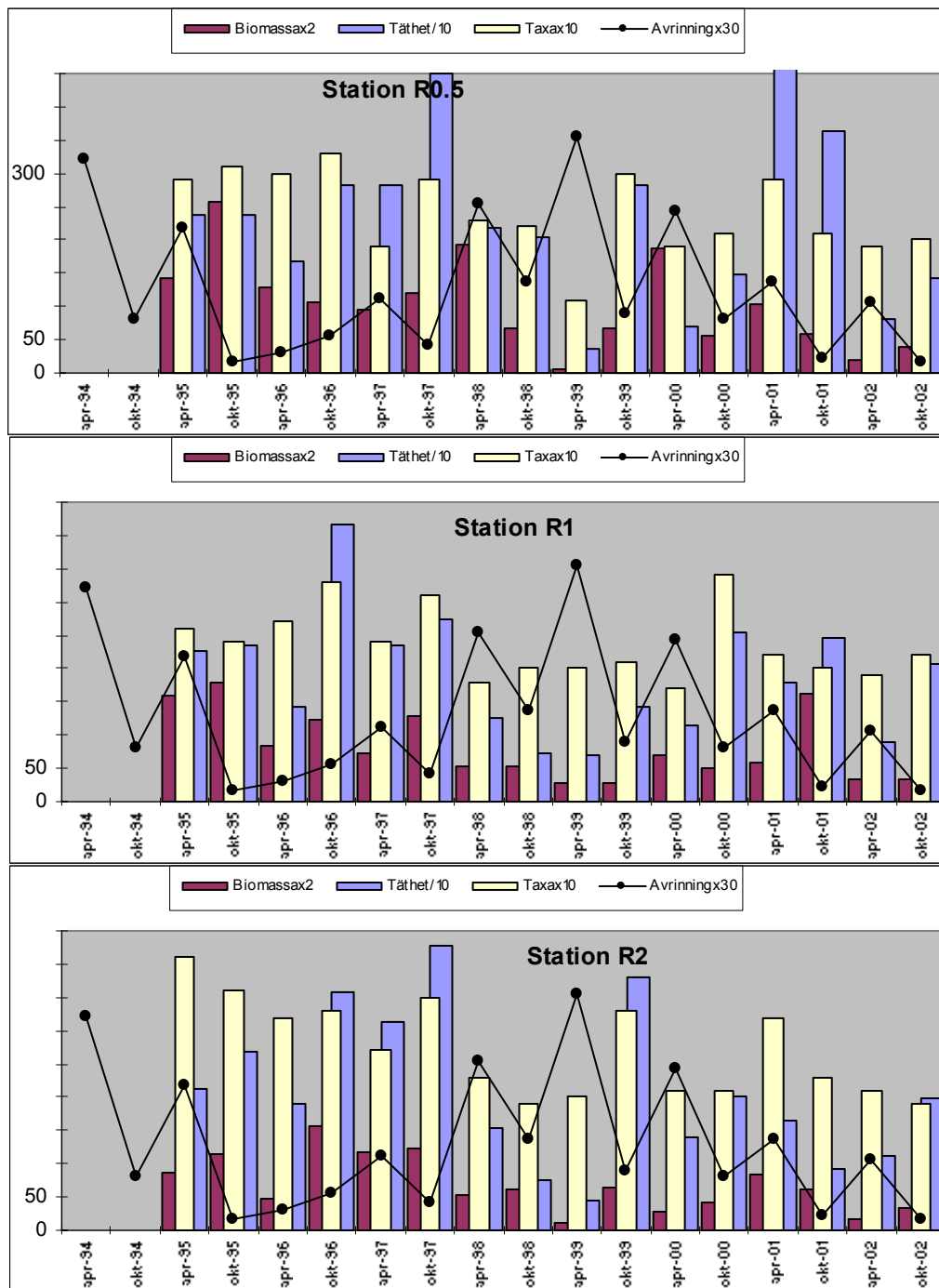


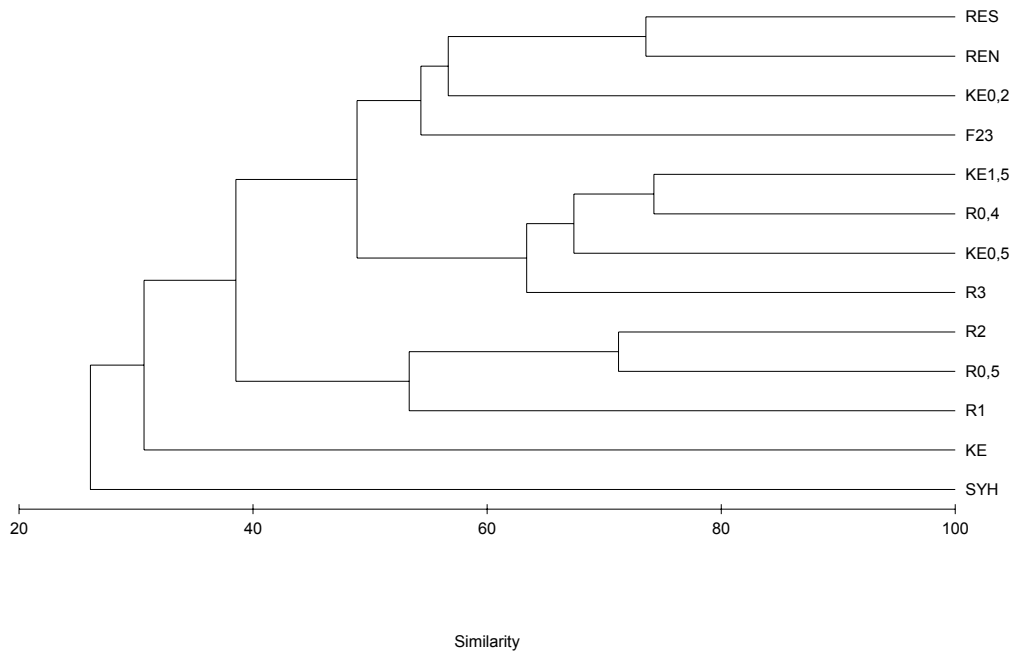
Fig. 8. Totalt antal taxa, total individtäthet (ind/m²) och total biomassa exklusive *Mytilus edulis* (g/m²) under våren och hösten på stationerna R0.5, R1 och R2 inom Helsingborgs kustkontrollprogram samt medelavrinningen halvårsvis från Råån under perioden 1995-2002. Antal observationer = 16.

Likheter mellan stationer 2002, klusteranalys och MDS

Resultaten har utvärderats med klusteranalys och icke metrisk MDS ordination, som sammantaget ger en bild av likheter mellan stationer. Analyserna har utförts både på data för individtäthet och biomassa. Metoden ger inget kvantitativt metriskt mått på skillnader och jämförelser i det erhållna diagrammet kan endast göras med relativa mått inom figuren. Jämte MDS-plottarna har klusterdiagram baserade på Bray-Curtis likhetskoefficient lagts in för att vidimera tolkningen av resultaten. Likhetskoefficienten ger ett mått på hur lika observationerna är avseende artsammansättning och individtäthet. Stress, som anges i MDS-plottarna, är ett mått på diagrammens

tolkbarhet. Stress $<0,05$ anses ge en mycket bra representation utan förväntad feltolkning medan stress $<0,1$ ger en bra representation utan förväntad feltolkning. Stress $<0,2$ ger endast en potentiellt användbar bild och detaljer bör tolkas med skepsis. Stress $>0,3$ indikerar däremot att punkterna i diagrammet är mer eller mindre slumpmässigt placerade.

Under 2002 (Fig. 9-12) var resultaten tämligen olika för våren och hösten men däremot ganska lika för individtätheten och biomassan. Stress omkring 0,1 innebär att plottarna bör ge en någorlunda bra representation av resultaten. Stationerna i området söder om Råån var inbördes mest lika genomgående. Likheterna mellan stationerna minskade genomgående i biomassahänseende mellan våren och hösten. Detta var också fallet när det gällde individtätheterna. Stationerna KE och SYH var mest olika de övriga stationerna för båda variablerna och årstiderna och resultaten kan betraktas som ytterligheter. De båda stationerna utanför reningsverket uppvisade relativ stor likhet i resultat vilket även varit fallet tidigare. Sammantaget var alltså stationerna under 2002, som tidigare år, i stora drag tämligen lika inom geografiska områden.



Likhet mellan stationer avseende biomassa, våren 2002

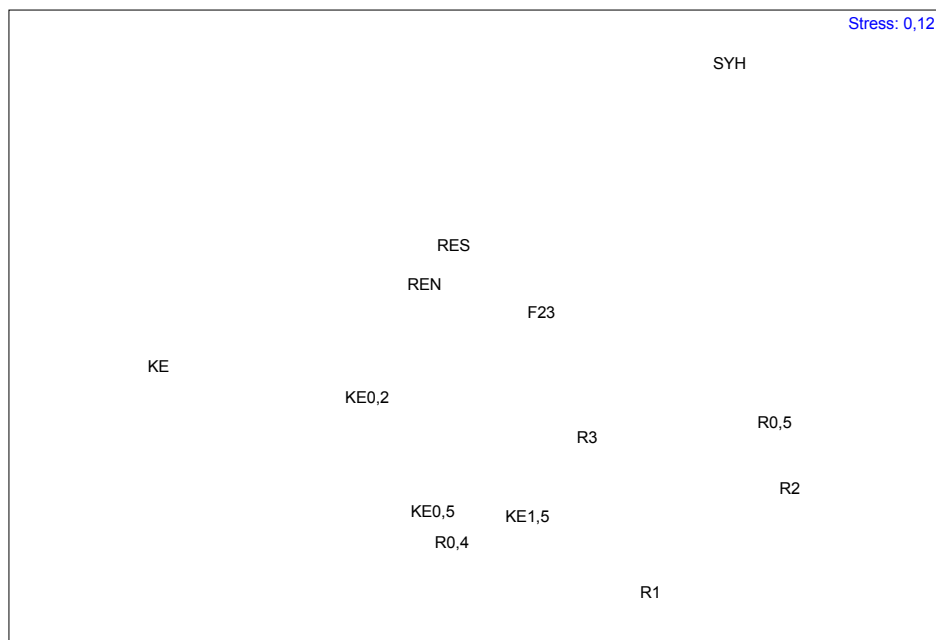
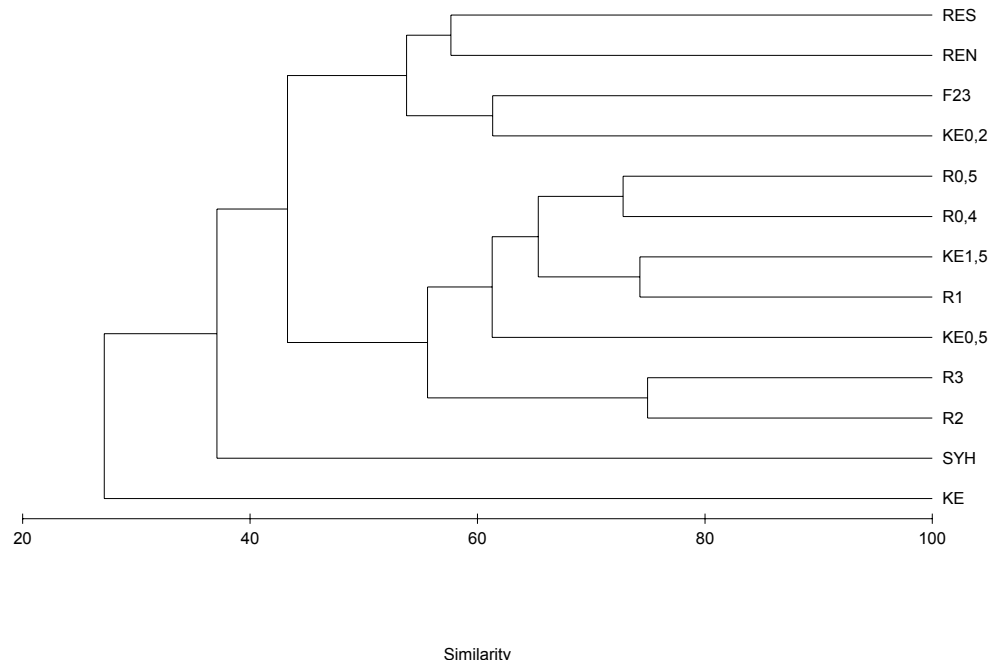


Fig. 9. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende biomassan under våren 2002. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 60 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.



Likhet mellan stationer avseende biomassa, hösten 2002

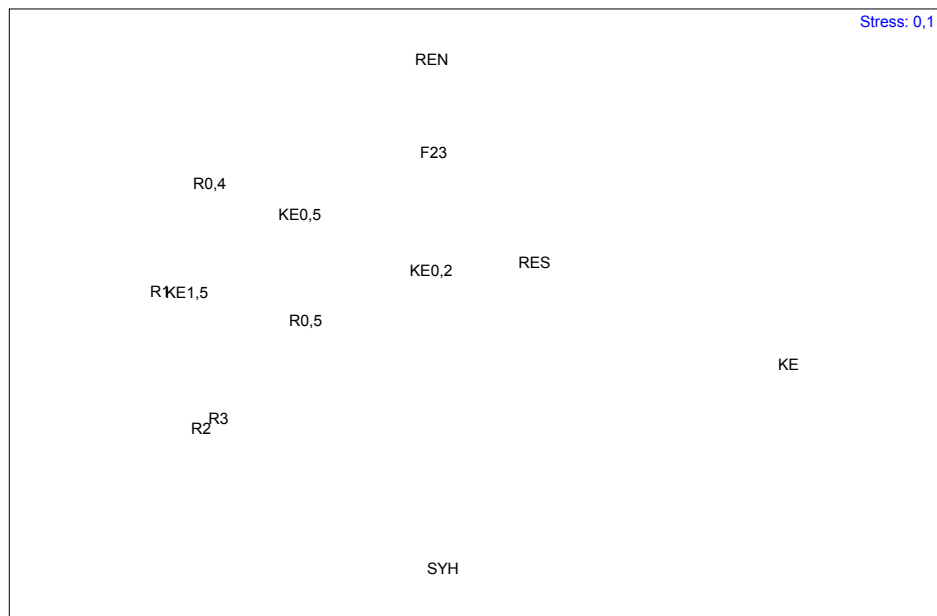
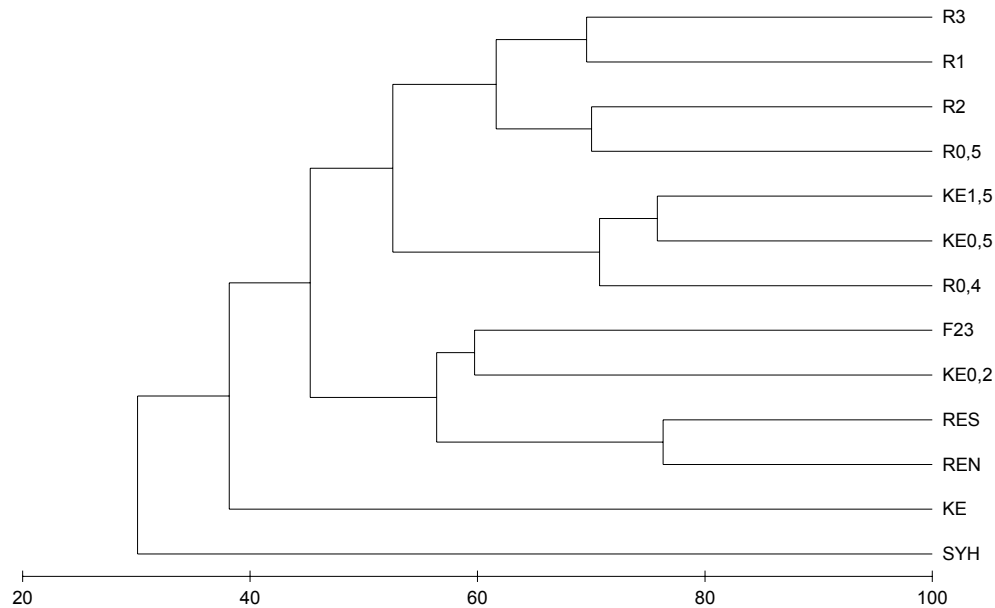


Fig. 10. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende biomassan under hösten 2002. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 60 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.



Similarity

Likhet mellan stationer avseende individtäthet, våren 2002

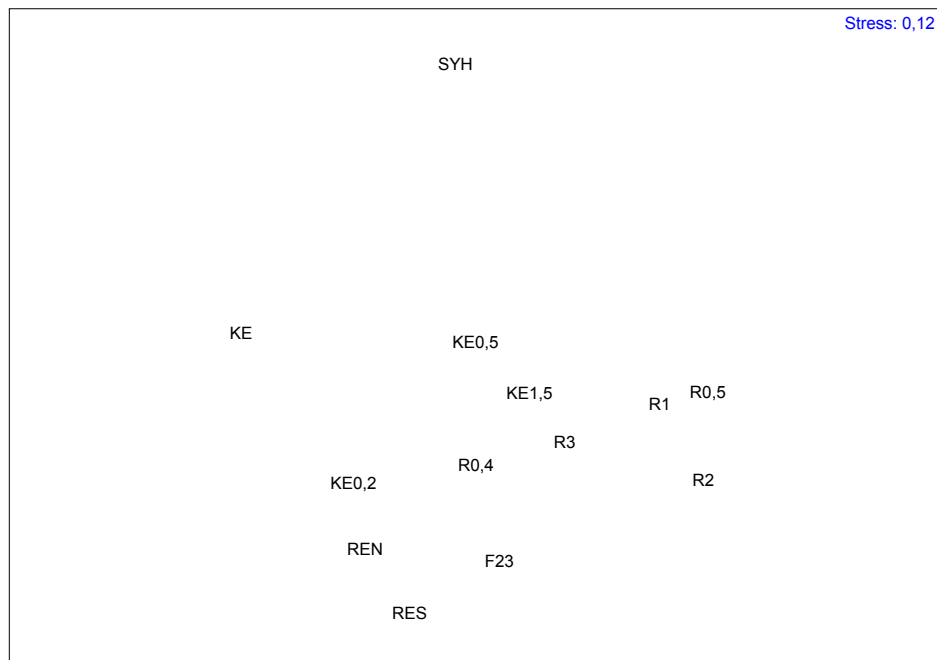
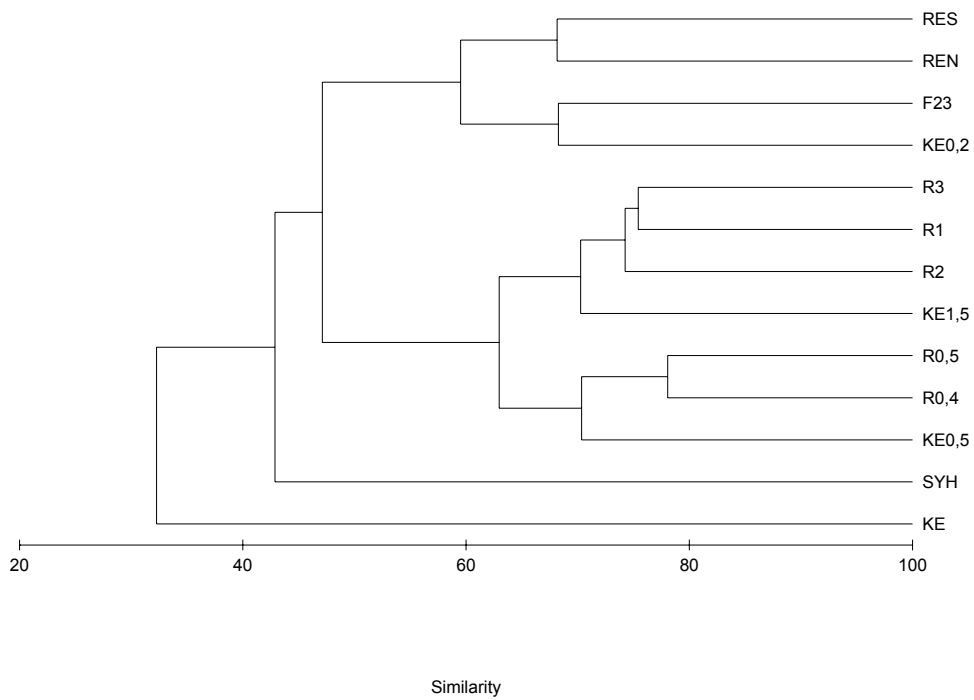


Fig. 11. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende individtätheten under våren 2002. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 60 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.



Likhet mellan stationer avseende individtäthet, hösten2002

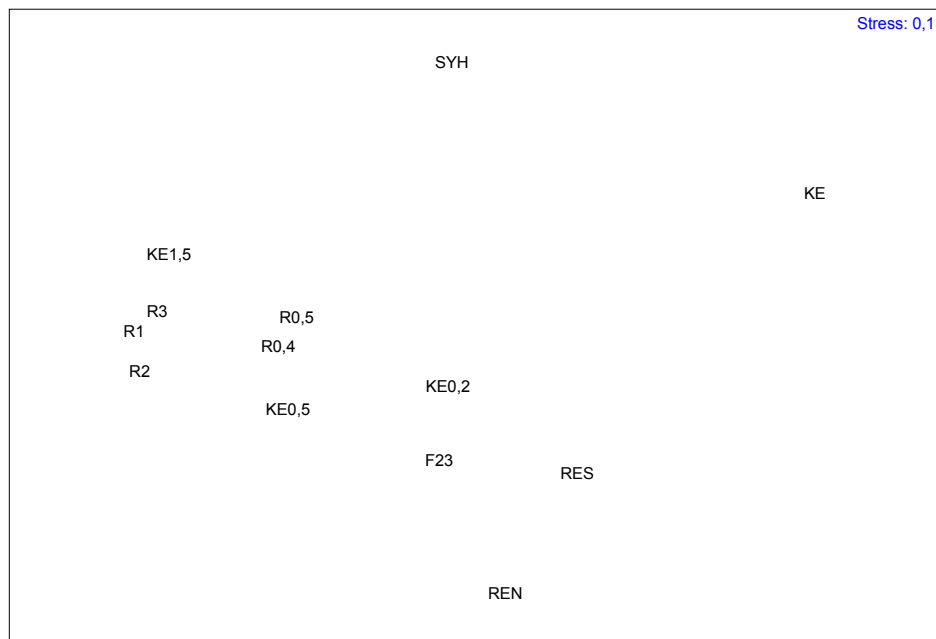


Fig. 12. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende individtätheten under hösten 2002. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 60 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.

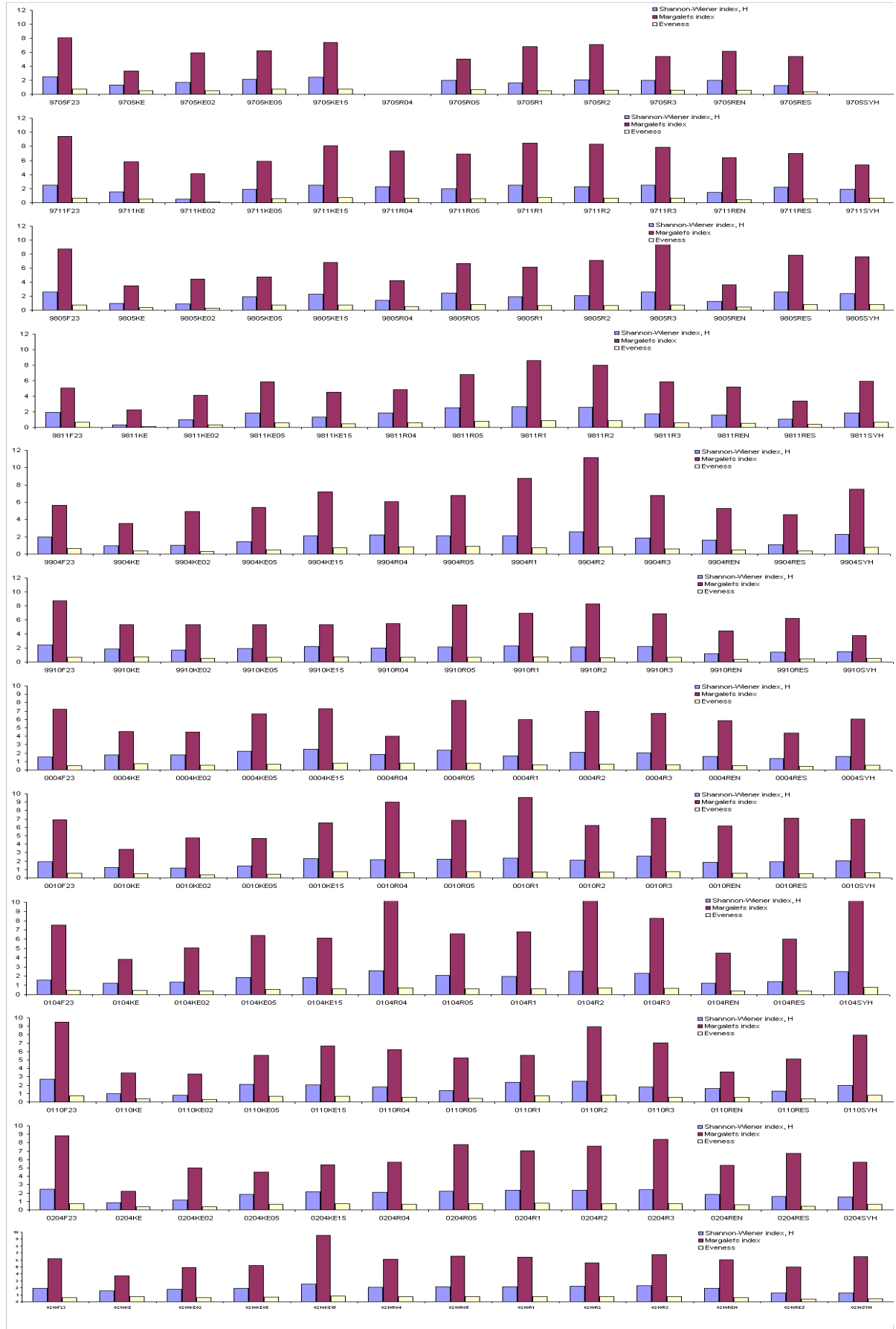


Fig. 13. Diversitetsindex för olika stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002.

Diversitetsindex

Tre olika diversitetsindex för våren och hösten under perioden 1997-2002 redovisas i figur 13.

De olika indexen ger skilda mått på biologisk mångfald. Shannon-Wieners index ger en uppfattning om arternas fördelning på den totala individtäteten, Margalefs index är ett artrikedomsindex och Evenness ger ett mått på jämnheten.

Grovt sett var bilden likartad vid de olika provtagningstillfällena. Samma stationer uppvisade oftast de högsta värdena och det omvända gäller också. Station F23, väster om Kopparverkshamnen, och stationer utanför Rååns mynningsområde uppvisade oftast de högsta värdena medan de lägsta oftast gäller station KE, i Kopparverkshamnen. Gradvis ökning av värden med avstånd till Kopparverkshamnen kunde skönjas vid de flesta tillfällena.

Generellt sett kan inga genomgripande förändringar konstateras för hela området under perioden. Under hösten 1998 var dock nivån genomgående låg och minimivärden noterades för flera stationer (F23, KE och RES). Medelvärdena för olika index var dessutom lägst för området som helhet betraktat.

Storleksfördelningar för *Terebellides stroemi*, *Abra alba* och *Macoma balthica*

I figur 14 redovisas storleksfördelningen för havsborstmasken *Terebellides stroemi* under perioden 1995-2002 på stationerna söder om Råå. Tydlig nyrekrytering inträffade under 1996 och 1997. Vid höstprovtagningen 1998 försvann däremot maskarna i det närmaste på alla stationerna då endast en mask erhöles på station R2 och tre på R3. Under hösten 1999 märks åter en kraftig nyrekrytering. Nyrekryteringar inträffade även de följande åren, 2000 och 2001. Populationerna tillväxte (försköts mot högre storlek) framförallt under åren 1995 och 1997.

Terebellides stroemi har alltså fört en ganska stabil tillvaro i undersökningsområdet under tre år, 1995-97, då även nyrekrytering och tillväxt inträffade vid flera tillfällen. Flera storleksklasser var närvarande. Under 1998 slogs populationerna ut, men återkom 1999. Under 2000 och 2001 föryngrades arten också men tillväxten var begränsad. I stort sett förekom däremot ingen nyrekrytering 2002 och arten försvann helt från två av de fem stationerna. Arten, som har bottenlevande larver, brukar förekomma relativt stabilt på mjukbottnar kring och under haloklinen (salthalssprångskiktet) längs västkusten.

I figurerna 15-17 redovisas storleksfördelningen för musslan *Abra alba* under perioden 1997-2002 på samtliga stationer inom kontrollprogrammet. Vid vårprovtagningen 1997 erhöles *Abra alba* endast i prover från stationerna R1 och RES och antalet var lågt, 19 respektive 1 individ. Vid höstprovtagningen 1997 erhöles *Abra alba* i höga antal på alla stationer utom KE, KE02 och KE05. Medelstorleken låg mellan 4,3 och 13,0 mm. Vid vårprovtagningen 1998 hade antalet *A alba* sjunkit drastiskt på samtliga stationer och till och med försvunnit på stationerna REN, R04, R05, och R1. Hösten 1998 hade musslan försvunnit på samtliga stationer i kontrollprogrammet. Under 1999, 2000 och 2001 sker åter nyrekryteringar av *Abra alba* på många stationer. Hösten 2001 försvann *Abra alba* åter från stationerna söder om Råå och återkom endast på en station under 2002, varefter den helt försvann.

Abra alba nyetablerades i undersökningsområdet under de första åren och tillväxte. Under 1998 slogs populationerna ut. Under tre år, 1999-2001, återkoloniserade arten området men försvann i det närmaste under hösten 2001. Arten observerades inte på någon station under hösten 2002. Arten, som har pelagisk larvutveckling, brukar variera kraftigt på mjukbottnar kring haloklinen. I Laholmsbukten slås arten ibland ut vid syrebrist och bör anses som känslig.

I figurerna 18-20 redovisas storleksfördelningen för musslan *Macoma balthica* under perioden 1997-2002 på samtliga stationer inom kontrollprogrammet. I proverna varierar storleken hos *Macoma balthica* från 1mm till 21mm. Antalet musslor i proverna är lågt men viss nyrekrytering kan skönjas på vissa stationer under den studerade perioden. Under 2001 var detta tydligt på stationerna REN och R04, och under 2002 på REN och RES. *Macoma balthica* har funnits glest men ganska stabilt i undersökningsområdet under hela perioden 1997-2002. Arten har pelagisk larvutveckling men brukar förekomma tämligen stabilt på olika botten typer ner till haloklinen. Sammantaget uppvisar populationerna för *Terebellides stroemi* och *Abra alba* ett likartat förändringsmönster under perioden 1997-2001, trots att arterna skiljer sig helt avseende larvtyp. Nyrekrytering inträffade 1997, 1999, 2000 och 2001 båda arterna försvann i det närmaste under höstarna 1998 och 2002. *Macoma balthica* har däremot förekommit glest och uppvisat nyrekrytering på vissa stationer under alla de sju åren.

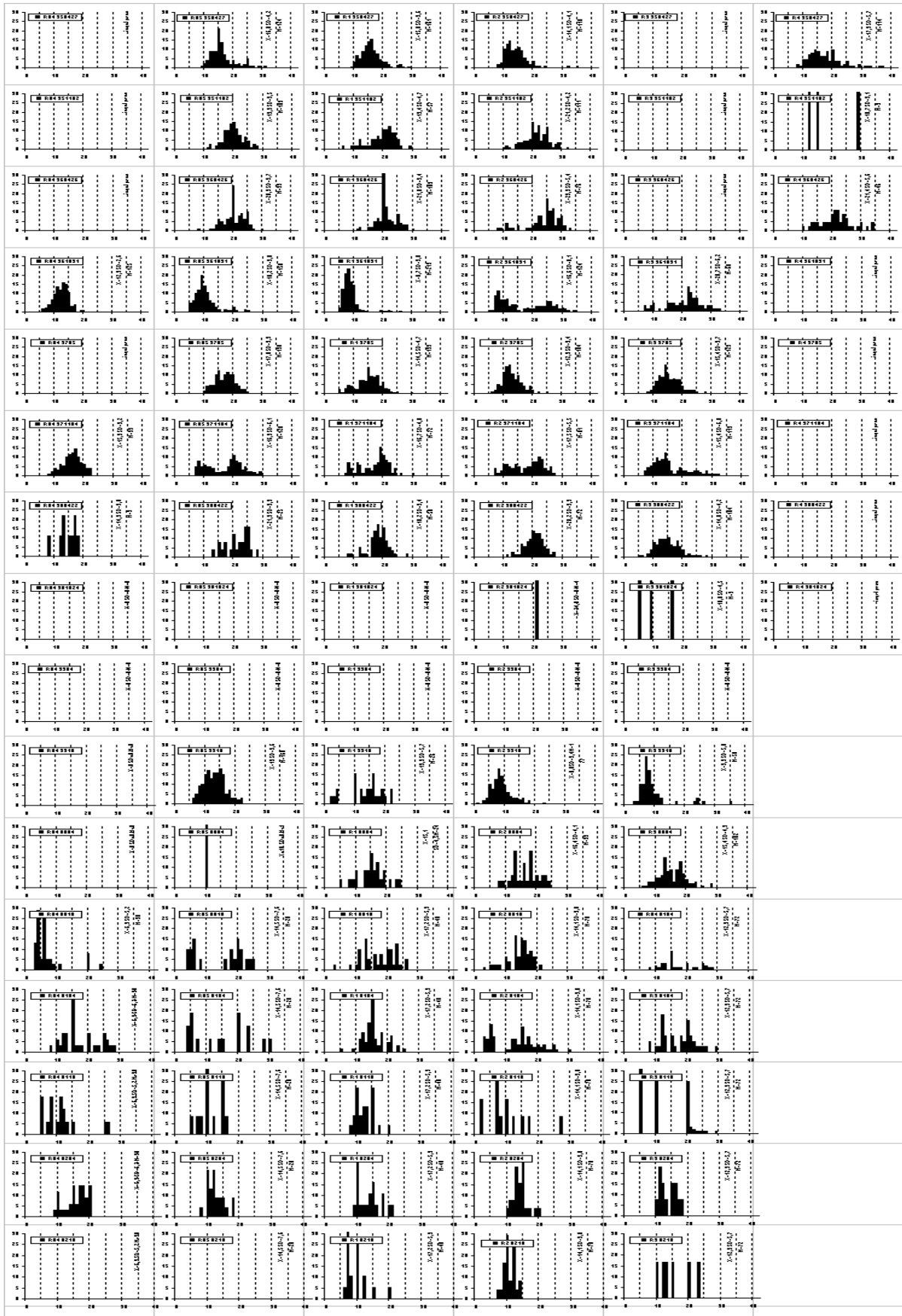


Fig. 14. Storleksfördelningar (%) för *Terebellides stroemi* på stationer söder om Råås mynning (R0.4, R0.5, R1, R2 och R3) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. (Ingen provtagning på station R4 fr.o.m. 1997).

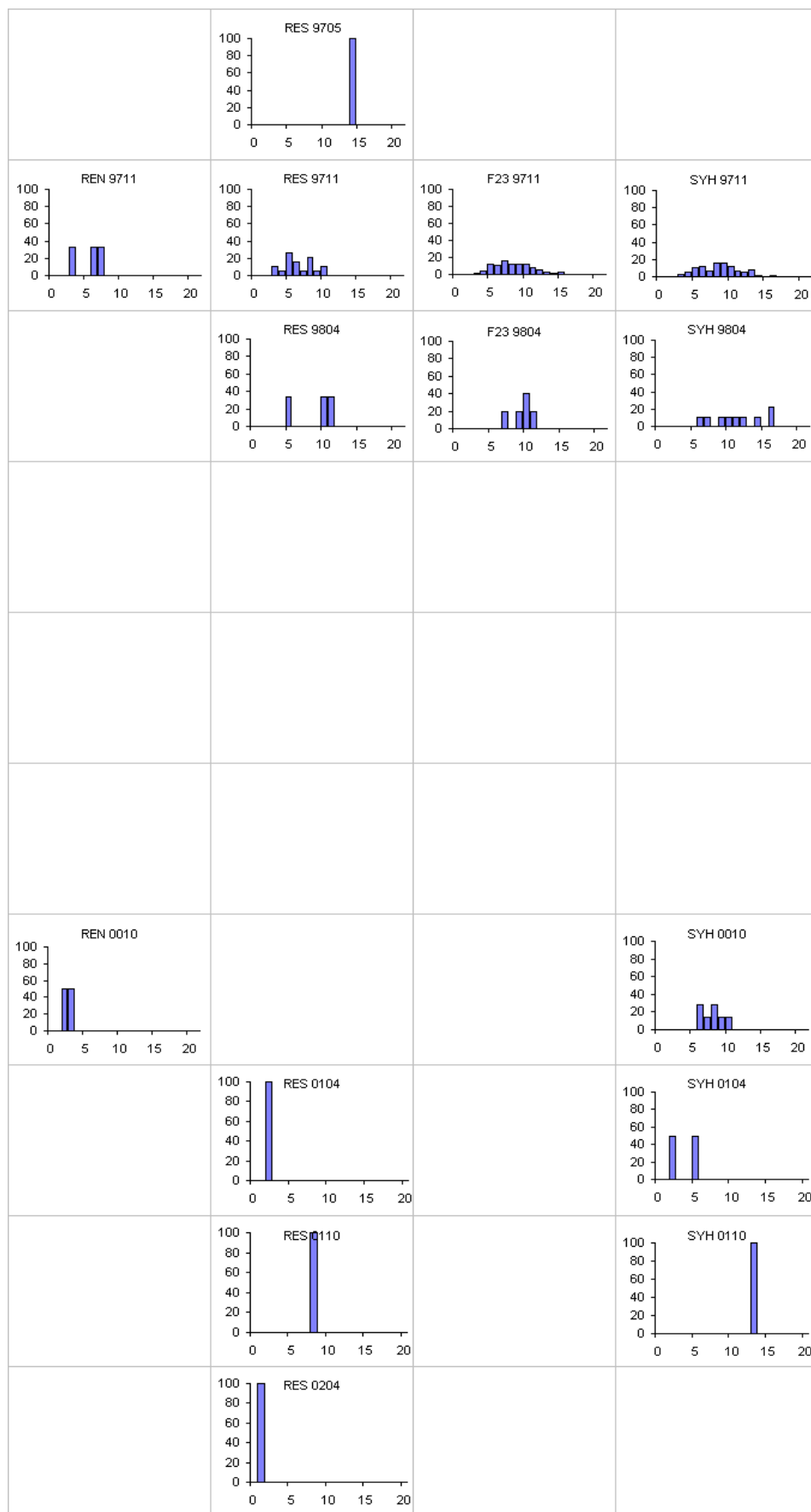


Fig. 15. Storleksfördelningar för *Abra alba* på stationer utanför reningsverket (REN och RES), väster om Kopperverkshamnen (F23) och i Sydhamnen (SYH) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002.

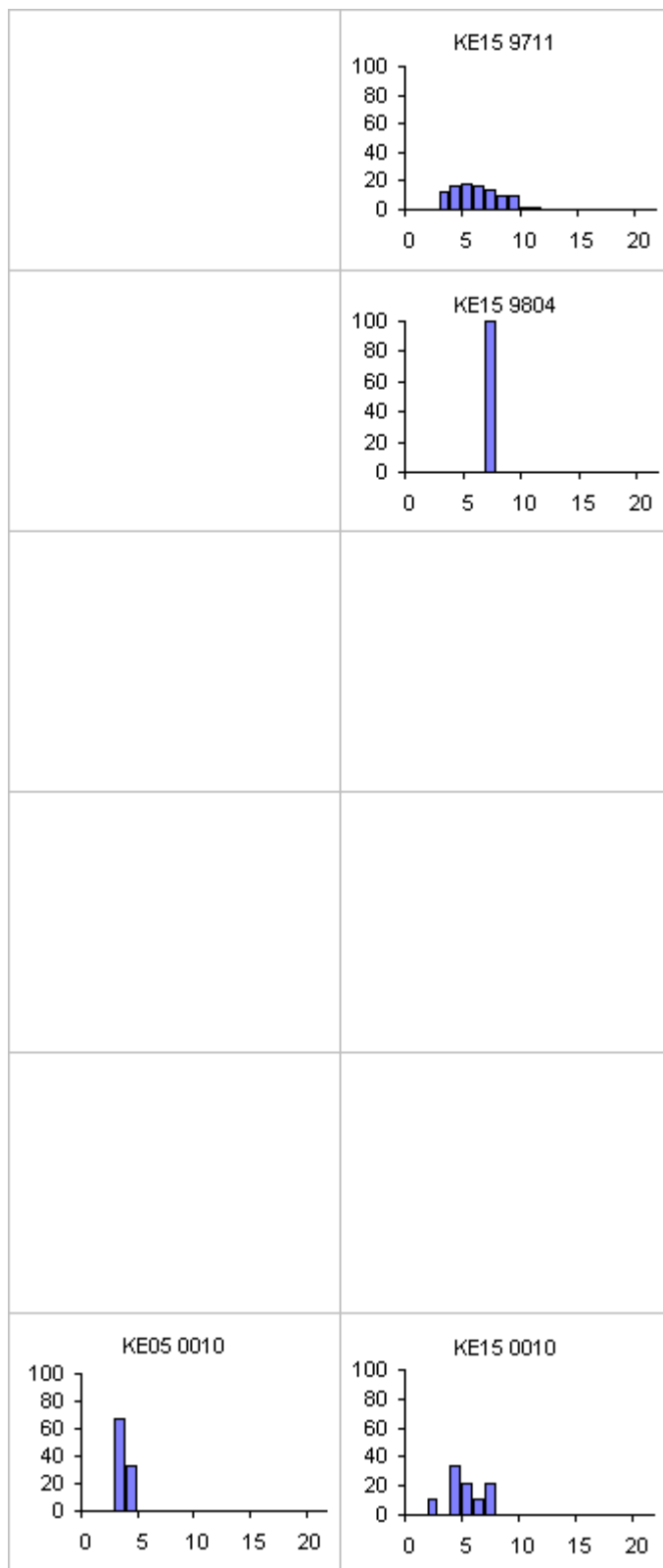


Fig. 16. Storleksfördelningar (%) för *Abra alba* på stationer utanför Kopparverkshamnen (KE0.5 och KE1.5) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002.

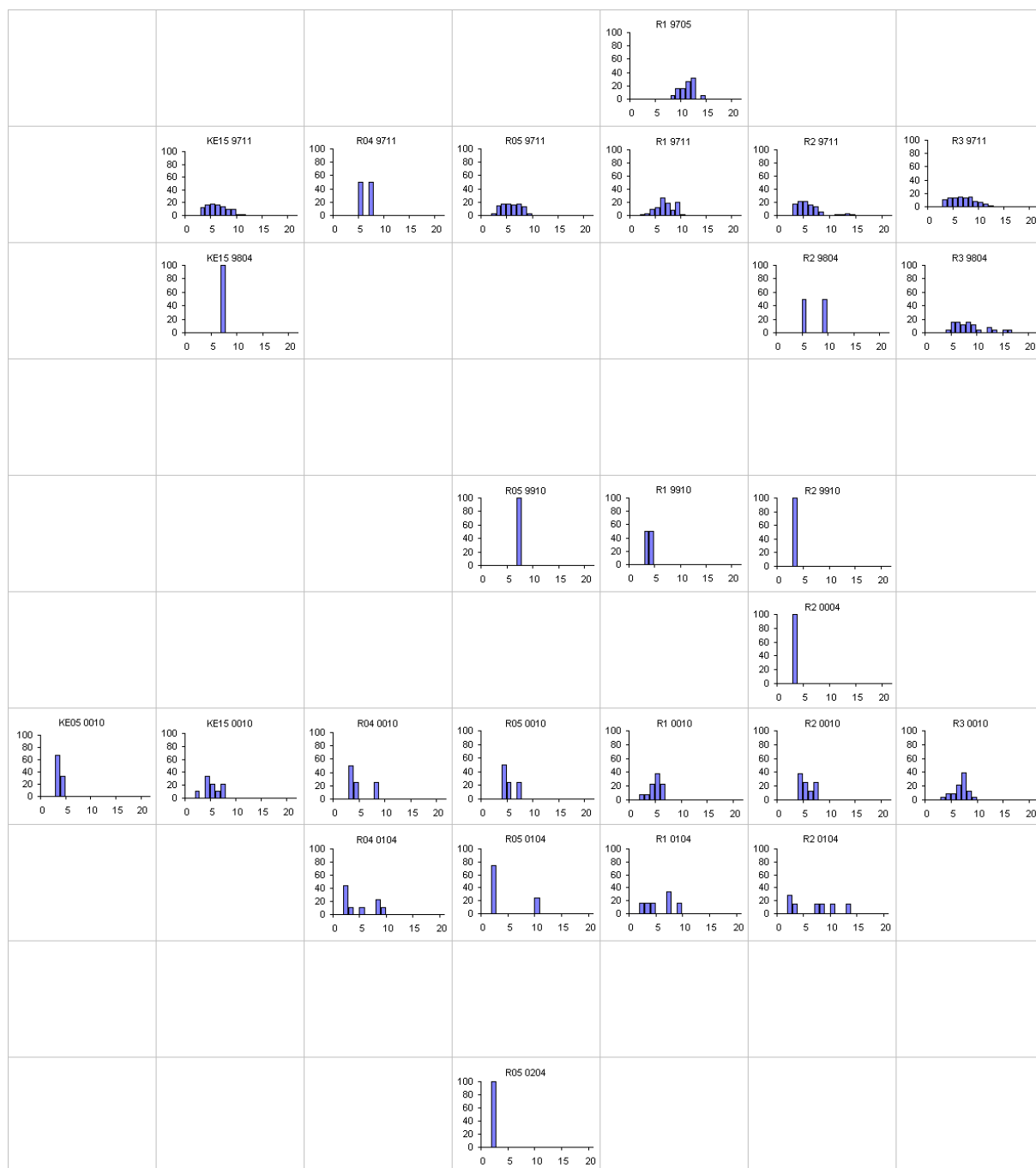


Fig. 17. Storleksfördelningar (%) för *Abra alba* på stationer söder om Rååns mynning (R0.4, R0.5, R1, R2 och R3) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002.

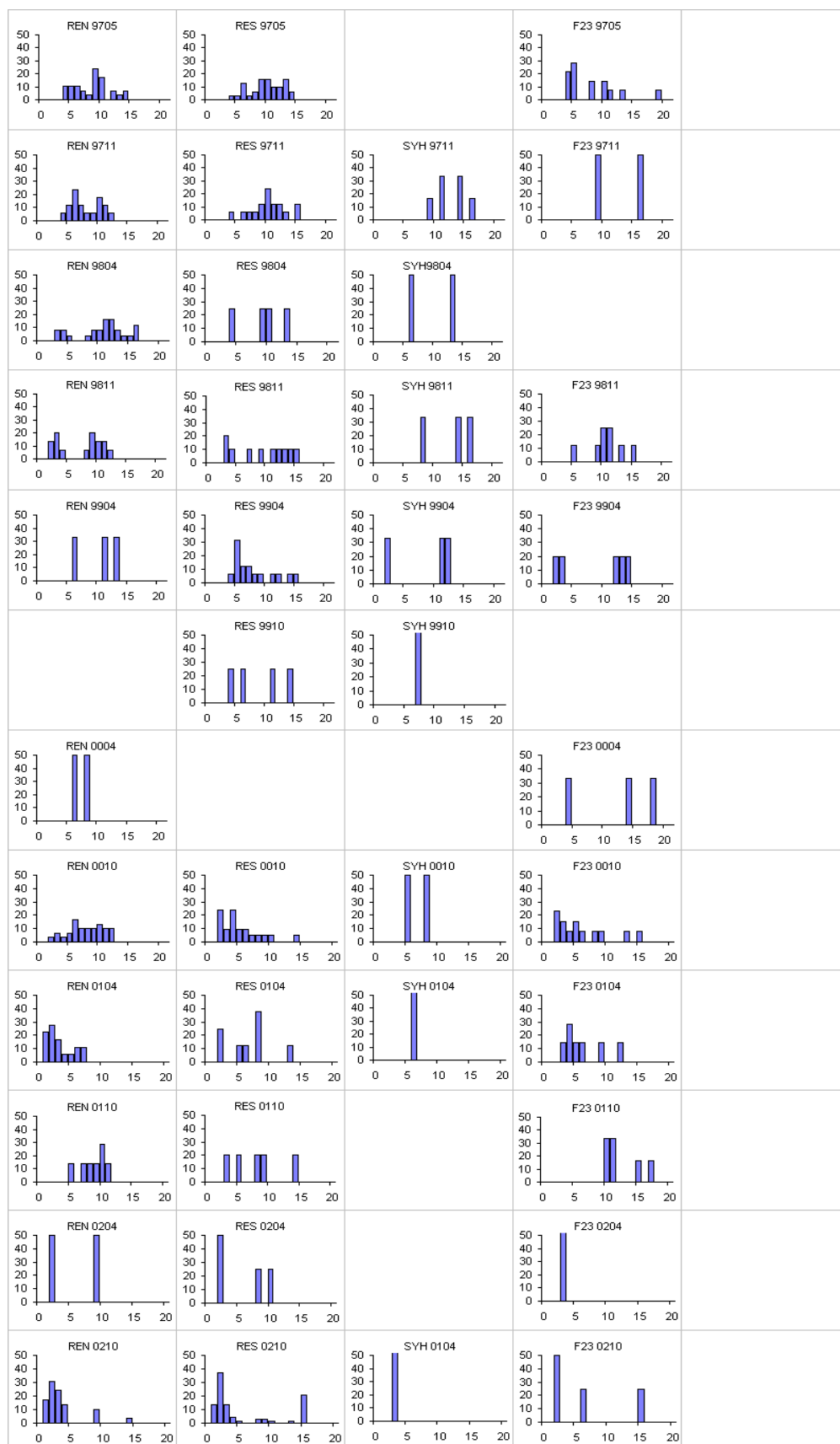


Fig. 18. Storleksfördelningar (%) för *Macoma balthica* på stationer utanför reningsverket (REN och RES) i Sydhamnen (SYH) och väster om Kopparverkshamnen (F23) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002.

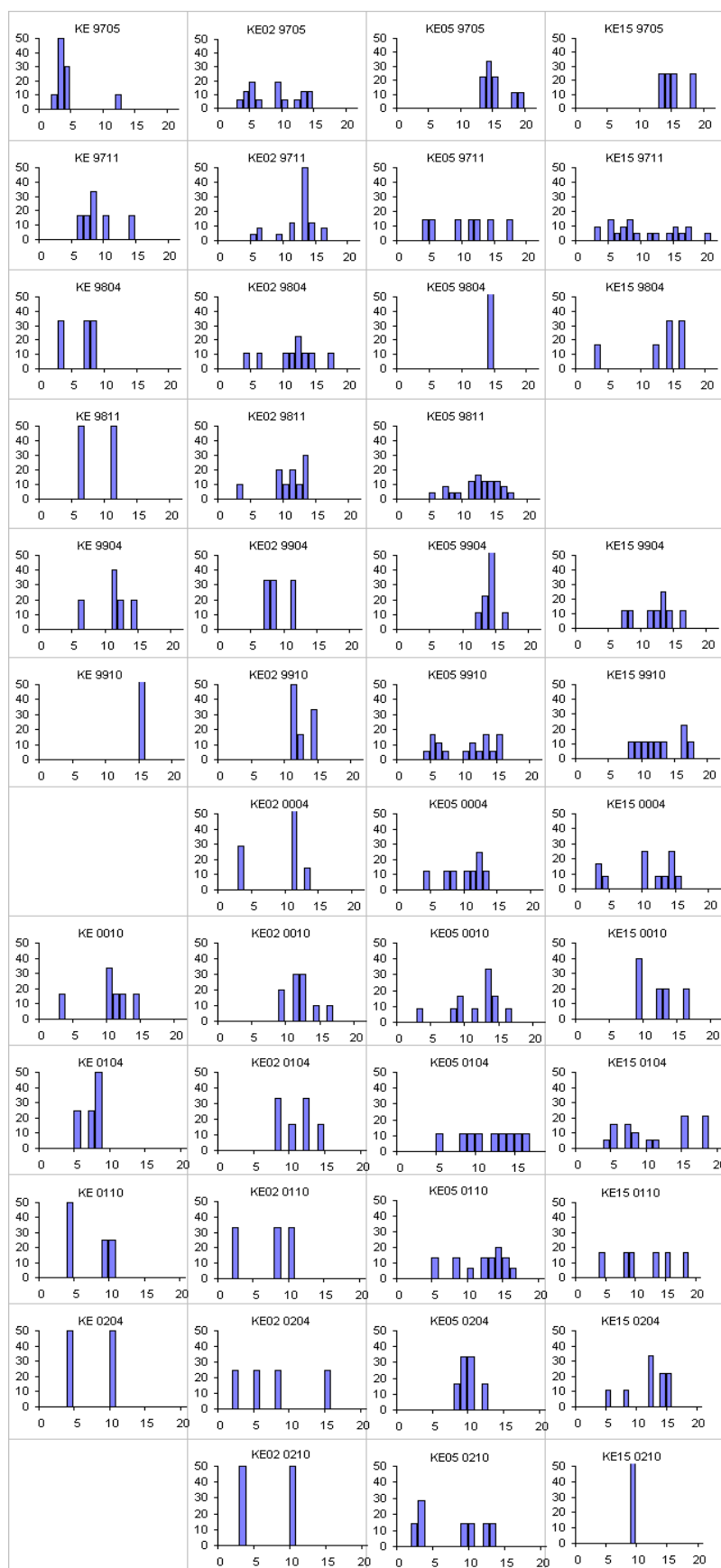


Fig. 19. Storleksfördelningar (%) för *Macoma balthica* på stationer i och utanför Kopparverkshamnen (KE, KE0.2, KE0.5 och KE1.5) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002.

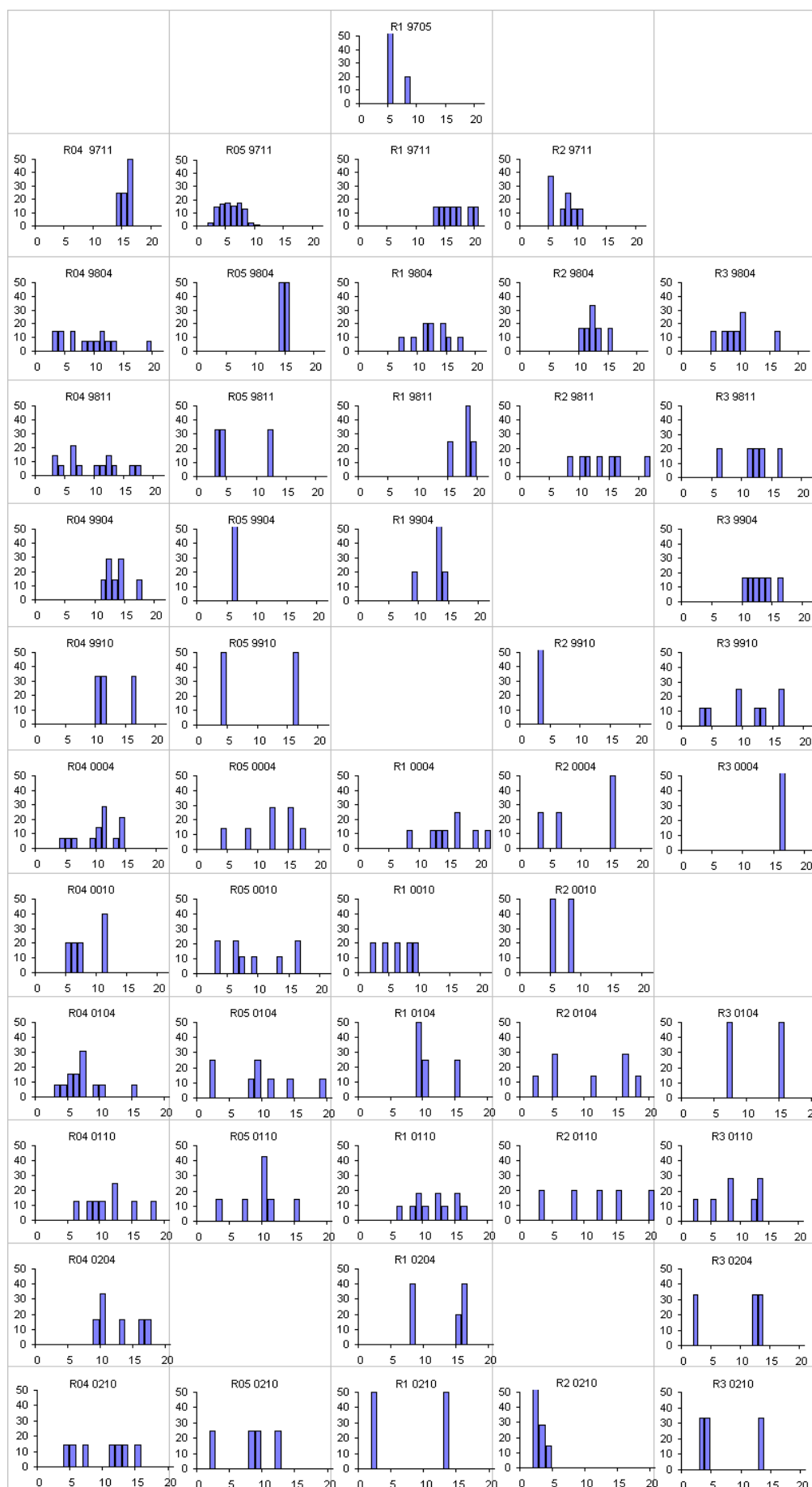


Fig. 20. Storleksfördelningar för *Macoma balthica* på stationer söder om Råå (R0.4, R0.5, R1, R2 och R3) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2002.

Artsammansättning

Faunastrukturen på de 13 stationerna har inte förändrats storskaligt sedan 1998 när det gäller de grundläggande elementen (Tab. 4). På de flesta stationerna fanns samma slag av födogrupper och grupper av indikatorarter. Denna struktur har varit ungefär densamma under de åtta år som undersökningarna pågått och ger en antydning om att speciella betingelser råder på en viss station, vilket ger upphov till en särskild fauna.

De två vanliga depositionsätande arterna, musslan *Abra alba* och havsborstmasken *Terebellides stroemi*, som nästan försvann från hela undersökningsområdet 1998 men gradvis kom tillbaka 1999-2001 försvann nästan helt 2002. *Abra alba*, som har pelagiska larver, är känd för att variera kraftigt mellan år och detta har också varit fallet i undersökningsområdet. *Terebellides stroemi*, som har bottenlevande larver, har däremot haft en stabil förekomst sedan undersökningarna började 1995 och fram till hösten 1998. Tre andra arter som också gick starkt tillbaka 1998, havsborstmaskarna *Nephtys hombergii* och *Heteromastus filiformis* samt kräftdjuret *Diastylis rathkei*, har heller inte återtagit ställningarna sedan nedgången 1998. Det är alltså främst Grupp II, som är depositionsätare, som mera långsiktigt gått tillbaka på flertalet stationer.

Grupp III, suspensionsätare, gick framåt på tre stationer (F23 och RES och REN) under 2002. Denna grupp har tidigare haft relativt stor betydelse 1 till 4 stationer.

Grupp IV, kraftig dominans av snäckor ur släktet *Hydrobia*, minskade genomgående i betydelse. Under 1998 fanns dessa kraftigt representerade på 8 stationer, under 1999-2000 på 4-6 stationer. Under 2001 dominerade snäckorna på 7 stationer och under 2002 på 3 stationer.

Grupp V, arter karakteristiska för organiskt belastade sediment, var tämligen oförändrad sedan 2001, men ökade 2002 i betydelse på stationerna KE och KE0.2, i och strax utanför Kopparverkshamnen.

Grupp VI, den stresstoleranta indikatorarten *Hediste diversicolor*, var tämligen oförändrad sedan 2001. *Hediste* har gått genomgående framåt under perioden 1995-2002.

Under flertalet år har enstaka arter av rovdjur (Nemertini, *Pholoe cf. baltica*, *Phyllodoce groenlandica*, *Priapulus caudatus*, *Halicryptus spinulosus*, *Retusa obtusa* och *Hinia reticulata*) funnits i viss omfattning. Dessa arter, som var mycket svagt representerade i 1999 och 2000 års prover, uteblev nästan helt under 2001 och var tämligen ovanliga 2002.

Två arter som troligen kan betraktas som föroreningsindikatorer, *Ampharete baltica* och *Polydora quadrilobata*, har varit starkt representerade på många stationer 1999-2000. Under 2001 gällde detta framförallt *Ampharete baltica*. Under 2002 var båda dessa arter relativt svagt representerade.

Den största förändringen i artsammansättning 1999-2001 har noterats på station F23, väster om Kopparverkshamnen. Här har grupp III försvunnit medan grupp V ökat i betydelse och grupp VI tillkommit, vilket indikerat försämrade förhållanden. Under 2002 noterades en viss återgång till bättre förhållanden med tanke på ökning av grupp III och minskning av grupp V.

Tabell 4. Vanligare taxa (täthet >50 individer per m² på någon av stationerna) på de 13 stationerna vid provtagningen i oktober/november 2003 inom Helsingborgs kustkontrollprogram. Värdet efter stationsbeteckningen anger procentuell organisk halt (glödförlust).

Station R0.4 (3,6-1997)	Station R0.5 (7,7)	Station R1 (6,5-1997)	Station R2 (5,9-1996)	Station R3 (5,3)
I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>M balthica</i> (i sd p)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>M balthica</i> (i sd p)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)
<i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b) <i>M edulis</i> (y s p)	<i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b) <i>M edulis</i> (y s p)	<i>M bidentata</i> (i d b) <i>T multisetosa</i> (i d p) <i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b)	<i>M bidentata</i> (i d b) <i>T multisetosa</i> (i d p) <i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>Nematoda</i> (i d b)	<i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>M bidentata</i> (i d b) <i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b) <i>D rathkei</i> (y d b) <i>P femorata</i> (y d b) <i>Nematoda</i> (i d b)
Station KE1.5 (10,6)	Station KE0.5 (2,5)	Station KE0.2 (3,1)	Station KE (3,7)	Station F23 (2,1)
I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>M balthica</i> (i sd p)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)	<i>Hydrobia sp</i> (y d p)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>S armiger</i> (i d b)
<i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>Nematoda</i> (i d b)	<i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b)	IV. Kraftig dominans i täthet av <i>Hydrobia</i> (51%) VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b) V. Organiskt djupsediment <i>C capitata</i> (i d b) <i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b) <i>A baltica</i> (i d b) <i>M edulis</i> (y s p) <i>M arenaria</i> (i s p)	VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b) V. Organiskt djupsediment <i>C capitata</i> (i d b) <i>Oligochaeta</i> (i d b)	III. Suspensionsätare <i>M edulis</i> (y s p) <i>M arenaria</i> (i s p) <i>C glaucum</i> (y s p) VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b) <i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b) <i>E longa</i> (y r p) <i>N longosetosa</i> (y r p)
Station RES (8,4)	Station REN (3,4-1996)	Station SYH (10,7)		
I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>M balthica</i> (i sd p) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>M balthica</i> (i sd p) <i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>S armiger</i> (i d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)		
III. Suspensionsätare <i>M arenaria</i> (i s p) <i>C glaucum</i> (y s p)	III. Suspensionsätare <i>M edulis</i> (y s p) <i>M arenaria</i> (i s p) <i>C glaucum</i> (y s p)			
IV. Kraftig dominans i täthet av <i>Hydrobia</i> (43%)	IV. Kraftig dominans i täthet av <i>Hydrobia</i> (37%)			
V. Organiskt djupsediment <i>Oligochaeta</i> (i d b)	V. Organiskt djupsediment <i>Oligochaeta</i> (i d b)	V. Organiskt djupsediment <i>C capitata</i> (i d b)		
VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b)	VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b)	<i>T multisetosa</i> (i d p)		
<i>H reticulata</i> (y r p)	<i>Gammarus sp</i> (y d b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b) <i>C crangon</i> (y r p) <i>S subtruncata</i> (y s p)			

Förkortningar Första bokstaven inom parentes: i=lever nere i sedimentet, y= lever ovanpå sedimentytan
Andra bokstaven inom parentes: d=depositionsätare (herbivor), s=suspensionsätare, r=rovdjur
Tredje bokstaven inom parentes: b=bottenlevande larv, p=pelagisk larv.

Amerikansk havsborstmask för första gången längs Helsingborgskusten

Årets stora händelse inträffade i oktober 2002 då den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria viridis* för första gången påträffades längs Helsingborgskusten. Ett exemplar vardera fanns i proverna från station KE inne i Kopparverkshamnen och station KE0.2 i mynningen till denna hamn. Detta kan vara ett mycket negativt tecken och skulle arten få rejält fotfäste, som i baltiska estuarier, är den ursprungliga faunan hotad (Persson 1994). Fynden, som är de nordligaste längs svenska västkusten, kommer att föranleda en utökad studie på grunt vatten längs Helsingborgskusten under 2003.

Marenzelleria spreds troligen med ballastvatten till Östersjön under mitten av 1980-talet och etablerade sig starkt i estuarier, där den numera dominerar faunan. Arten har också spridits till svenska Östersjöskusten och i Bottenviken, där den tycks öka. I Öresund påträffades *Marenzelleria* för första gången 1996 med några enstaka exemplar på mycket grunt vatten (0,5-2 m) upp till Barsebäck (SEMAC 1996). 1998 påträffades ett exemplar på 10 meters djup vid Skanör (SEMAC 1998).

Provtagning på djupa stationer inom Helsingborgs kustvatten

Under hösten 2002, togs åter prover på två djupa stationer (28 m), P4 och HA. Dessa stationer har en särskilt intressant fauna. Station P4 ingår i det nybildade Knähakenreservatet (februari 2001) utanför Råå och södra delarna av Helsingborg (Göransson & Karlsson 1998a, b). HA ligger rakt utanför Fortuna och hyser det numera ovanliga *Haploops*-samhället (Göransson 1999c, Göransson 2001). Proverna från dessa stationer analyserades endast summariskt men resultaten tydde inte på att några kraftiga effekter av syrebrist hade drabbat faunan. Proverna har arkiverats för att analyseras noggrannare senare.

Med tanke på den ovanligt kraftiga och långvariga syrebristen under hösten 2002 hölls skärpt uppmärksamhet på de stora djuren vid Knähaken under de många informationsturer med skolorna. Glädjande nog hittades endast några få döda eremitkräftor och troligen har större delen av faunan klarat syrebristen.

Faunastruktur

Arterna har än en gång grupperats på olika sätt med tanke på levnadssätt för att få en uppfattning om de observerade förändringarna kunde knytas till något speciellt levnadsmönster. Resultaten kan ge indikationer på vad som orsakat förändringarna. Om man ställer förändringar i relation till individtätheter bör man ha i åtanke att tusensäckorna, *Hydrobia*, dominerar på många stationer och därför betyder mycket för helheten.

Födogrupper

Om man utgår från individtätheten tycks endast smärre förändringar av andelen depositionsätare ha skett på de flesta stationerna under perioden 1995-2002 (Fig. 21). Resultaten för 2002 kan betraktas som relativt normala, möjligen med undantag för ovanligt höga andelar på stationerna KE1.5, R1 och R3 samt låg andel på F23. Andelen depositionsätare har varit genomgående hög, vilket långsiktigt tyder på kraftig organisk belastning i hela undersökningsområdet (Pearson & Rosenberg 1978).

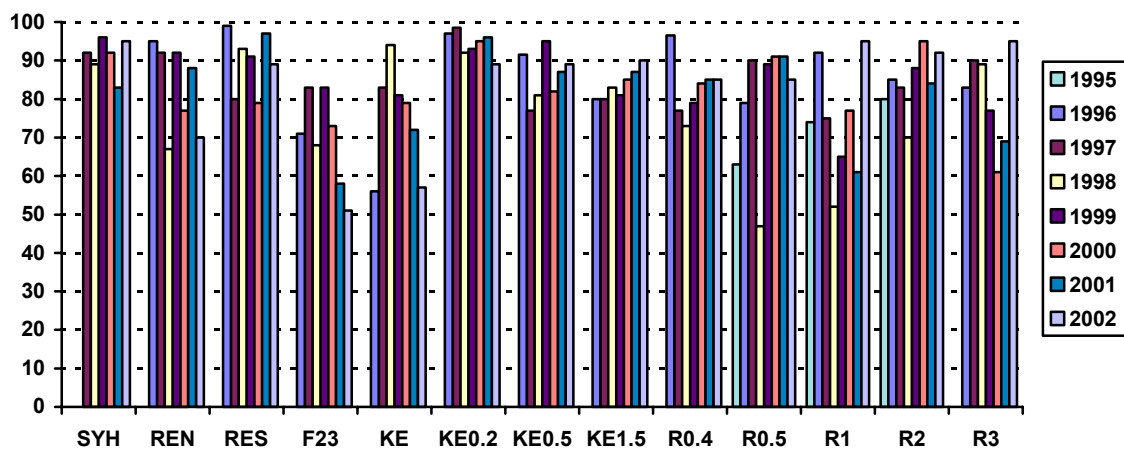


Fig. 21. Procentuell andel av individtätheten av depositionsätare under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Andelen suspensionsätare (filtrerare) har varierat betydligt mera än depositionsätarna (Fig. 22). Förändringar kan bero på storleken av den organiska belastningen. Vid mycket hög belastning är andelen suspensionsätare låg enligt Pearson-Rosenbergs modell. Vid ökande belastning från en låg utgångsnivå stiger däremot denna andel.

Resultaten för 2002 pekar på höga andelar suspensionsätare på stationerna RES, F23 och KE0.2 samt låga andelar på KE1.5, R1, R2 och R3.

Stationerna skiljer sig väsentligt under hela perioden 1995-2002. Främst avviker stationen i Sydhamnen och stationer i och strax utanför Kopparverkshamnen med låga andelar suspensionsätare. Detta kan bero på de jämförelsevis skyddade lägena i hamnarna, med lägre strömhastighet, vilket kan vara ogynnsamt för suspensionsätare.

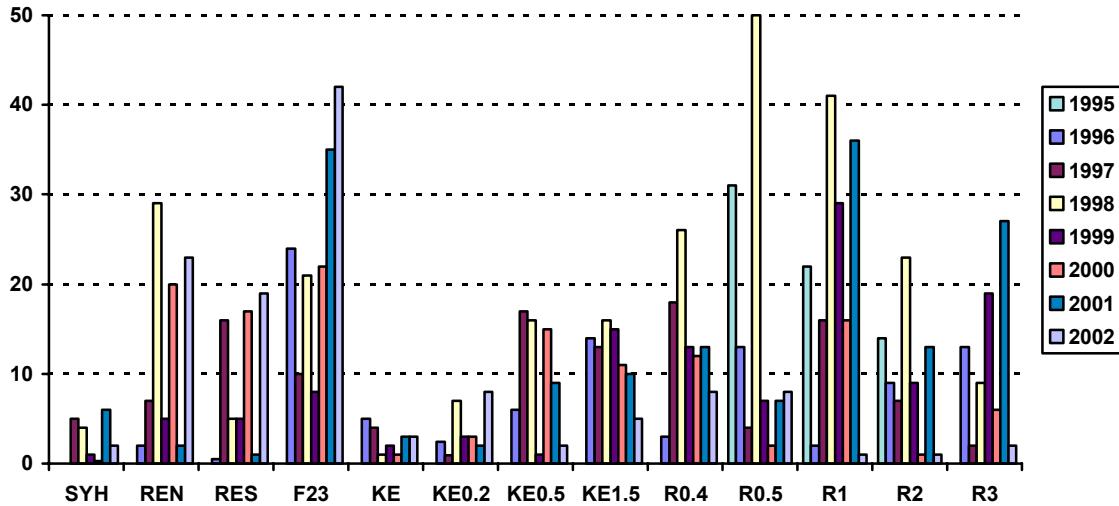


Fig. 22. Procentuell andel av individtäteten av suspensionsätare under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Andelen rovdjur har varit relativt låg och varierat ganska mycket under perioden 1995-2002 (Fig. 23). Högst andelar har noterats inne i Kopparverkshamnen och här är det främst tal om en enda art, *Hediste diversicolor*. Strax utanför hamnen, på station KE0.2, har däremot jämförelsevis låga andelar rovdjur noterats under perioden som helhet betraktad. Ingen genomgående förändring kunde noteras 2002.

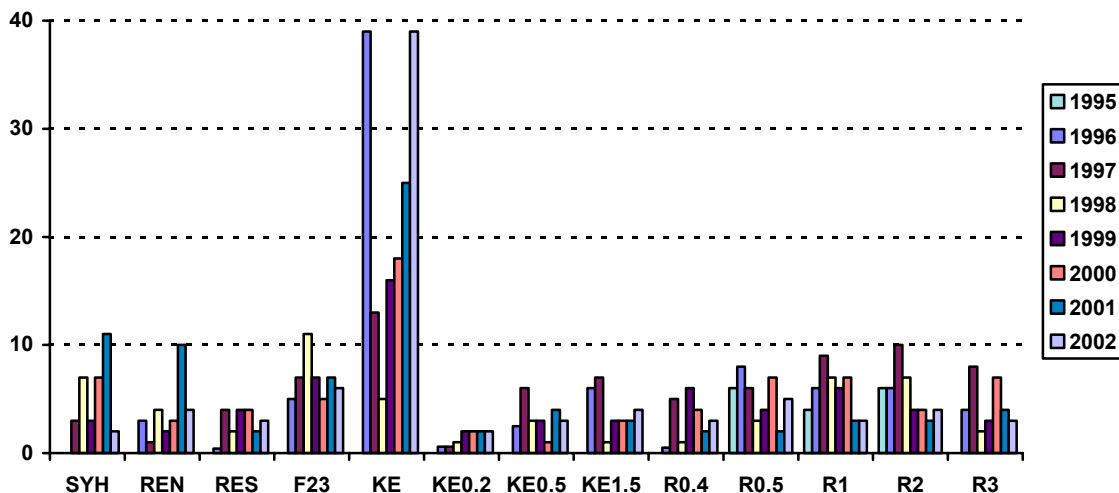


Fig. 23. Procentuell andel av individtäteten av rovdjur under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Larvutveckling

När det gäller arter med olika larvtyp har endast indelning skett i arter med pelagiska larver (planktotrof larv) och arter med huvudsakligen bottenlevande larvstadium (lecitotrof larv). Andelen av bottenlevande larver har varierat men nivån kan allmänt anses som hög för hela området (Fig. 24). Inga tydliga skillnader kan skönjas mellan olika stationer. Något tydligt mönster verkar inte heller finnas för hela perioden 1995-2002, även om relativt höga andelar noterats på många stationer under de sista 4 åren och särskilt 2002.

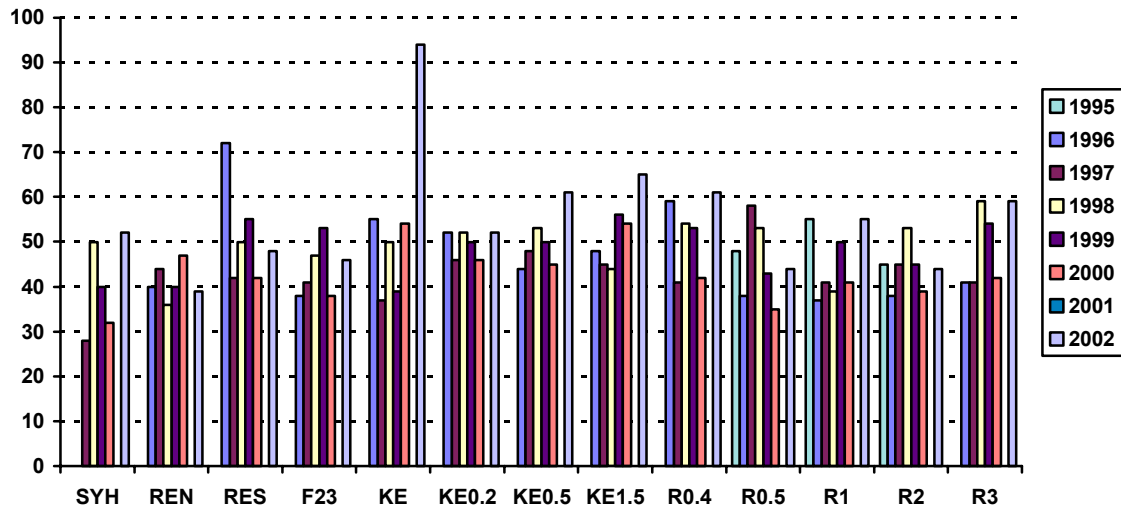


Fig. 24. Procentuell andel arter med bottenlevande larver på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram under hösten 1995-2002.

Levnadssätt i förhållande till bottenytan

Levnadssättet i förhållande till bottenytan kan säga en del om syreförhållandena i sedimentet (Fig. 25). En rik representation för arter som ligger nergrävda kan tyda på tillfredsställande förhållanden. En klar dominans av arter som lever på sedimentytan och samtidig avsaknad av nergrävda arter kan antyda dålig syresättning i sedimentet.

De arter i området som lever en bit ner i botten är *Heteromastus filiformis*, *Scoloplos armiger*, *Brada villosa*, *Scalibregma inflatum*, *Terebellides stroemi*, *Pectinaria koreni*, *Abra alba*, *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria*, *Macoma balthica* och *Macoma calcarea*.

Sedan nedgången 1998 har andelen nergrävda arter åter ökat på flertalet stationer 1999-2002. Under 2002 noterades periodens högsta värden för 5 av de 13 stationerna inom kontrollprogrammet.

Under perioden 1995-2001 skiljer sig framförallt fyra stationer (REN, RES, KE och KE0.2) från de övriga med genomgående lägre andelar nergrävda arter.

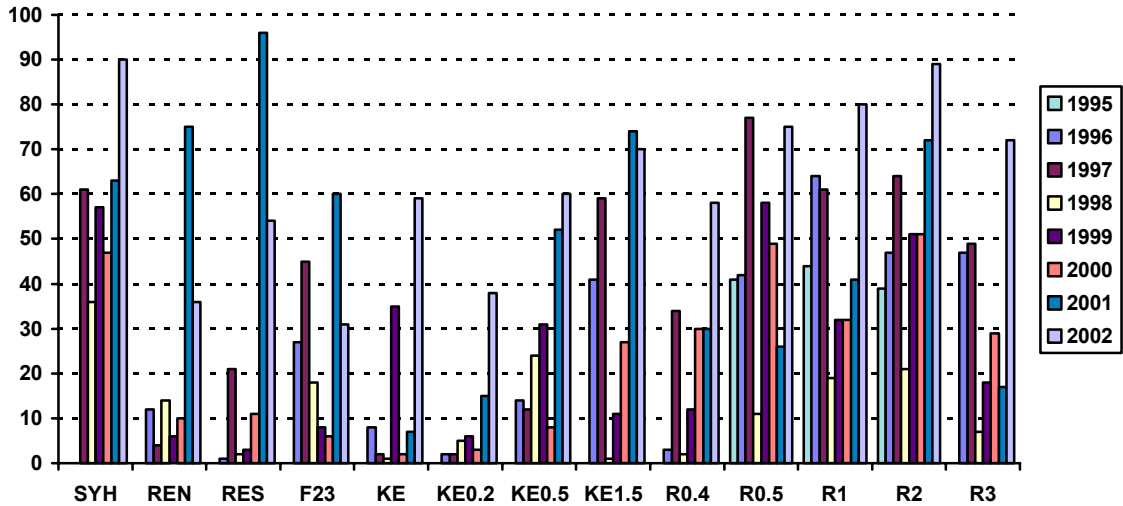


Fig. 25. Procentuell andel av individtätheten av arter som lever nergrävda i botten. Provtagning under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Arter som är känsliga för syrebrist

Av de arter som förekommit i undersökningsområdet under de olika åren finns några som vid andra undersökningar konstaterats som särskilt känsliga för syrebrist (Henriksson 1969, Diaz & Rosenberg 1995, Hagerman 1998).

Relativt känsliga kan följande arter anses. Havsborstmaskarna *Nephtys ciliata*, *Terebellides stroemi* och *Euchone papillosa*, musslorna *Abra alba* och *Macoma calcarea* samt kräftdjuren *Diastylis rathkei*, *Crangon crangon* och *Carcinus maenas*. Dessa arter har förekommit i varierande antal men nådde minima på knappt hälften (6) av stationerna under hösten 1998 (Fig. 26). Flera minima (4) noterades även under 2001. Sedan nedgången 1998 har andelen känsliga arter åter ökat på flertalet stationer 1999-2000. För 2001 noteras åter en minskning på flera stationer och för 2002 noteras minimivärden för nästan hälften (6) av de 13 stationerna. Under hela perioden 1995-2002 skiljer sig framförallt två stationer (KE och KE0.2) från de övriga med genomgående lägre andelar känsliga arter.

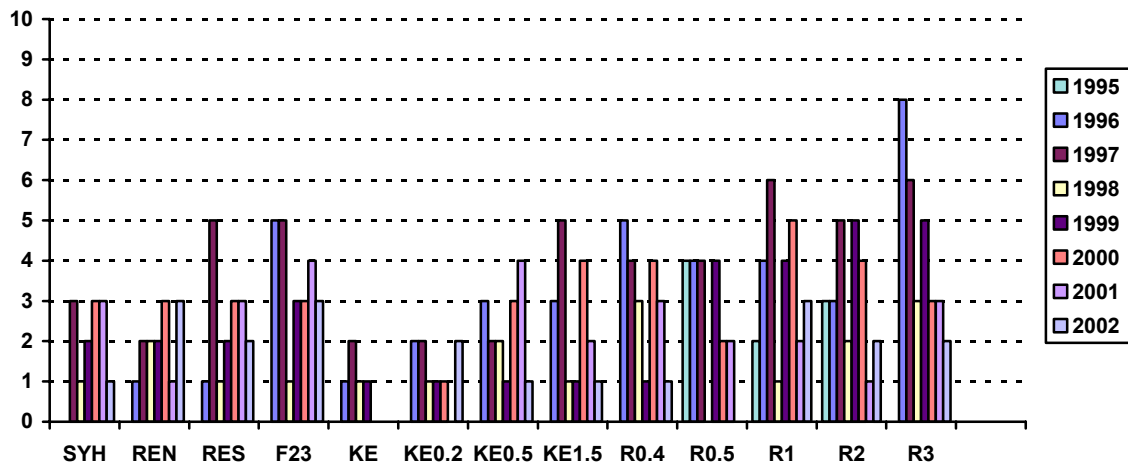


Fig. 26. Antal arter som är relativt känsliga mot syrebrist. Provtagning under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Några av dessa känsliga arter har förekommit i relativt höga tätheter varför förändringen blir ännu tydligare om denna redovisas i relation till den totala individtätheten (Fig. 27). Efter nedgången 1998 ökade de känsliga arterna 1999-2000, därefter sker åter en nedgång under 2001 och särskilt 2002 då mycket kraftig och långvarig

syrebrist uppmättes i bottenvattnet. För 2002 noteras minimivärden för nästan en tredjedel (4) av de 13 stationerna.

Av sammanställningen framgår också vilka stationer som långsiktigt verkar särskilt utsatta för syrebrist. På stationer närmast reningsverket (REN och RES), inne i och strax utanför Kopparverkshamnen (KE och KE0,2) förekom ytterst låga tätheter av känsliga arter under perioden 1995-2002.

Den typiska ökningen av individtätheten för enstaka opportunistiska arter som nästan alltid observeras efter kraftig syrebrist har hittills inte observerats (med undantag för ökning av *Hydrobia* på flera stationer). Fortsatta undersökningar får utvisa om andra arter kommer att öka efterhand.

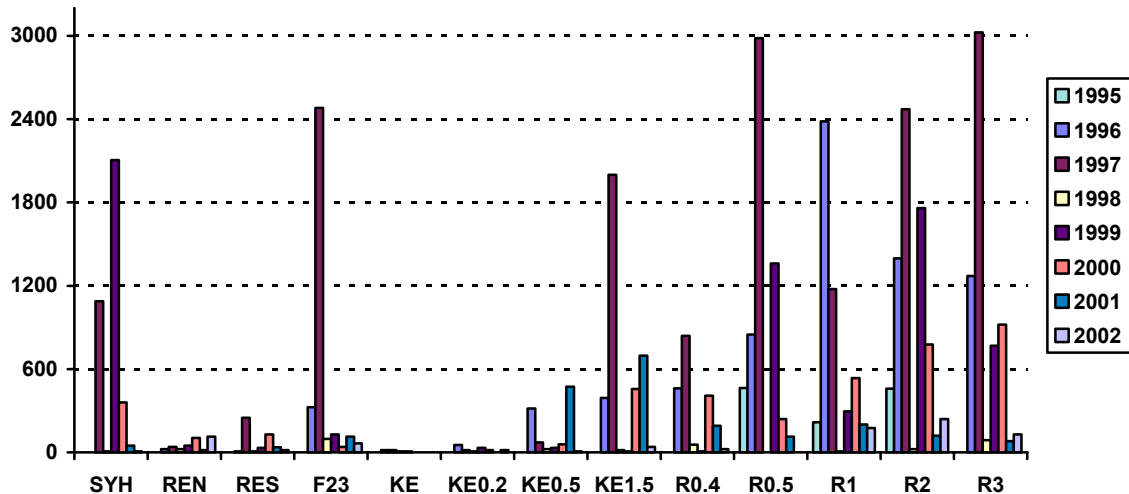


Fig. 27. Individtätheter av arter som är relativt känsliga mot syrebrist. Provtagning under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Arter som tål låg salthalt

Av stort intresse är att följa arter som tål låga salthalter eftersom salthalten kan påverka faunans struktur. Två grupper av arter kan ge indikationer på låga salthalter, rena brackvattenarter som finns närmast land och arter som är typiska för *Macoma*-samhället, som finns ner till ca 15 meters djup i Öresund. Till denna grupp hör *Antinoella sarsi*, *Hediste diversicolor*, *Pygospio elegans*, *Oligochaeta*, *Halicryptus spinulosus*, *Hydrobia ulvae*, *Littorina littorea*, *Macoma balthica*, *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma glaucum*, *Idotea baltica*, *Idotea viridis*, *Pontoporeia femorata*, *Corophium volutator*, *Crangon crangon* och *Balanus improvisus*.

Denna gruppss sammanlagda förekomst har varierat under åren men en verkligt stor förändring ägde rum hösten 1998 då andelen tåliga arter var maximal på nästan samtliga stationer (Fig. 28). Under åren 1999-2002 har det skett en genomgående minskning av dessa arter i området. Resultaten antyder att mycket låga salthalter kan ha förekommit, särskilt under 1998, vilket kunde sammanhänga med den ovanligt kraftiga avrinningen från land under det året. För 2002 noteras genomgående låga andelar brackvattenfauna och minimivärden konstateras för två stationer.

Det finns en annan alternativ förklaring till den iakttagna förändringen under 1998. Kombinationen av den stress som låga salt- och syrehalter innebär kan ha påverkat faunan negativt. Detta har föreslagits gälla i Laholmsbukten (Rosenberg et al 1992). Endast de tåligaste överlever i nämnvärd omfattning och dessa arter sammanfaller grovt sett med brackvattenarterna och arterna i *Macoma*-samhället. Stationer med genomgående hög andel arter med låga salthaltskrav under perioden 1995-2002 är KE, KE0.2, KE0.5, RES och R0.4. Gemensamt för dessa är närheten till belastningskällor.

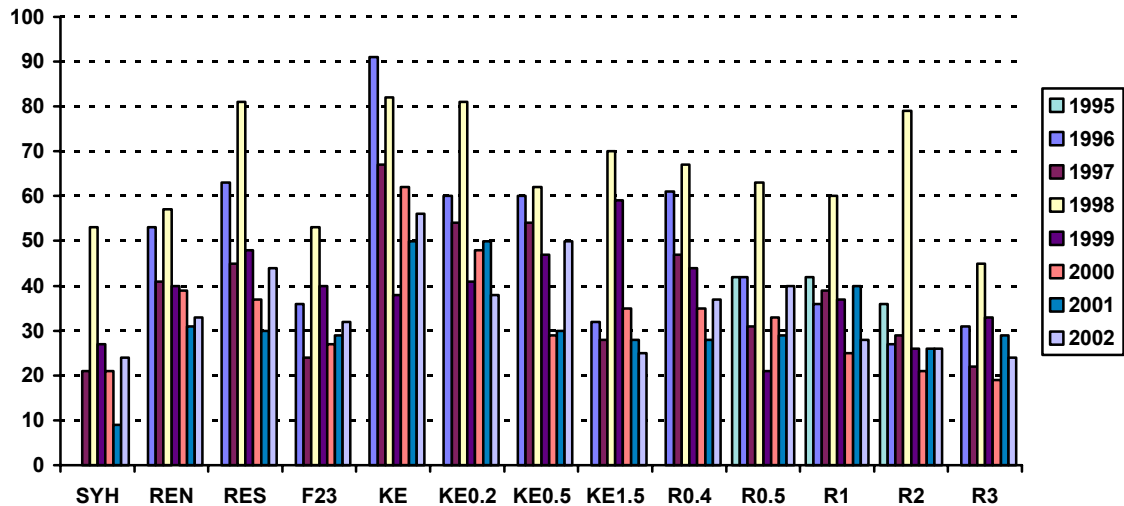


Fig. 28. Procentuell andel arter brackvattenfauna och *Macoma*-samhällets arter på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram under hösten 1995-2002.

***Terebellides stroemi* och *Hydrobia ulvae* – två indikatorarter för den undersökta bottenytan**

Utifrån resultaten under de åtta åren kan särskilt två arter framhållas som indikatorer på miljöförhållandena, havsborstmasken *Terebellides stroemi* och tusensnäckan *Hydrobia ulvae*. Båda arterna är depositionsätare och har förekommit ganska stabilt i området, om man bortser från hösten 1998. Deras reproduktion är också helt knuten till botten. De är dock varandras motsats på flera andra sätt.

Terebellides stroemi, kan anses som indikerande goda miljöförhållanden, vid måttlig organisk belastning och tillfredsställande syreförhållanden. Den återfinns också som indikator för opåverkade till svagt påverkade förhållanden enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Anon 1999). Arten lever troligen en bit ner i botten och kräver därmed goda syreförhållanden i sedimentet. *T. stroemi* försvann nästan helt från området under 1998 men kom tillbaka 1999 och 2000, för att åter minska 2001. För 2002 noteras mycket låga individtätheter och minimivärden konstateras för mer än hälften (7) av de 13 stationerna. På dessa stationer saknades arten helt i proverna, vilket är det näst sämsta året hittills.

Hydrobia ulvae är däremot en art som lever ovanpå sedimentytan och är därför inte beroende av syresättningen i själva botten. Arten gynnas sannolikt också av förhöjd organisk deposition. *Hydrobia* förekommer normalt på grundare botten än vad som är fallet i kontrollprogrammet och kan betraktas som ett extremt inslag i faunan på 12-14 meters djup (Bent Muus pers komm). Arten ökade under 1998 och maximala tätheter registrerades på fyra stationer. Under 1999 hade *Hydrobia* ett svagt år men kom tillbaka i relativt normal omfattning under 2000. Arten minskade därefter under 2001 på många stationer. Resultaten för 2002 kan betraktas som relativt normala.

Om man jämför dessa arters förekomst långsiktigt, inses att en väsentlig förekomst av den ena arten inte är förenlig med någon påtaglig dominans av den andra (Fig. 29 & 30).

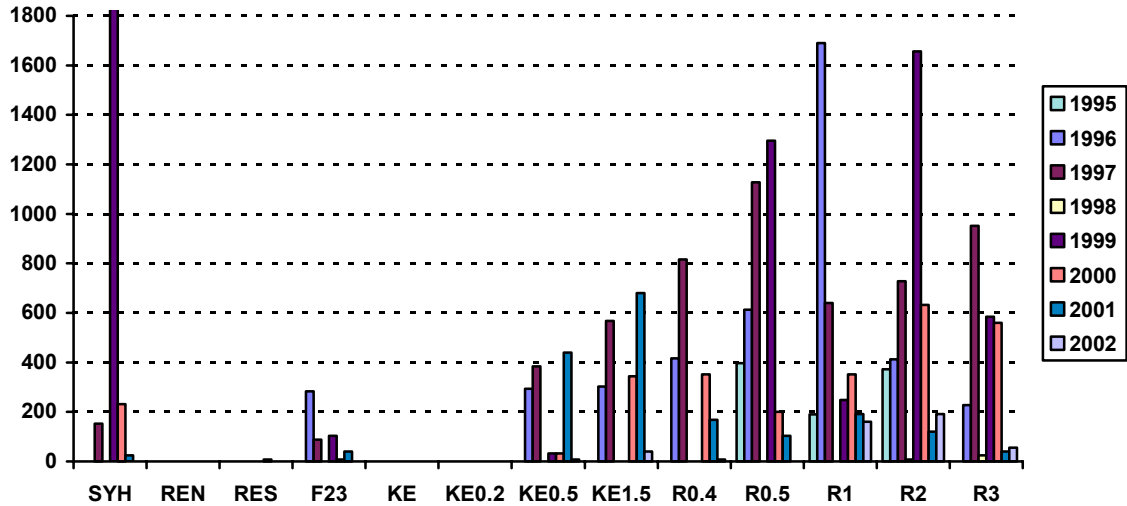


Fig. 29. Individttätthet (ind/m²) för *Terebellides stroemi* under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

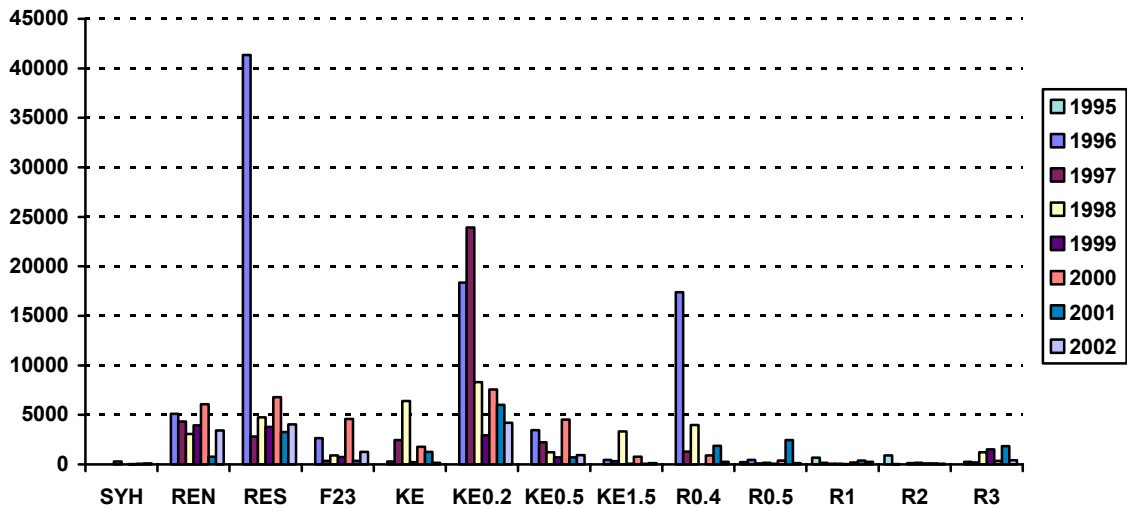


Fig. 30. Individttätthet (ind/m²) för *Hydrobia cf ulvae* under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Sammanfattningsvis kan det för 2002 konstateras att bottenfaunans struktur inte förändrats väsentligt sedan 2001. Andelen arter som är känsliga för syrebrist minskade dock påtagligt. Detta berodde troligen på den kraftiga och långvariga syrebristen under hösten 2002.

Tillståndsklassning enligt förslag från Öresundsvattensamarbetet

Naturvårdsverket har tidigare presenterat bedömningsgrunder för Kust och Hav (Anon 1999). Detta var ett stort framsteg eftersom man därvid i stor utsträckning tar fasta på den biologiska mångfalden. När det gäller bottenfaunan har en uppdelning på Västerhavet och Östersjön skett. För faunan i Öresunds djupvatten (20 m och neråt) passar klassningen för Västerhavet bäst och för grunda bottnar ner till ca 10 meters djup passar klassningen för Östersjön bäst de lokala förhållandena. Faunan på 12-14 meter djup utanför Helsingborg utgör dock, grovt sett, ett mellanting. Ett förslag till modifiering av Naturvårdsverkets klassningssystem har också framtagits för Öresunds bottnar i Öresundsvattensamarbetets regi (Göransson 1999). Detta förslag har de klassiska bottenfaunasamhällena som indelningsgrund. Även i detta förslag är det svårt att placera in faunan i det aktuella undersökningsområdet eftersom de dominerande arterna både är typiska för *Macoma*-samhället och *Abra*-samhället. Undersökningsområdet ligger alltså i en övergångszon mellan dessa båda samhällstyper. Man kan dock ha det synsättet att utgå från den fauna som var typisk under de ”goda åren” när inga direkta utslagningar eller försämringar noterades. I detta fall bör man ha *Abra*-samhället som utgångspunkt och en speciell klassning har tagits fram för djupintervallet 12-14 m utifrån de erfarenheter som finns från undersökningarna utanför Helsingborg 1995-2002 (Tab. 5). Inga större justeringar har utförts sedan 2000. Tillståndsklassningarna behöver dock modifieras ytterligare när mera erfarenheter vunnits.

Tabell 5. Tillståndsklassning för stationer i djupintervallet 12-14 m utanför Helsingborg. Förslag utifrån resultat som erhållits vid provtagningar 1995-2002. Modifiering av tillståndsklassning för mjukbottenfauna i Västerhavet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Rapport 4914) och Öresundsvattensamarbetets förslag till operationella miljömål (Göransson 1999).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Övrig artsammansättning	Antal arter per 0,1 m ²
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> <i>Terebellides</i> <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm	Flera arter av Nephtyidae Viss förekomst av <i>Macoma calcarea</i> och <i>Macoma balthica</i> Väsentlig förekomst av <i>Mysella bidentata</i>	19-42
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> 20-30 mm	Enbart <i>N hombergii</i> Enbart <i>Macoma balthica</i>	18-34
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> <i>Ampharete</i> <i>Oligochaeta</i> 0-30 mm	Enbart <i>N hombergii</i> Väsentligt förekomst av <i>Ampharete baltica</i> Obetydlig eller ingen förekomst av arter som lever djupt i sedimentet	9-25
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt		0

Utifrån denna klassning kan flera stationer söder om Råån under 2002 klassas relativt lågt och flertalet domineras av arter som karakteriserar påverkade tillstånd, medan representationen för arter som betecknar goda tillstånd är genomgående låg (Tab. 6). Klassningarna har i första hand utgått från faunans sammansättning och i andra hand från sedimentets redoxövergång. I de flesta fall kan dock en viss fauna knytas till en viss redoxövergång.

Tabell 6. Tillståndsklassning för stationer söder om Råån under hösten 2002 enligt Öresundsvattensamarbetets förslag (Göransson 2000).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Station R0,4	Station R0,5	Station R1	Station R2	Station R3
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> , <i>Terebellides</i> , <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm			Terebellides (5)	Terebellides (3)	Terebellides (8)
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> 10-30 mm	Diastylis (8) Scoloplos (3) Hydrobia (2) M balthica (7) 30 mm	Scoloplos (2) Hydrobia (3) M balthica (8) 40 mm	Diastylis (10) Scoloplos (2) Hydrobia (4) M balthica (10) 25 mm	Diastylis (10) Scoloplos (2) Hydrobia (8) M balthica (9) 35 mm	Diastylis (7) Scoloplos (1) Hydrobia (3) 35 mm
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> , <i>Ampharete</i> , <i>Oligochaeta</i> 0-10 mm	Hediste (9) Oligochaeta (8)	Hediste (8) Ampharete (9) Oligochaeta (7)	Oligochaeta (10)	Oligochaeta (10)	Ampharete (9) Oligochaeta (8)
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser

Även för stationer i och utanför Kopparverkshamnen tyder artsammansättningen 2002 på att miljöförhållandena kan betraktas som påverkade (Tab. 7). Mycket låg redoxövergång uppmättes på station KE0.5 utanför Kopparverkshamnen vilket inte riktigt överensstämmer med vad som kan förväntas avseende faunans sammansättning.

Tabell 7. Tillståndsklassning för stationer i och utanför Kopparverkshamnen under hösten 2002 enligt Öresundsvattensamarbetets förslag (Göransson 1999).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Station KE	Station KE0,2	Station KE0,5	Station KE1,5	Station F23
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> , <i>Terebellides</i> , <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm				Onoba (9) Terebellides (6)	
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> 10-30 mm	Scoloplos (5) Hydrobia (2) 20 mm	Scoloplos (5) Hydrobia (1) 10 mm	Scoloplos (2) Hydrobia (1) M balthica (6) 5 mm	Scoloplos (1) Hydrobia (3) 10 mm	Scoloplos (7) Hydrobia (2) 20 mm
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> , <i>Ampharete</i> , <i>Oligochaeta</i> 0-10 mm	Capitella (3) Hediste (1) Oligochaeta (4)	Capitella (9) Hediste (8) Ampharete (6) Oligochaeta (3)	Hediste (7) Ampharete (8) Oligochaeta (4)		Hediste (5) Oligochaeta (4)
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser

För stationer utanför reningsverket och i Sydhamnen tyder artsammansättningen 2002 på att miljöförhållandena kan betraktas som påverkade (Tab. 8). Mycket låg redoxövergång uppmättes söder om reningsverket vilket inte riktigt överensstämmer med vad som kan kunde förväntas avseende faunans sammansättning.

Tabell 8. Tillståndsklassning för stationer utanför reningsverket och i Sydhamnen under hösten 2002 enligt Öresundsvattensamarbetets förslag (Göransson 1999).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Station RES	Station REN	Station SYH
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> <i>Terebellides</i> , <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm			
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> 10-30 mm	Scoloplos (8) Hydrobia (1) M balthica (3) 5 mm	Scoloplos (9) Hydrobia (1) M balthica (6)	Scoloplos (4) Hydrobia (3) 25 mm
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> <i>Ampharete</i> <i>Oligochaeta</i> 0-10 mm	Capitella (9) Hediste (4) Oligochaeta (2)	Hediste (8) Oligochaeta (2)	Capitella (1) Ampharete (5)
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser

För undersökningsområdet som helhet betraktat (Tab. 9) kan genomgående förbättringar konstateras för åren 1999-2000, därefter sker åter en viss försämring under 2001 och särskilt 2002.

Tabell 9. Tillståndsklassning för 13 stationer i Helsingborgs kustkontrollprogram 1998-2002 enligt Öresundsvattensamarbetets förslag (Göransson 1999).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	1998	1999	2000	2001	2002
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> <i>Terebellides</i> , <i>N ciliata</i> , ≥ 30 mm			R0.5, R1, R2, R3		
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> 10-30 mm	R0.5, R1, R2, R3 F23, SYH	R0.5, R1, R2, R3, KE0.2, KE0.5, RES, REN, F23 SYH	R0.4, KE0.2, KE0.5, KE1.5, RES, REN, F23	R0.4, R0.5, R1, R2, R3, KE0.5, KE1.5, RES, REN, F23, SYH	R0.4, R0.5, R1, R2, R3, F23
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> , <i>Ampharete</i> <i>Oligochaeta</i> 0-10 mm	R0.4, KE, KE0.2, KE0.5, KE1.5, RES, REN	R0.4, KE, KE1.5	KE, SYH	KE, KE0.2	KE, KE0.2 KE0.5, KE1.5 RES, SYH, REN
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	

REDOXPOTENTIAL I SEDIMENT

Förändringarna av de oxiderade förhållandena i sedimenten mellan år var likartade för olika stationer i Råån-området. Redoxpotentialen (Eh) skiftade till negativa värden redan på 1-3 centimeters djup i sedimentet under hösten 1998 och 1999 på de olika stationerna, vilket var en kraftig försämring sedan 1997. Under 2000 och 2001 noterades vissa förbättringar på samtliga stationer, med redoxövergångar på 3-5 centimeters djup, medan en svag försämring noteras för 2002 (Fig. 30).

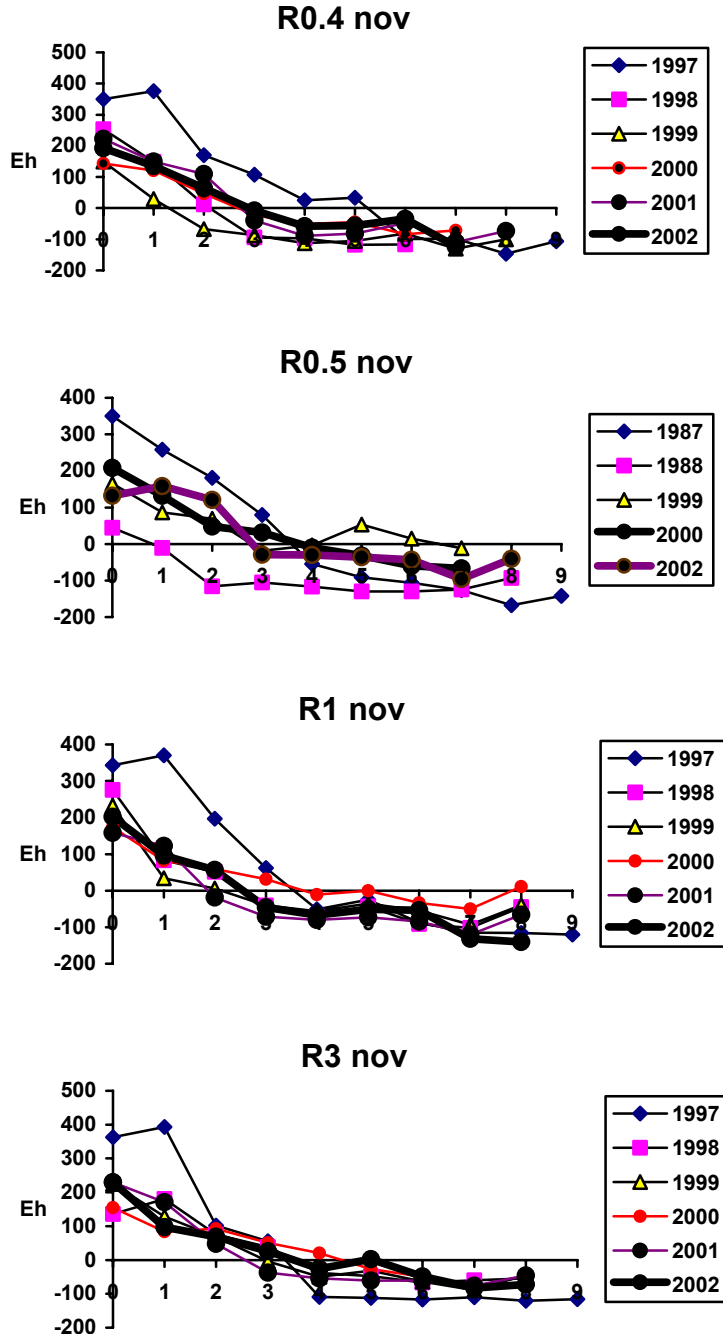


Fig. 31. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet (cm) på stationer utanför Råån i november 1997-2002.

I området i och utanför Kopparverkshamnen har sedimenten varit genomgående sämre syresatta än utanför Råån. Förändringarna har varierat en del för de olika stationerna mellan åren. För alla stationer förbättrades förhållandena under 2000 och 2001 sedan de besvärliga åren 1998 och 1999. Under 2002 sker åter en försämring (Fig. 32). Faunan lever under stressade förhållanden.

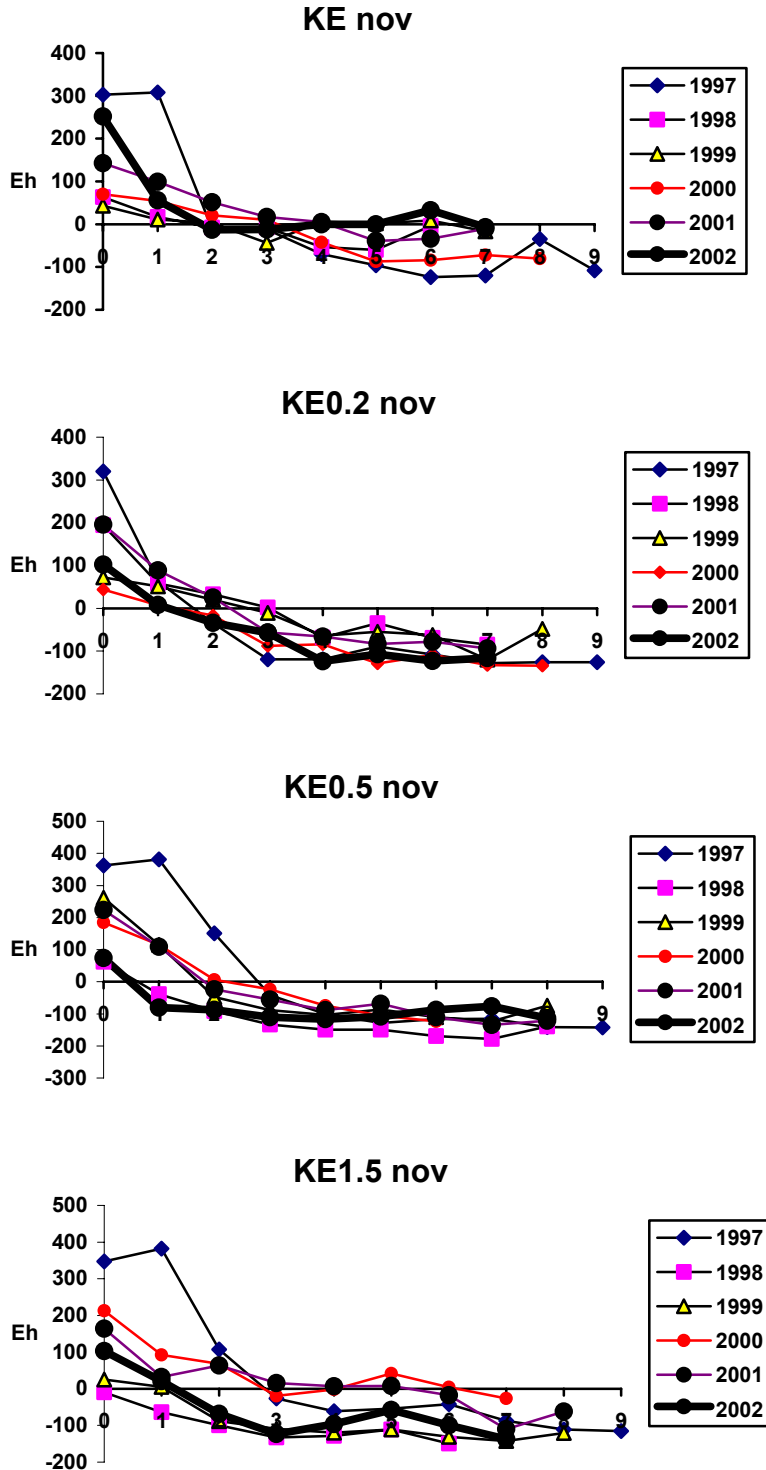


Fig. 32. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet (cm) på stationer i och utanför Kopparverkshamnen i november 1997-2002.

För området väster om Kopparverkshamnen, utanför reningsverket samt i Sydhamnen noterades skilda resultat (Fig. 33). De oxiderade förhållandena har försämrats gradvis fram till 2000 för stationerna F23 och Sydhamnen. Därefter inträffade en viss återhämtning 2001. Under 2002 sker åter försämringar på stationerna RES och F23 medan en viss förbättring noteras i Sydhamnen. För station RES, vid reningsverket, var förhållandena mycket otillfredsställande för faunan och reducerande förhållanden uppmättes mindre än 1 centimeter under sedimentytan.

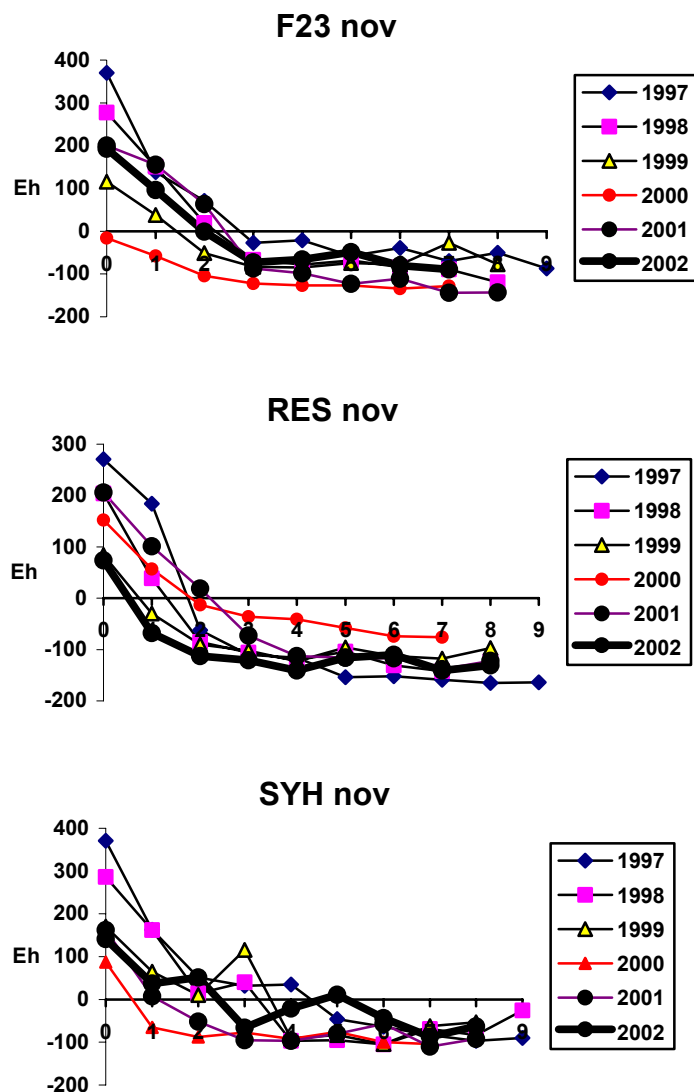


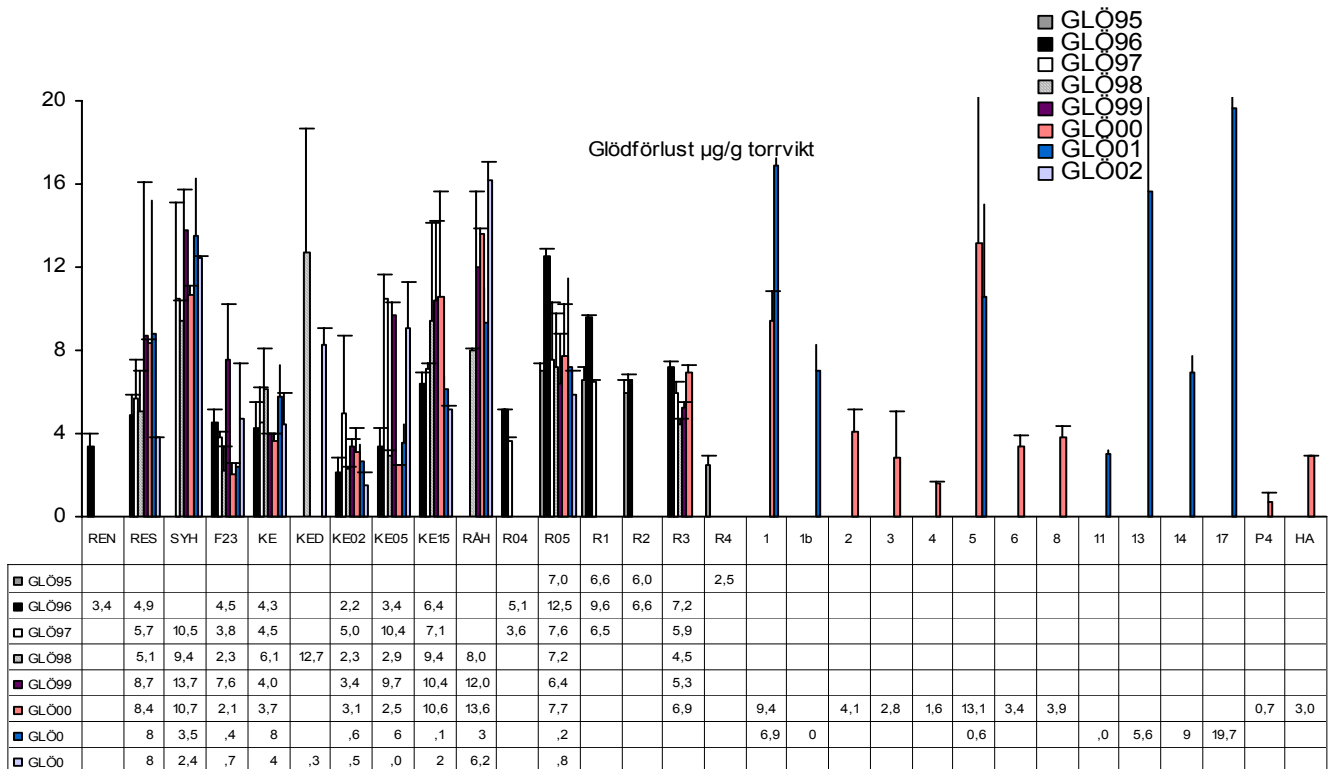
Fig. 33. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet (cm) på stationer väster om Kopparverkshamnen, utanför reningsverket samt i Sydhamnen i november 1997-2002.

Sammanfattningsvis har de oxiderade förhållandena försämrats på de flesta stationer i undersökningsområdet sedan 2001. Detta var inte märkligt med tanke på långvarig syrebrist i Öresund under hösten 2002.

ORGANISK HALT OCH NÄRINGSÄMNINGEN I SEDIMENT

Organisk halt och vattenhalt

I figur 34 och 35 redovisas vattenhalt och glödförlust för sedimentproverna på samtliga stationer inom kustkontrollprogrammet under perioden 1995-2002. Höga organiska halter (ca 10% eller högre) under perioden fanns på stationerna SYH, KED, RÅH, 1, 5, 13 och 17. Permanent ackumulation av småpartiklar kan förväntas ske på dessa stationer. Dessa sediment har alltså störst benägenhet att binda näringsämnen och miljögifter. Genomgående låga halter (ca 4 % eller lägre) noterades däremot på stationerna F23, KE, KE0.2, 2, 3, 4, 6, 8, 11, P4 och HA. Ackumuleringen är troligen mycket liten på dessa stationer. På övriga stationer är ackumuleringen av finpartiklar endast tillfällig och här transporteras finmaterialet bort emellanåt. Jämförelsevis höga halter har uppmätts under senare år på stationerna RES och SYH.



Hög vattenhalt (omkring 75% eller mer) under perioden noteras endast för SYH, RÅH, 13 och 17 som alla ligger i hamnar där vattenrörelserna är begränsade. Sedimenten på dessa tre stationer har allra störst benägenhet att binda näringsämnen och miljögifter.

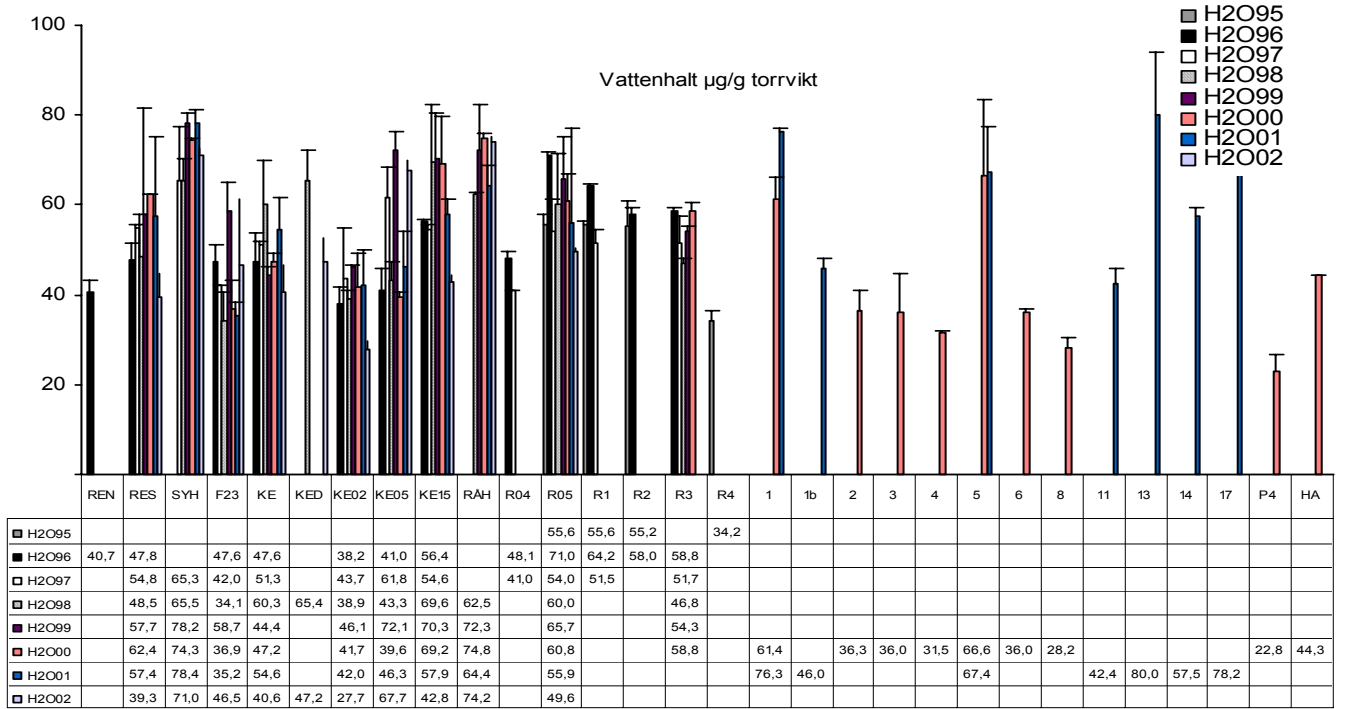


Fig. 35. Vattenhalt (% av TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Kväve

Totalkvävehalterna har genomgående varit högst (över eller omkring 3000 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt) under perioden 1995-2002 på stationerna RES, SYH, KE1.5, RÅH, R0.5, 1, 5, 13 och 17 (Fig. 36). Nivån för området är dock inte ovanligt hög med tanke på karakteristiska värden på 2000 till över 5000 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt för transport- och ackumulationsbottnar (Håkansson & Rosenberg 1985), men kan betraktas som genomgående något högre än för Bohuskusten 1990 där 390 till 3570 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt har uppmätts (Cato 1992).

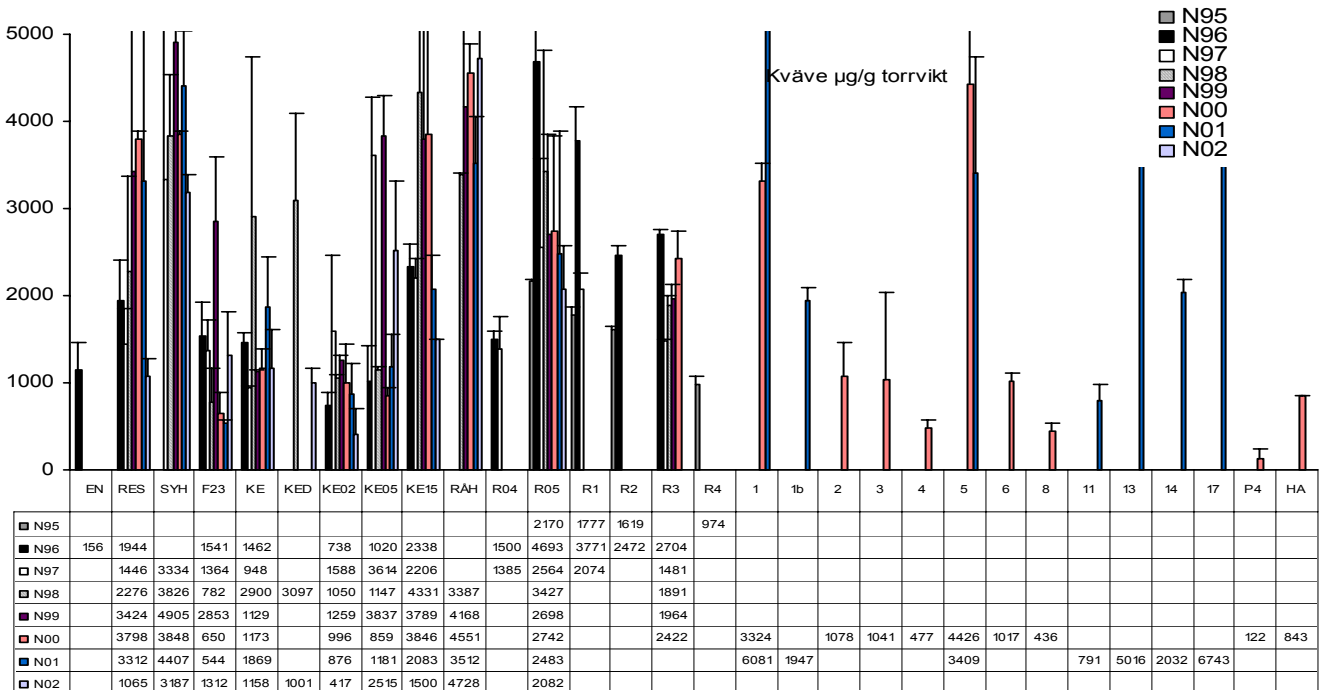


Fig. 36. Totalkväve ($\mu\text{g/g}$ TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Fosfor

Fosforhalterna var relativt låga under de sista åren med undantag för station KE, inne i Kopparverkshamnen, och KED, i Knähakenhamnen, där mycket höga halter uppmättes (Fig. 37). Jämförelsevis höga halter under perioden 1995-2002 har uppmätts på stationerna KE, KE0.2, KE0.5, F23 och SYH och R1. Nivån får betraktas som förhöjd i undersökningsområdet med tanke på karakteristiska värden på 500 till över 1000 µg/g torrsvikt för transport- och ackumulationsbottnar (Håkansson & Rosenberg 1985) och 430-940 µg/g torrsvikt för bottnar längs Bohuskusten 1990 (Cato 1992).

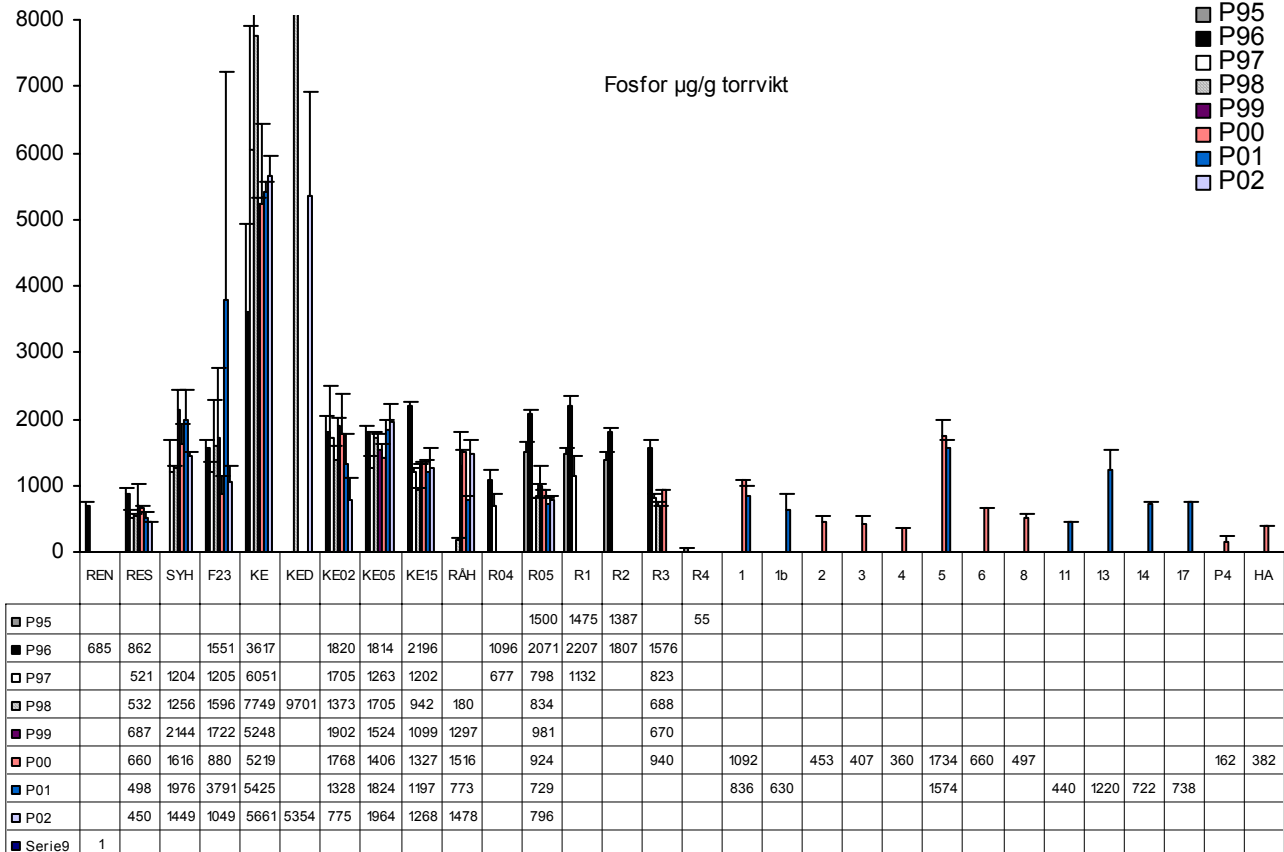


Fig. 37. Totalfosfor (µg/g TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

METALLER

Sediment i Öresund

Arsenik

Arsenikhalten har på flertalet stationer under hela perioden 1995-2002 legat kring eller under Naturvårdsverkets jämförvärde (Anon 1999) på 10 µg/g torrsvikt, som är det samma som referensvärdet för Bohuskusten (Cato 1992). Inne i Kopparverkshamnen (KE) och strax utanför (KE02), samt i Sydhamnen (SYH) fanns betydligt högre halter (Fig. 38). Under 2002 var halterna jämförelsevis normala på flertalet stationer utom inne i Kopparverkshamnen.

Arsenik har tidigare släppts ut från Boliden AB som verkade där numera Kemira Kemi AB finns. Eftersom utsläppen i det närmaste upphört borde halterna minska.

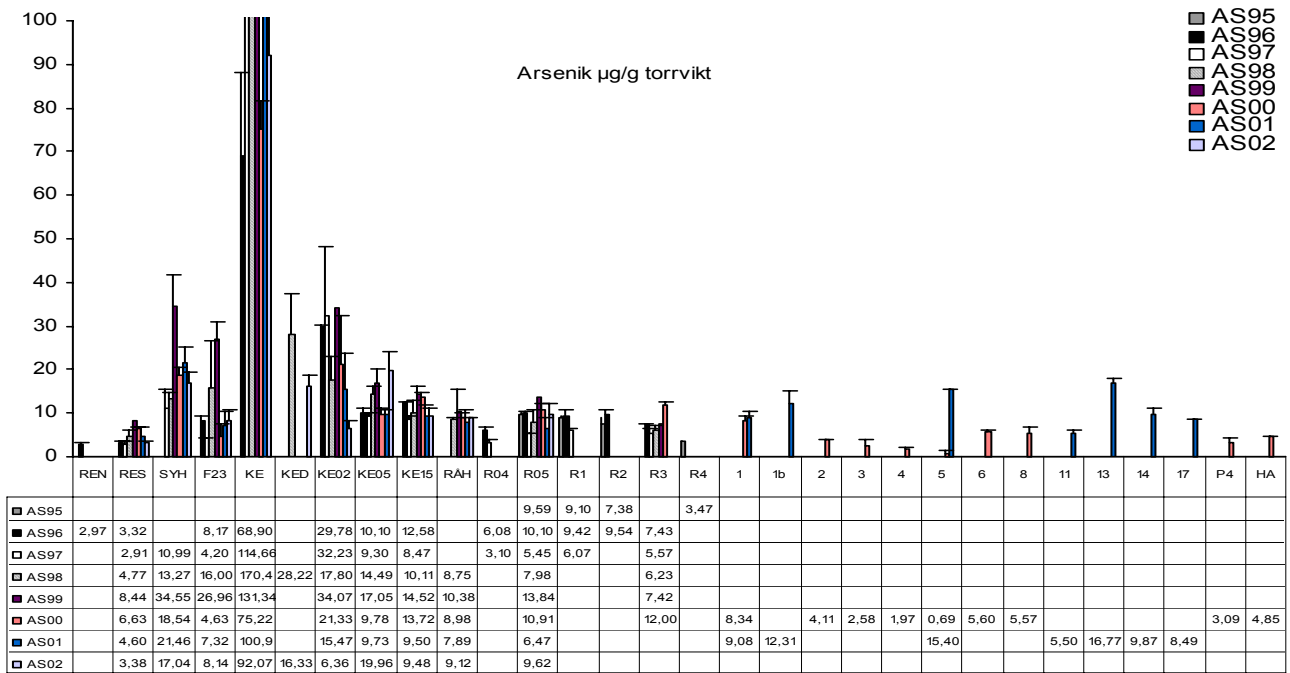


Fig. 38. Arsenik (µg/g TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Kadmium

Kadmiumhalterna var under perioden 1995-2002 högst på stationerna KE, R0,5 och R1. Många stationer låg under åren 1995-96 över Naturvårdsverkets jämförvärde på 0,2 µg/g torrsvikt, eller i övre delen av referensintervallet för Bohuskusten på 0,08-0,78 µg/g torrsvikt (Cato 1992), vilket redovisas i figur 39. Under de sista åren har genomgående lägre värden noterats för många stationer. Halterna sjunker i och utanför Kopperverkshamnen (KE, F23, KE0.2 och KE0.5) och söder om Råån (R0.5). Den avtagande tendensen är signifikant för station KE om man tar hänsyn till den organiska halten i sedimentet (Fig. 40).

Det finns många källor för kadmium (plaster, färger, handelsgödsel mm).

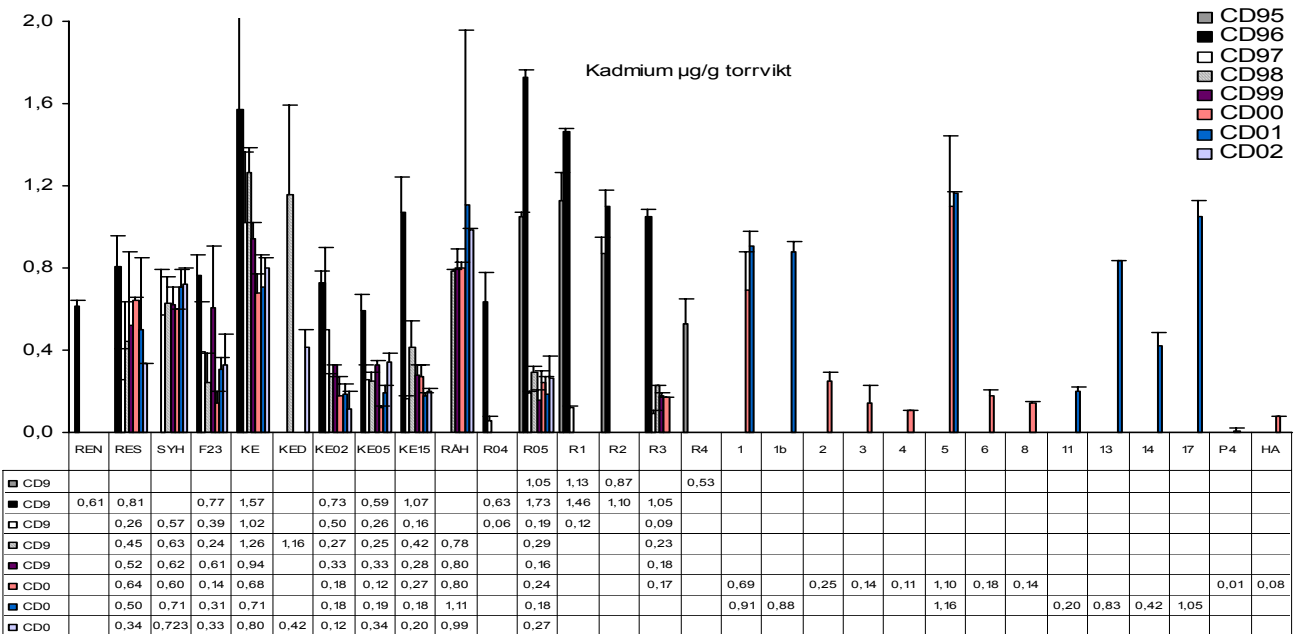


Fig. 39. Kadmium (µg/g TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

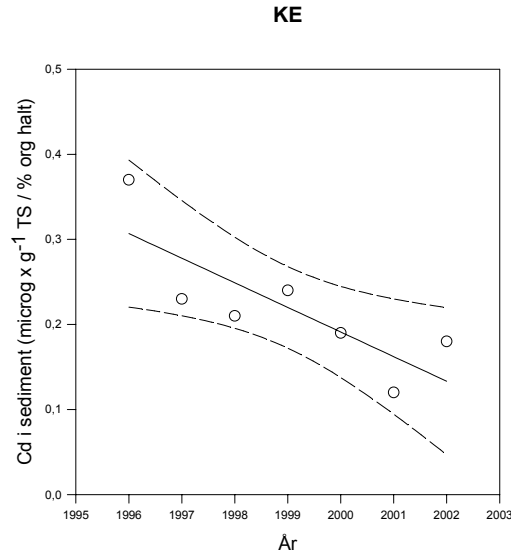


Fig. 40. Utvecklingen av kadmium i sediment per organisk halt ($\mu\text{g/g TS per \% glödförlust}$) på station KE inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2002. Linjär regression, $r = 0,811$, $p = 0,027$, power 0,05:0,619.

Kobolt

Kobolthalterna låg betydligt under Naturvårdsverkets jämförvärde för svenska kusten på $12 \mu\text{g/g}$ torrsvikt (Anon 1999) i alla prover under hela perioden 1995-2002 med ett undantag. På station KED låg medelhalten, vid de två mätillfällena 1998 och 2002, på hela $122,4 \mu\text{g/g}$ respektive $166,3 \mu\text{g/g}$ torrsvikt (Fig. 41). Nivån verkar alltså genomgående låg i området, med undantag för station KED. Man kan anta att kobolt tillförs denna provpunkt via en närbelägen dagvattenledning som mynnar i Knähakenhamnen.

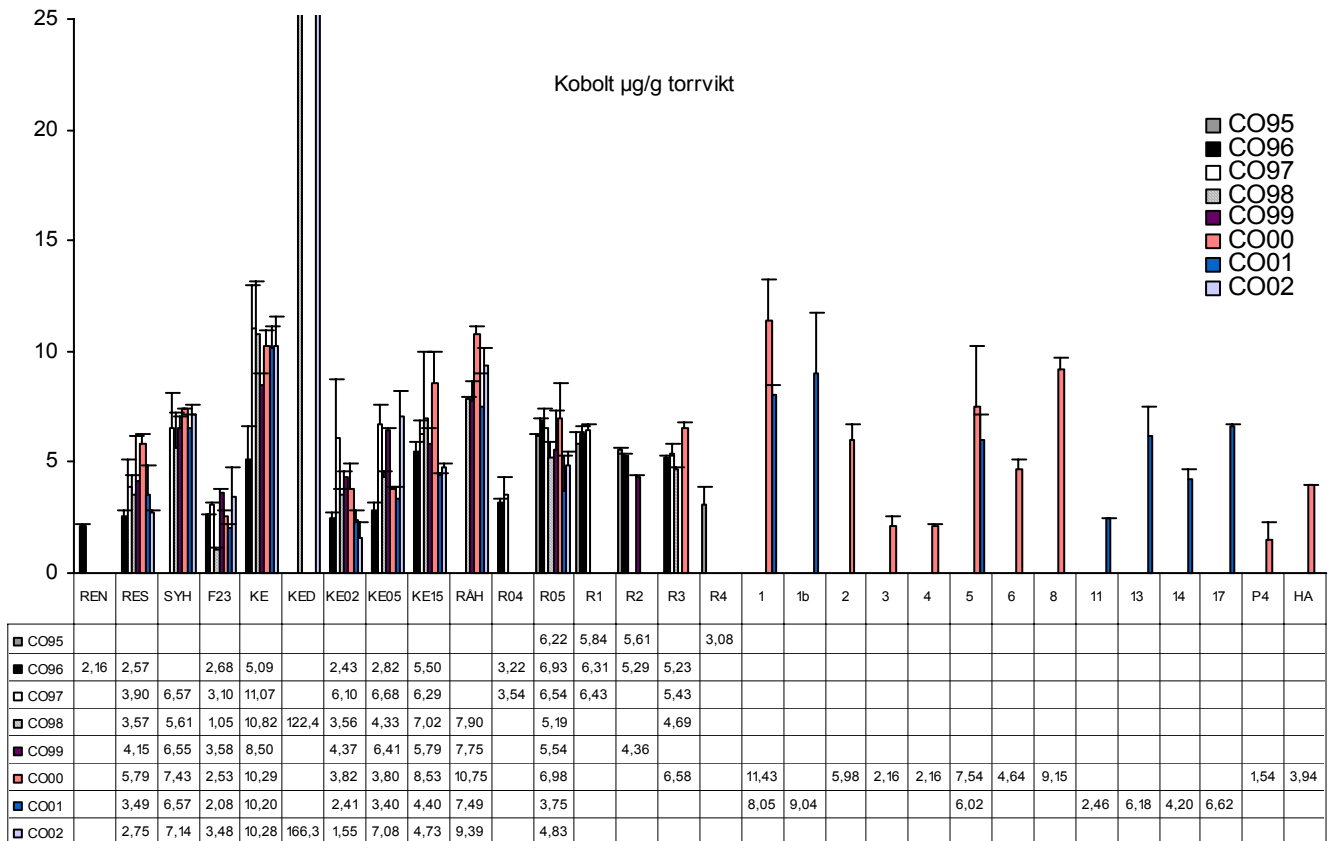


Fig. 41. Kobolt ($\mu\text{g/g TS}$) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Krom

Under hela perioden 1995-2002 låg kromhalterna genomgående under Naturvårdsverkets jämförvärde för svenska kusten på 40 µg/g torrsvikt, eller något över värdena för Bohuskusten på 18-24 µg/g torrsvikt (Cato 1992). Högst halt uppmättes i sediment från station F23 under 2000, där 50 µg/g noterades (Fig. 42). Nivån för krom verkar alltså tämligen normal i området, endast viss förhöjning förekommer på några få stationer.

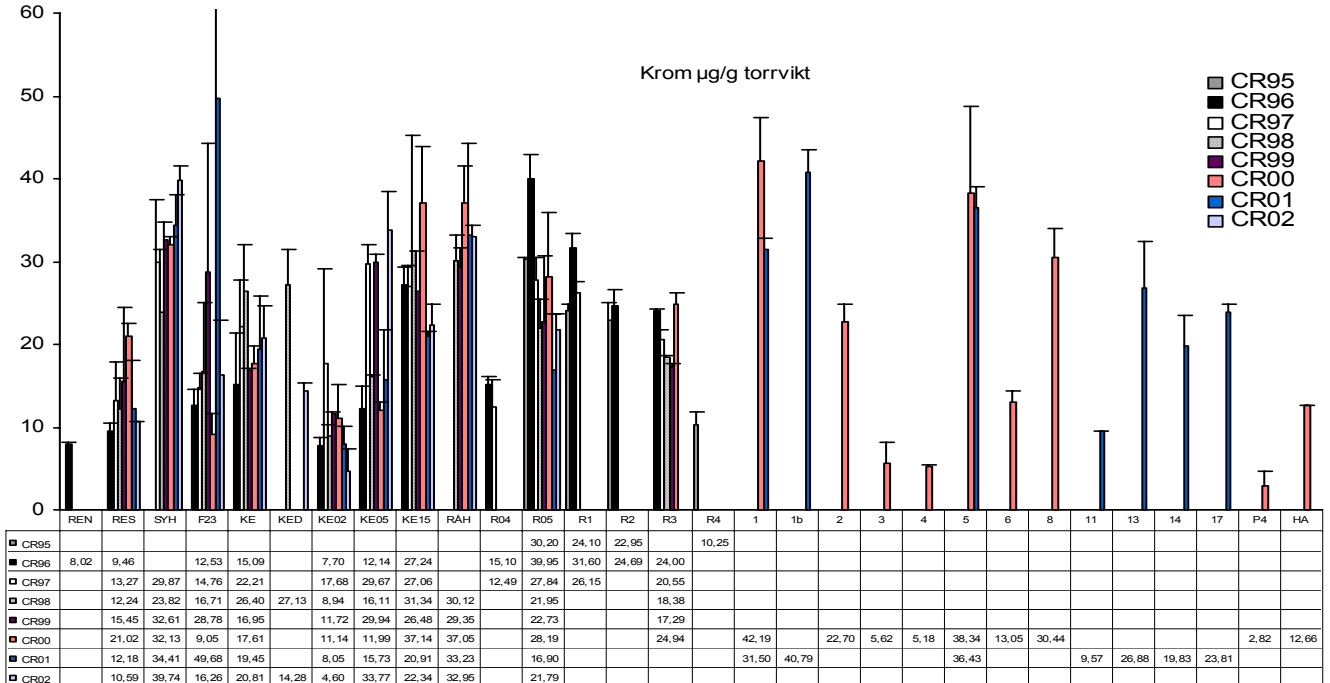


Fig. 42. Krom (µg/g TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Koppar

Kopparhalterna för perioden 1995-2002 låg över Naturvårdsverkets jämförvärde på 15 µg/g torrsvikt för många stationer, men inom referensintervallet för Bohuskusten på 9-61 µg/g torrsvikt (Cato 1992) för flertalet stationer (Fig. 43). Fem stationer avviker däremot med tydligt högre halter, KED i Kopparverkshamnen och RÅH i Råå hamn samt stationerna 1, 2 och 5 i Helsingborgs hamnar. Station KED, som provtogs 1998 och 2002, var den station som hade allra högst kopparhalter i sedimentet, 916 µg/g torrsvikt respektive 515 µg/g torrsvikt. Halterna i Råå- och Helsingborgs hamnar låg betydligt lägre (91-307 µg/g torrsvikt).

Kopparhalterna låg alltså på en förhållandevis låg nivå ute i Öresund medan förhöjda värden noterades i flera hamnar. Koppar kan främst tillföras hamnarna från dagvatten och båtbottnfärger.

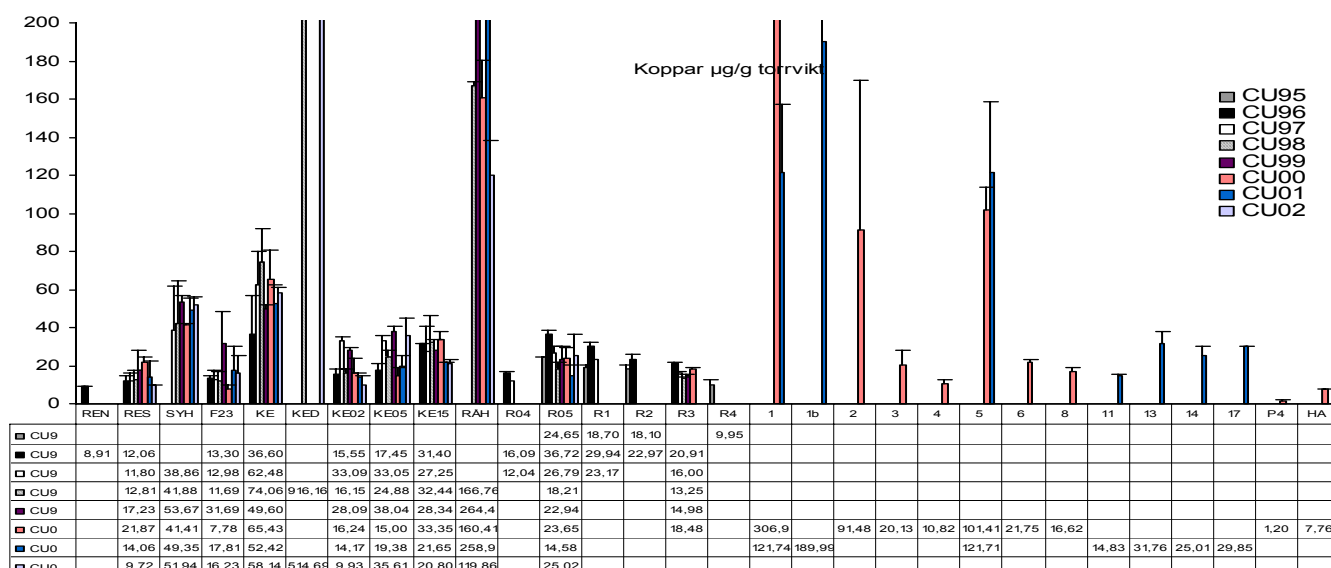


Fig. 43. Koppar ($\mu\text{g/g}$ TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Kvicksilver

Kvicksilverhalten låg under perioden 1995-2002 över Naturvårdsverkets jämförvärde ($0,04 \mu\text{g/g}$ torrsvikt), men inom referensintervallet för Bohuskusten på $0,05$ - $1,2 \mu\text{g/g}$ torrsvikt (Cato 1992) för flertalet stationer, liksom under tidigare år. Högst uppmätta halt är $1,49 \mu\text{g/g}$ torrsvikt under 2001 från station F23, där höga halter även noterades 1998 och 1999 (Fig. 44). Genomgående hög nivå konstateras också för stationerna 1b, 5, SYH, KE0.5, KE1.5 och RÅH.

Kvicksilver sprids diffust och långväga från många olika källor. Den varierande nivån för kvicksilver på stationerna kan till viss del förklaras med de olikartade ackumulations-förhållandena och de högsta halterna noterades genomgående på stationer med hög organisk halt. Ett undantag utgör station RES, söder om reningsverket, där nivån är blygsam sett till sedimentets organiska halt. Detta tyder på att reningsprocesserna fungerar.

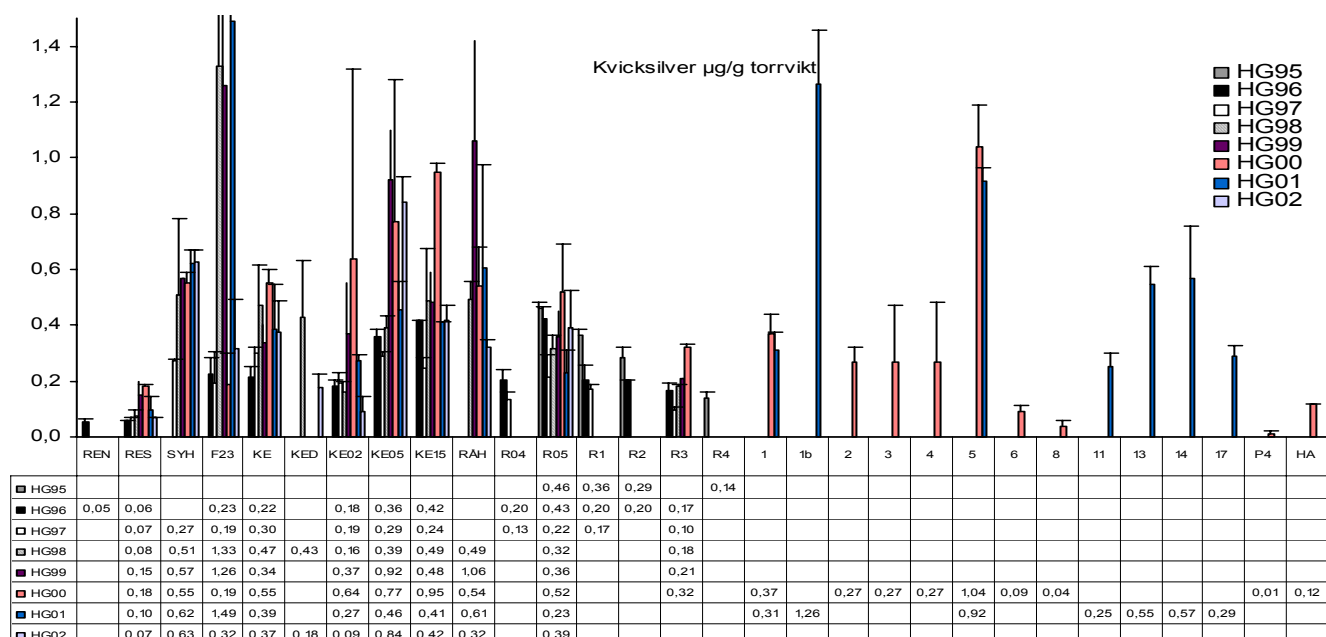


Fig. 44. Kvicksilver ($\mu\text{g/g}$ TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Bly

Blyhalterna låg under perioden 1995-2002 över Naturvårdsverkets jämförvärde (25 µg/g torrsvikt), men under eller runt referensintervallet för Bohuskusten på 11-56 µg/g torrsvikt (Cato 1992) på flertalet stationer (Fig. 45). På stationerna RÅH, 1b och 5 uppmättes dock högre halter. Högst halt noterades 2001 för station 1b5 (122 µg/g torrsvikt). Halterna sjunker i mynningen till Kopparverkshamnen (KE0.2) och den avtagande tendensen är signifikant om man tar hänsyn till den organiska halten i sedimentet (Fig. 46).

Bly kan tillföras via dagvatten och binds starkt till organiskt material, vilket kan förklara de jämförelsevis höga halterna i hamnarna.

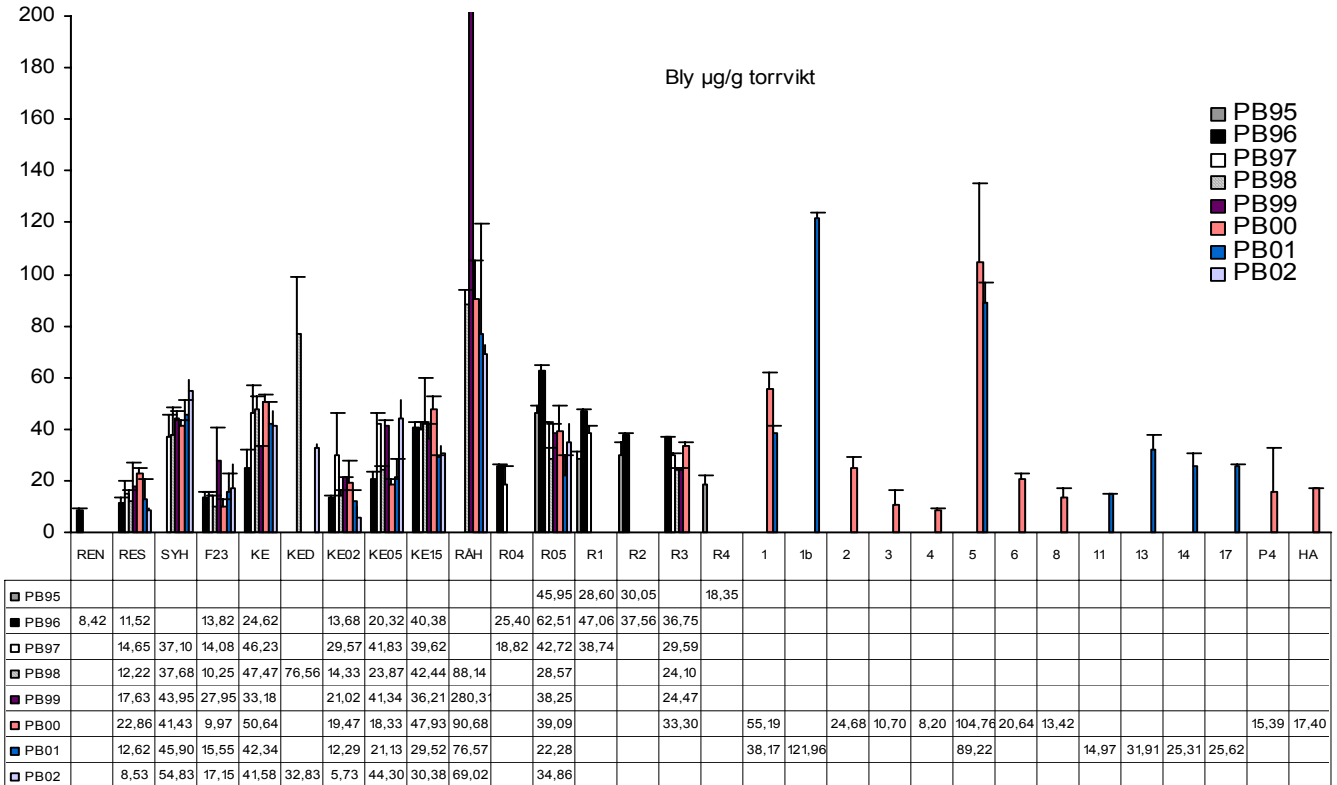


Fig. 45. Bly (µg/g TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov

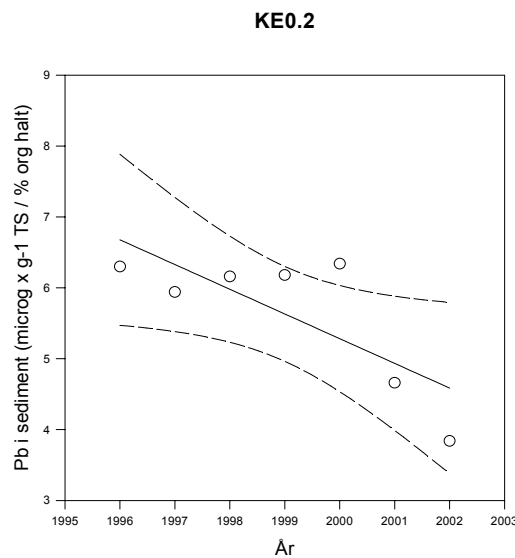


Fig. 46. Utvecklingen av bly i sediment per organisk halt (µg/g TS / % glödförlust) på station KE0.2 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2002. Linjär regression, $r = 0,767$, $p = 0,044$, power 0,05:0,527.

Tenn

Tenn har inte undersökts före 1997. Jämförvärde från Naturvårdsverket saknas. I relation till värden från Bohuskusten 1990 (<0,2-2,9 µg/g torrsvikt enl. Cato 1992) var halterna under perioden 1997-2002 höga på flera stationer (Fig. 47). Detta gällde framförallt tre stationer i Helsingborgs hamnar, 1, 2 och 5 samt i Råå hamn (RÅH) och i Knähakenhamnen (KED), där halter mellan 3,7 och 10,4 µg/g torrsvikt uppmättes.

Tenn ingår i båtbottnfärger, för vilka användningen nyligen förbjudits på fritidsbåtar. Användningen kvarstår dock på större fartyg.

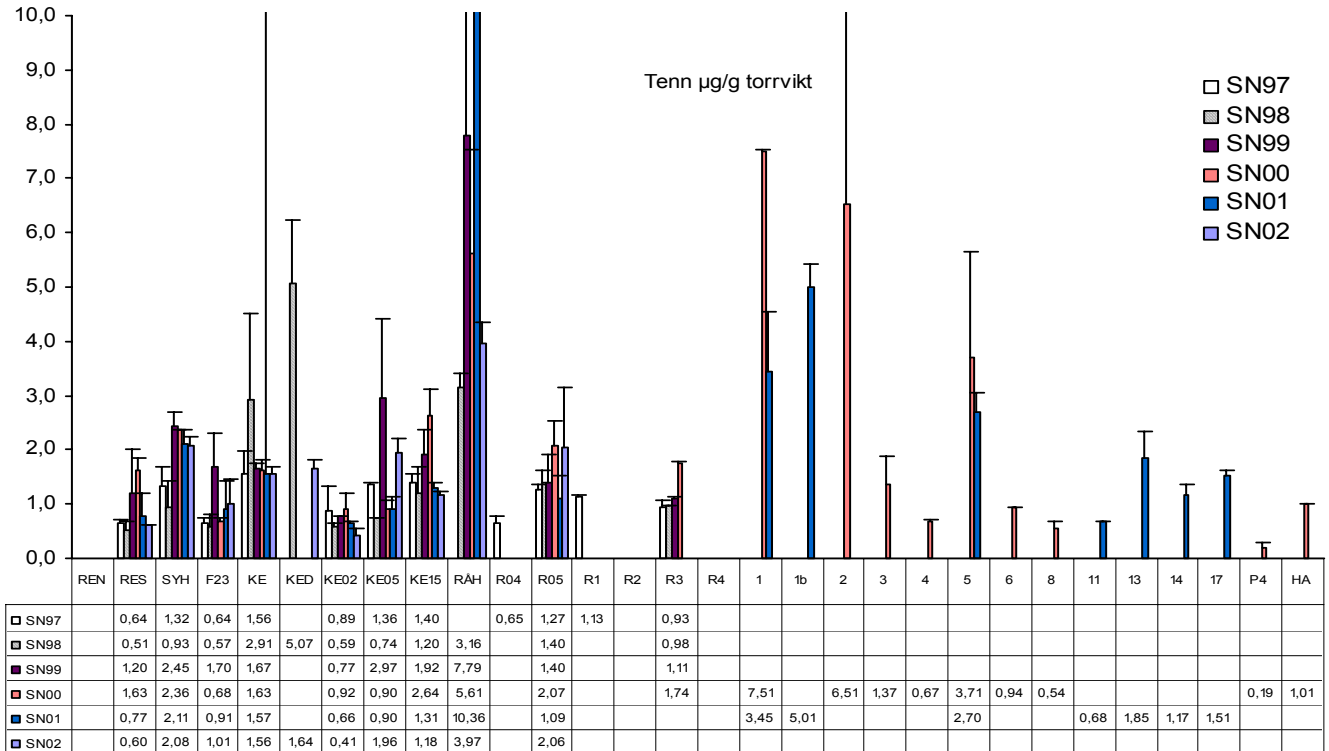


Fig. 47. Tenn (µg/g TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Zink

Halterna av zink låg omkring eller över Naturvårdsverkets jämförvärde (85 µg/g torrsvikt) och referensintervallet för Bohuskusten på 64-203 µg/g torrsvikt (Cato 1992) för flertalet stationer under perioden 1995-2002 (Fig. 48). Höga halter noterades på stationerna KED, KE och 5. Station KED, närmast dagvattenledningen i Knähakenhamnen, uppvisade 1998 de klart högsta halterna av zink, 9945 µg/g torrsvikt. Under 2002 påvisades 7338 µg/g torrsvikt.

Zink har tidigare släppts ut från Boliden AB som verkade där numera Kemira Kemi AB finns. Eftersom utsläppen i det närmaste upphört borde halterna minska. Zink tillförs också via dagvattnet vilket delvis kan förklara de höga halterna på stationerna KED och 5.

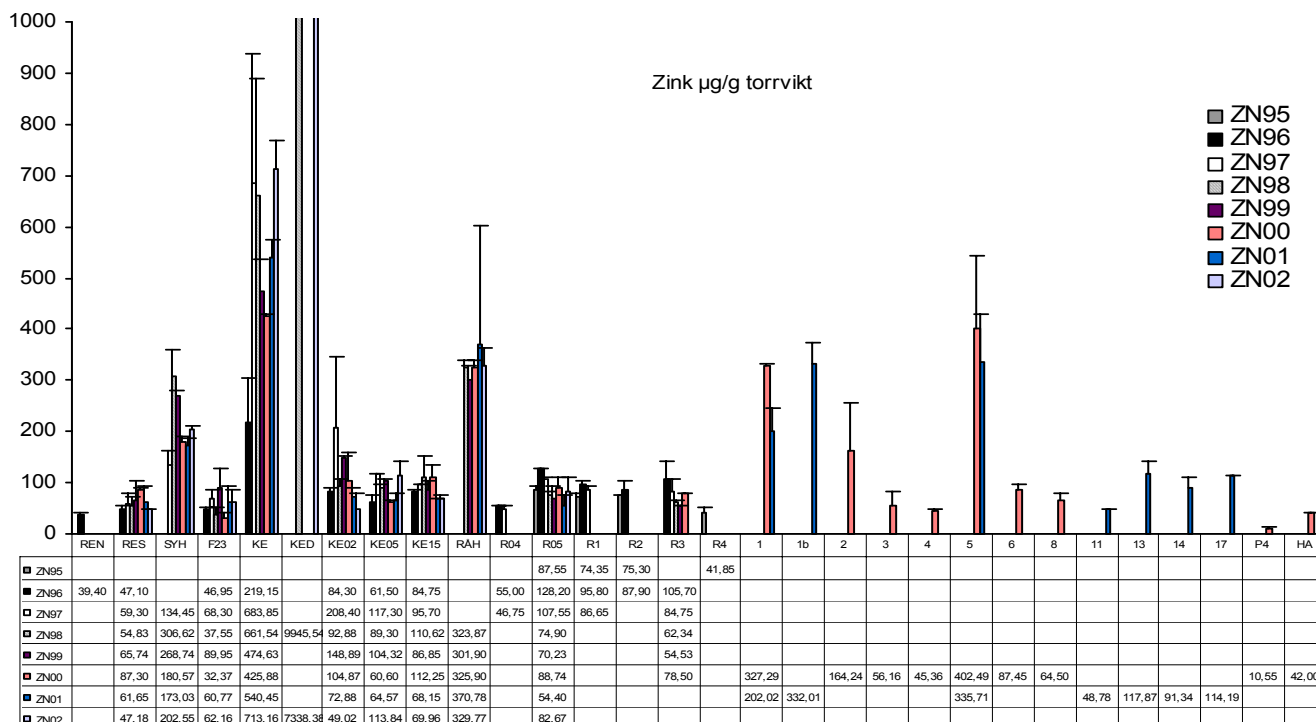


Fig. 48. Zink (µg/g TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

De analyserade värdena för olika metaller kan relateras till Naturvårdsverkets jämförvärden (Anon 1999). Dessa jämförvärden anses motsvara förindustriella nivåer. Kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärde ger ett klassningsvärde som kan ge en uppfattning om sedimentets föroreningsgrad d.v.s. hur sedimentet avviker från den förindustriella nivån (avvikelseklassning). En stor felkälla vid jämförelser mellan stationer är att ingen hänsyn har tagits till den organiska halten i sedimentet, vilken har ett samband med metallhalter. I klassningssystemet saknas tenn, för vilken höga halter noterades utanför Helsingborg jämfört med Bohuskusten.

Metallhalterna i sedimenten från de undersökta 10 stationerna 2002 varierade kraftigt vilket framgår av tabell 10. För hälften av elementen hamnade majoriteten av stationer i klass 1, vilken anger ingen eller obetydlig avvikelse från förindustriell nivå. För kvicksilver, koppar och zink är däremot haltnivån genomgående hög i området. Sedimenthalterna av arsenik och kobolt är kraftigt förhöjda lokalt.

Kvicksilver ligger ofta på en högre nivå numera jämfört med förindustriella förhållanden. Medelvärden från Skagerack-Kattegatt mellan 0,016 och 1,420 mg/kg TS talar för detta (Cato 1992). Avvikelserna skall alltså ses i detta perspektiv. Under 2002 noterades maximalt 0,84 mg/kg TS längs Helsingborgskusten och ingen station kunde placeras i den högsta föroreningsklassen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Haltnivån har, glädjande nog, sjunkit sedan 2001.

Kopparhalten var under 2002 kraftigt förhöjd på två stationer (KED och RÅH). Nivån har höjts längs Helsingborgskusten sedan 2001 eftersom fyra stationer placeras i högre klass 2002 men endast en station placeras i lägre klass.

Kadmium ligger ofta på en förhöjd nivå numera jämfört med tidigare och medelvärden från Skagerack-Kattegatt ligger mellan 0,09 och 5,8 mg/kg TS (Cato 1992). Det högsta värdet i föreliggande undersökning uppgick till 0,99 mg/kg TS och ingen station kunde placeras i den högsta föroreningsklassen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Dessvärre har kadmiumnivån ökat längs Helsingborgskusten sedan 2001 och 3 stationer av 10 placeras i högre klass 2002.

Zinkhalten var under 2002 kraftigt förhöjd på två stationer (KED och KE). Nivån har dock minskat och 6 stationer av 10 kunde placeras i lägre klass under 2002 jämfört med 2001.

Arsenikhalten var under 2002 kraftigt förhöjd på endast en station (KE). Detta har även varit fallet under tidigare år och nivån är tämligen oförändrad längs Helsingborgskusten.

Halterna av kobolt var, som under tidigare år, genomgående låga under 2002. Kraftig förhöjning förekom däremot på en station (KED).

Halterna av bly var något förhöjda i området under 2002. Kromhalterna var under 2002 låga, precis som under tidigare år.

För koppar och zink samt i ett fall för kobolt och arsenik noterades mycket stor avvikelse i sedimenten från Kopparverkshamnen, Knähakenhamnen och Råå hamn. Kopparhalten var förhöjd 34 och 9 gånger i respektive Knähakenhamnen och Råå hamn. Halten av zink var högst i Knähakenhamnen (hela 86 gånger) men även i Kopparverkshamnen (8 gånger). Halten av arsenik var 9 gånger högre än den förindustriella nivån i Kopparverkshamnen, vilket dock var något lägre än toppåret 1998.

Resultaten från 2002 placerar grovt sett stationerna i samma klasser som under 1999-2001 för flertalet element. Under de sista åren har däremot genomgående lägre kadmiumhalter noterats för många stationer. Halterna sjunker i och utanför Kopparverkshamnen och söder om Råån. Den avtagande tendensen är signifikant räknat per organisk halt för station KE i Kopparverkshamnen.

I Kopparverkshamnen beror troligen de förhöjda halterna av flera element på en kombination av tidigare utsläpp från industrin och tillförsel från dagvatten som leds till hamnen, samt i viss mån från båtbottnfärger. För övriga hamnar gäller sannolikt tillförsel både från dagvatten och båtbottnfärger.

Tabell 10. Jämförvärden och avvikelseklassningar för metaller i sediment från kustzonen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4914). Stationerna inom Helsingborgs kustkontrollprogram 2002 har placerats i olika klasser. Höga avvikelsevärden inom parentes (antalet gånger förhöjning av jämförvärde).

Variabel	Jämförvärde mg/kg TS	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse ≤1,0	Klass 2 Liten Avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
As	10	RES, F23, KE0.2, KE1.5, RÅH, R0.5	KED	SYH, KE0.5		KE (9)
Co	12	Övriga stationer				KED (14)
Pb	31	RES, F23, KE0.2, KE1.5	SYH, KE, KED, KE0.5, R0.5	RÅH		
Cu	15	RES, F23, KE0.2	KE1.5, R0,5	KE0.5	SYH, KE	KED (34) RÅH (9)
Cr	40	Samtliga stationer				
Cd	0,2	KE0,2, KE1.5	RES, F23, KED, KE0.5, R0.5	SYH, KE, RÅH		
Hg	0,04		RES, KE0,2	F23, KE, KED, RÅH, R0.5	SYH, KE0.5, KE1.5	
Zn	85	RES, F23, KE0.2, KE1.5, R0.5	KE0.5	SYH	RÅH	KE (8), KED (86)

Effektgränser för metaller i sediment

Det finns olika effektgränser som anger koncentrationer över vilka biologiska effekter kan förväntas på känsligaste art. En av dessa har utarbetats av amerikanska NOAA och baseras på ett hundratal amerikanska undersökningar i sediment. Effektgränserna från NOAA ligger väl över de som utarbetats i Kanada för flertalet metaller. I Kopperverkshamnen låg arsenikhalterna 2,6 gånger över NOAA:s effektgräns under 2002. I Knähakenhamnen och Råå hamn överskreds effektgränsen för koppar 7 respektive 3 gånger. Kvicksilverhalterna överskred effektgränsen på flertalet stationer. För bly överskreds effektgränsen i Sydhamnen, Kopperverkshamnen och Råå hamn. Effektgränsen för zink överskreds kraftigt i Knähakenhamnen (hela 61 gånger) och Kopperverkshamnen (6 gånger).

Blåmusslor

Arsenik

Arsenikhalterna i blåmusslor från undersökningsområdet var genomgående något lägre 2002 än föregående år (Fig. 49). Halterna låg i samma storleksordning för de olika stationerna. De jämförelsevis högsta halterna har noterats inne i Kopparverkshamnen. Halter från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 var lägre och låg mellan 2,6 och 6,8 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Lundgren 2003).

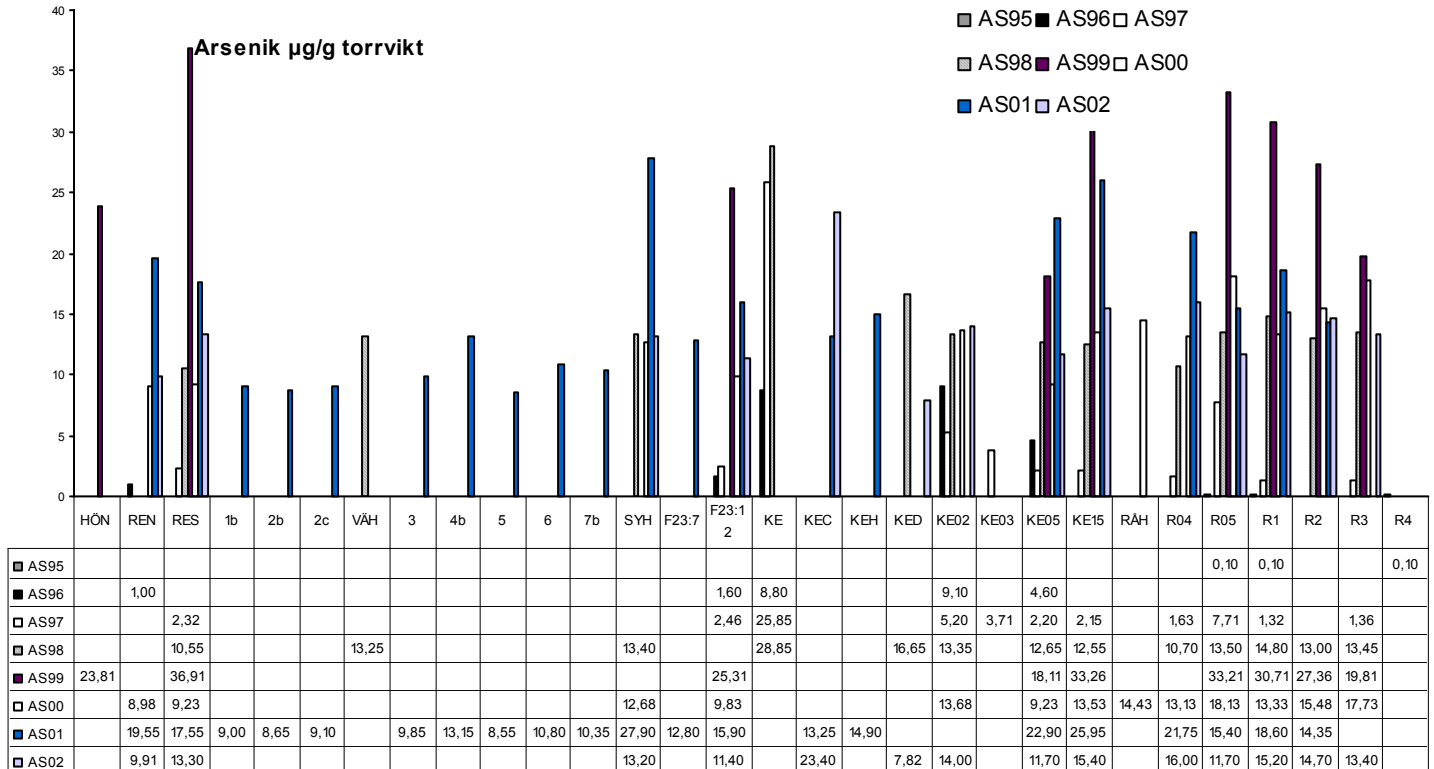
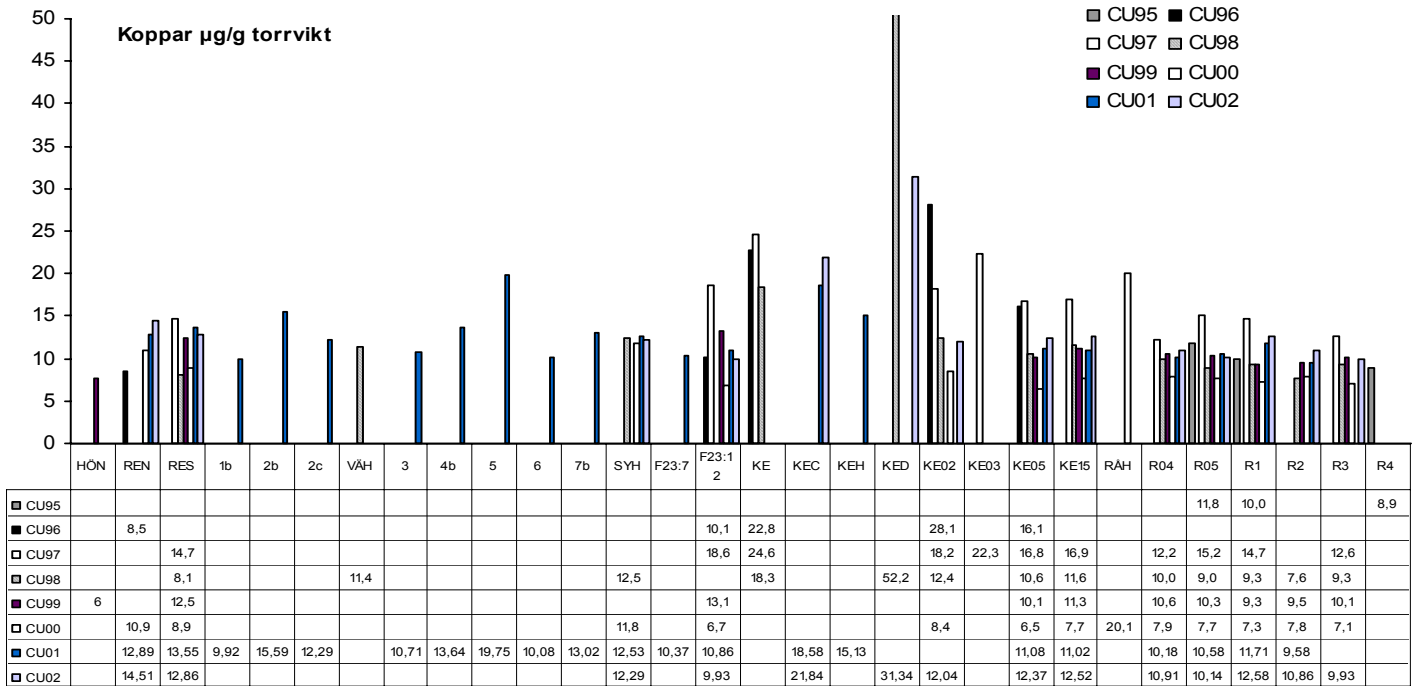


Fig. 49. Arsenik ($\mu\text{g/g}$ TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

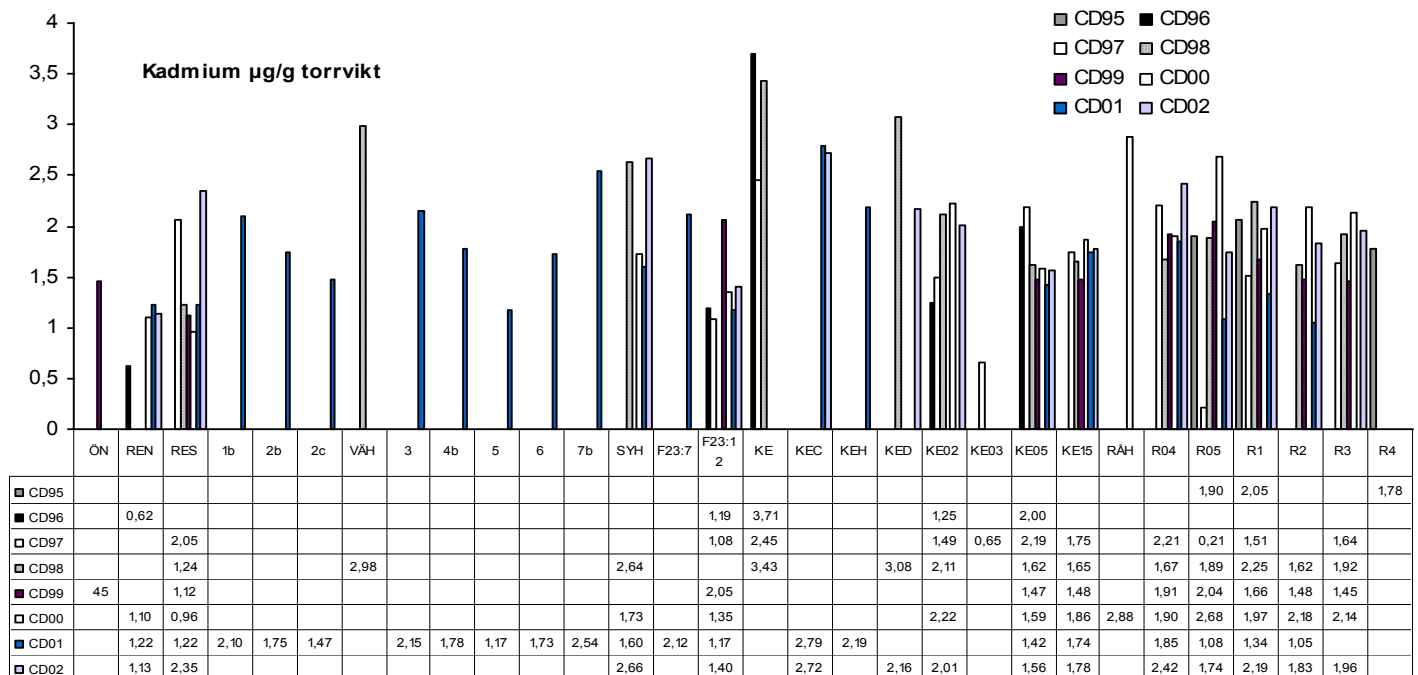
Koppar

Kopparhalterna i blåmusslor från undersökningsområdet låg under 2002 på samma nivå jämfört med tidigare (Fig. 50). Likartade värden erhöles för de olika stationerna med undantag för inre Knähakenhamnen (KED) och inre Kopparverkshamnen (KEC) där högre halter noterades. Musslor från övriga provpunkter innehöll halter av koppar som låg inom referensintervallet för svenska sidan av Öresund, 5-15 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Anon. 1987), och var jämförbara med halter från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002, 7,1-9,9 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Lundgren 2003), danska sidan av Öresund, 8-11 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Hein et al 2002) och svenska kusten 1997, 5,4-7,9 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Bignert 1999). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 8 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Anon 1999). De jämförelsevis högsta halterna har tidigare noterats inne i och strax utanför Kopparverkshamnen.

Fig. 50. Koppar ($\mu\text{g/g}$ TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Kadmium

Kadmiumhalterna var relativt normala 2002 i undersökningsområdet jämfört med tidigare år (Fig. 51). Kadmiumhalten i blåmusslor från station KE0.5 sjönk statistiskt signifikant under perioden 1996-2002 (Fig. 52). Halterna låg också väl inom ramen för värden för övriga svenska kusten, 0,87-4,1 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Bignert 1999) och omkring referensvärdet för svenska sidan av Öresund, 1,6 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Anon. 1987), och jämförbara med fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 som låg mellan 1,6 och 2,6 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Lundgren 2003), men i den undre delen av intervallet för danska sidan av Öresund, 1,8-3,5 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Hein et al 2002). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 1,3 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Anon 1999). De jämförelsevis högsta halterna utanför Helsingborg har tidigare noterats inne i Kopparverkshamnen och Västhamnen.

Fig. 51. Kadmium ($\mu\text{g/g}$ TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

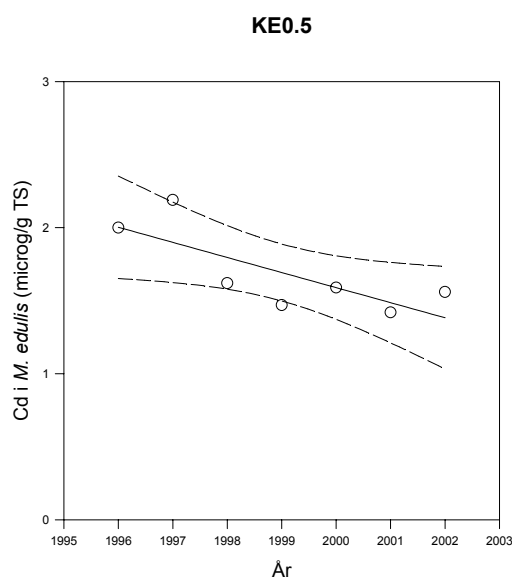


Fig. 52. Utvecklingen av kadmium i blåmusslor ($\mu\text{g/g TS}$) på station KE0.5 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2002. Linjär regression, $r = 0,773$, $p = 0,042$, power $0,05:0,538$.

Kvicksilver

Kvicksilverhalten i blåmusslor var under 2002 högre än under den övriga mätperioden 1995-2001 på flera stationer (Fig. 53). En statistiskt signifikant ökande trend under perioden 1996-2002 noteras för station KE0.2 (Fig. 54). Under 2002 uppmättes över 0,6 ppm på 3 stationer. Dessa värden överskrider referensintervallet för svenska sidan av Öresund på 0,2-0,55 ppm (Anon. 1987), och värden från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 som låg mellan 0,15 och 0,4 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Lundgren 2003) samt danska sidan av Öresund, 0,15-0,38 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Hein et al 2002). Referensvärden för övriga svenska kusten 1997 är ännu lägre, 0,1-0,13 ppm (Bignert 1999). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 0,5 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Anon 1999).

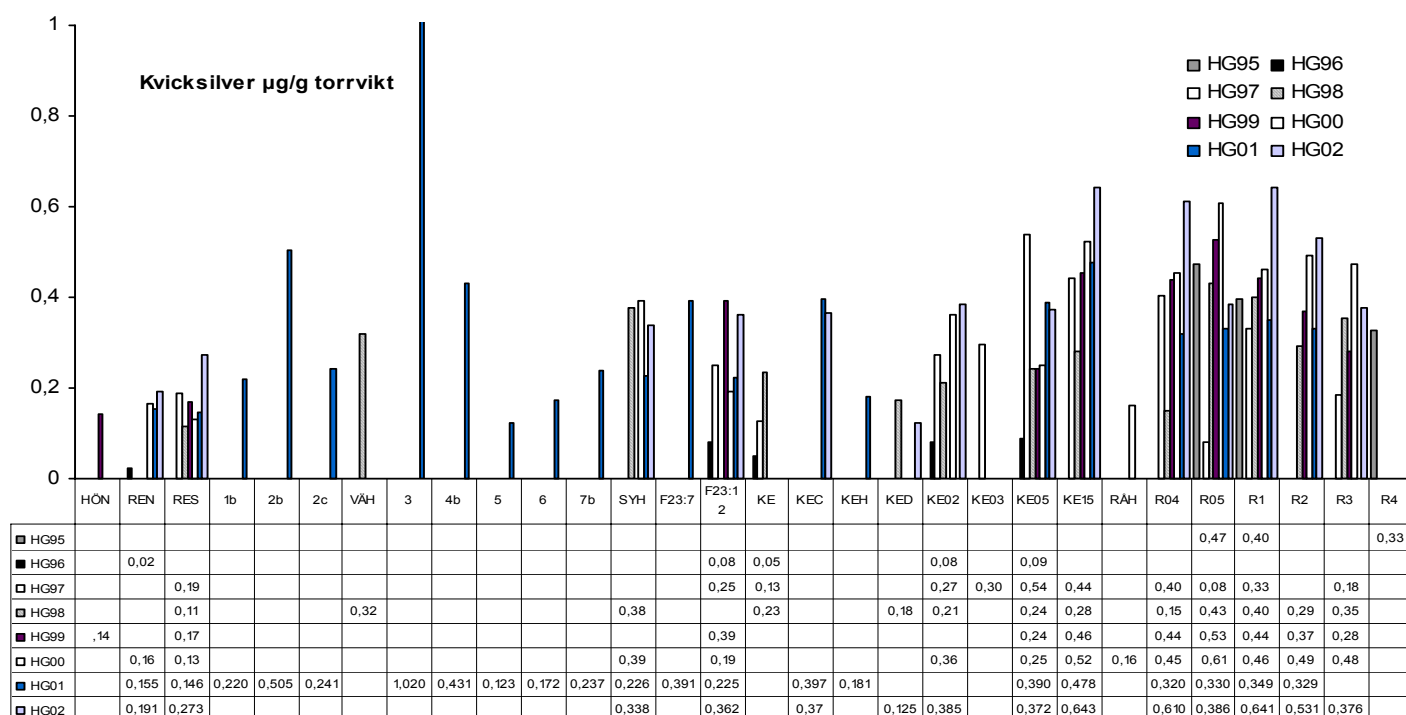


Fig. 53. Kvicksilver ($\mu\text{g/g TS}$) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

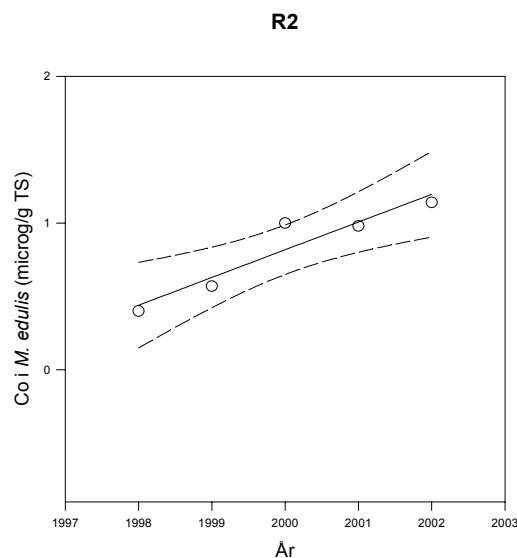


Fig. 56. Utvecklingen av kobolt i blåmusslor ($\mu\text{g/g TS}$) på station R2 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1998-2002. Linjär regression, $r = 0,946$, $p = 0,015$, power $0,05:0,717$.

Bly

Blyhalterna i undersökningsområdet 2002 var genomgående höga på många stationer jämfört med tidigare (Fig. 57). För station R1, söder om Råån, fanns en statistiskt signifikant ökande trend för hela perioden 1995-2002 (Fig. 58). Den högsta halten hittills, $12,5 \mu\text{g/g}$ torrsvikt, fanns under 2002 på station KE1.5.

Halter från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 var lägre och låg mellan $1,6$ och $3,9 \mu\text{g/g}$ torrsvikt (Lundgren 2003). Referensvärden för övriga svenska kusten, är jämförelsevis ännu lägre, $1,23\text{-}1,44 \mu\text{g/g}$ torrsvikt (Bignert 1999). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till $0,9 \mu\text{g/g}$ torrsvikt (Anon 1999).

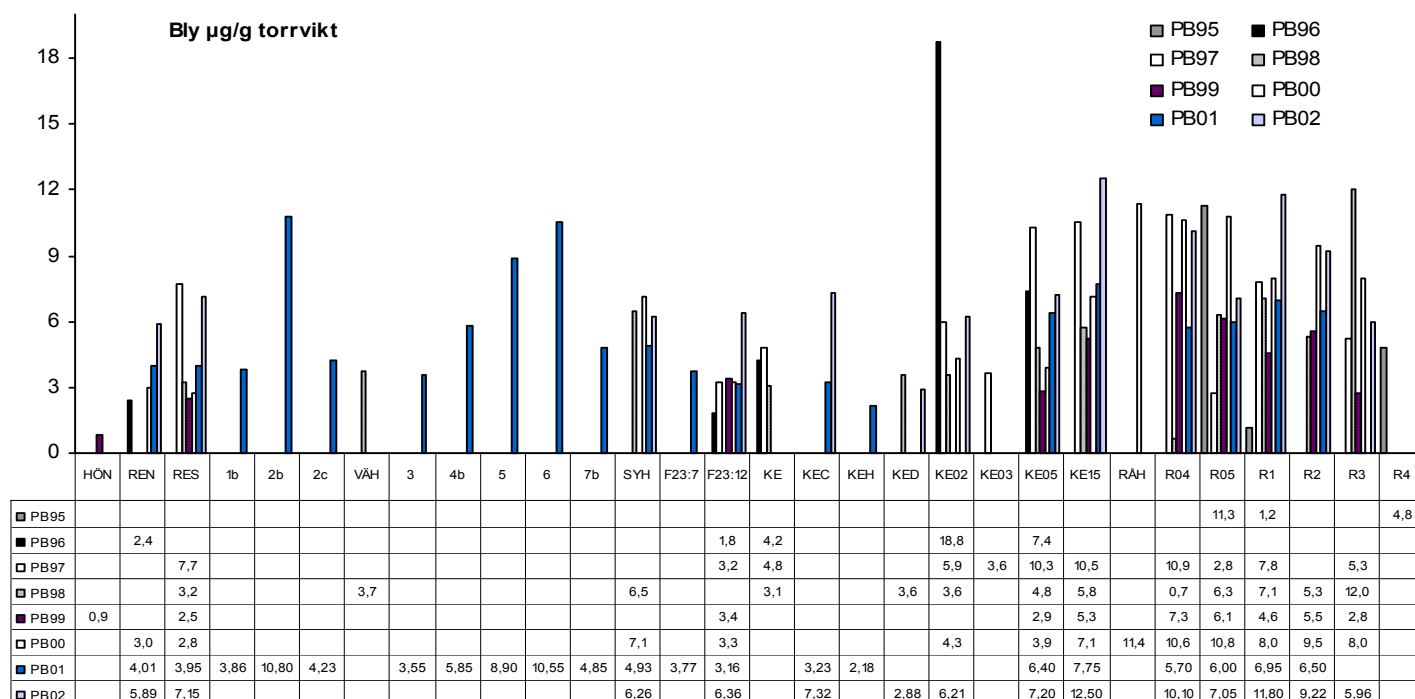


Fig. 57. Bly ($\mu\text{g/g TS}$) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

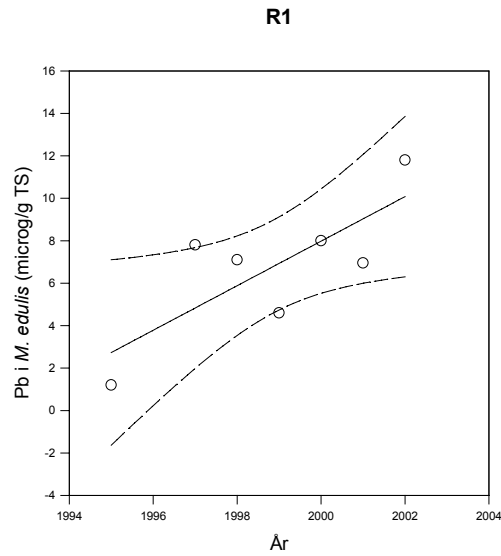


Fig. 58. Utvecklingen av bly i blåmusslor ($\mu\text{g/g TS}$) på station R1 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Linjär regression, $r = 0,776$, $p = 0,040$, power $0,05:0,544$.

Krom

Kromhalterna i undersökningsområdet var genomgående normala 2002 för flertalet stationer jämfört med tidigare (Fig. 59). Halterna är tämligen jämnt fördelade över området under hela perioden 1995-2001. Alla halter utom en ligger under hela perioden 1995-2002 inom ramen för referensvärden för övriga svenska kusten 1997, 0,71-4,0 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt (Bignert 1999).

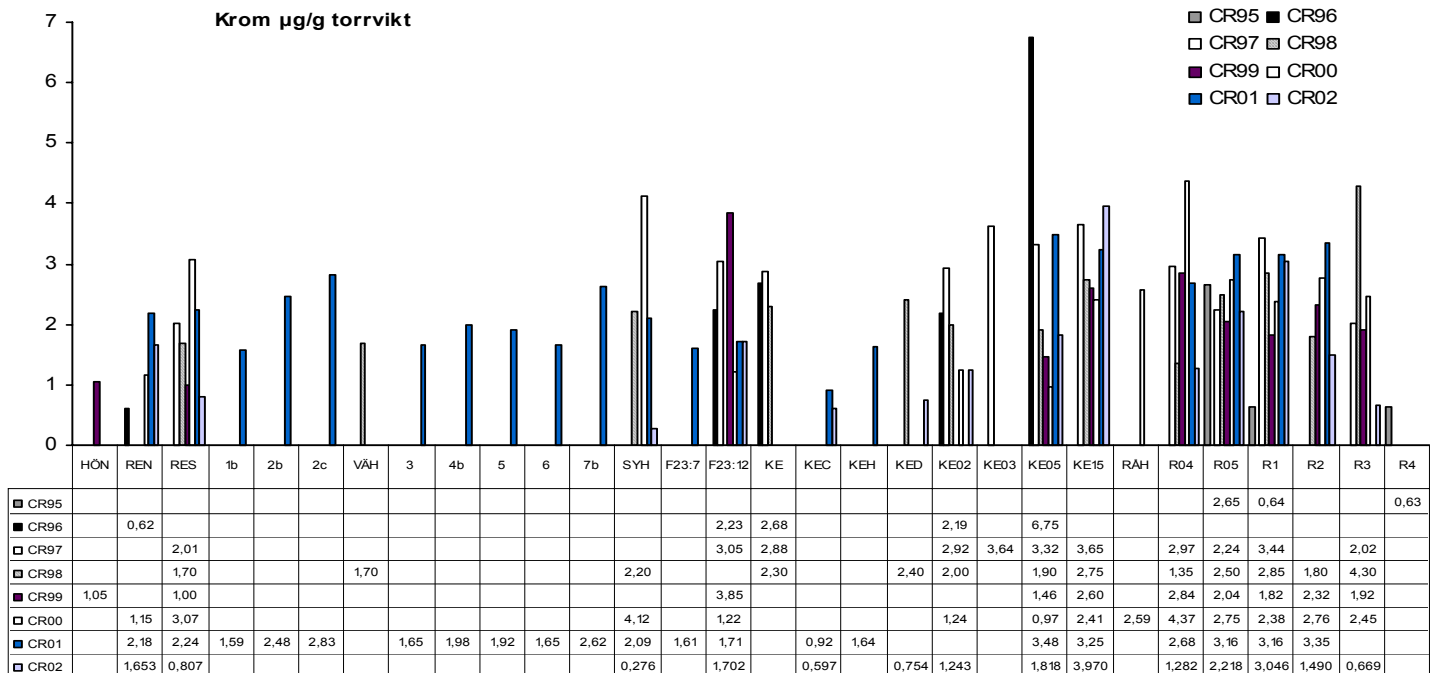


Fig. 59. Krom ($\mu\text{g/g TS}$) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Tenn

Tennhalterna i blåmusslor har endast undersökts sedan 1997. Halterna i undersökningsområdet låg under 2002 på samma nivå jämfört med tidigare (Fig. 60). I Kopparverkshamnen, station KEC, påträffades dock den högsta halten hittills, 1,44 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt.

De tydligt högsta tennhalterna påträffades för övrigt i musslor från hamnar vid specialundersökningen 2001. Allra högst var halterna i inre Kopparverkshamnen (KEH) och Sydhamnen (7b), där drygt 1 $\mu\text{g/g}$ torrsvikt

noterades. Eftersom tenn används i båtbottnfärger är det inte överraskande att halterna i dessa hamnar är högst med tanke på att större fartyg, för vilka användningen av tennhaltiga färger är tillåten, trafikerar dessa. Halter från Bohuskusten 1992-97 låg mellan 0,47 och 1,3 µg/g torrsvikt (Cato 1999), alltså i samma storleksordning som utanför Helsingborg. Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 0,2 µg/g torrsvikt (Anon 1999).

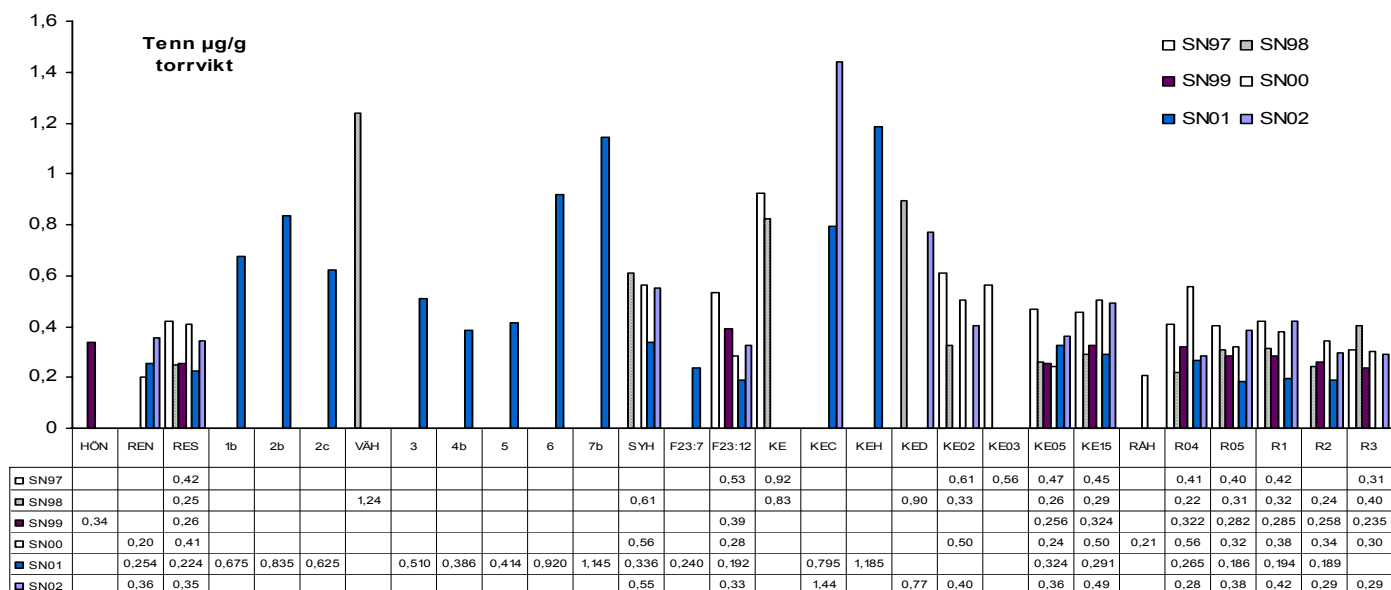


Fig. 60. Tenn (µg/g TS) i blåmusslor på 29 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Zink

Zinkhalterna i undersökningsområdet var normala till låga under 2002 (Fig. 61). Halterna har under alla år varit högst i och strax utanför Kopparkvarnshamnen och Knähakenhamnen (KE, KEC, KEH, KED och KE0.2). Även i Råå hamn (RÅH) har jämförelsevis höga halter uppmätts. Halterna utanför Helsingborg ligger i många fall högre än referensvärdena för övriga svenska kusten 1997, 131-164 µg/g torrsvikt (Bignert 1999) och från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 mellan 162 och 183 µg/g torrsvikt (Lundgren 2003) och danska sidan av Öresund, 123-164 µg/g torrsvikt (Hein et al 2002).

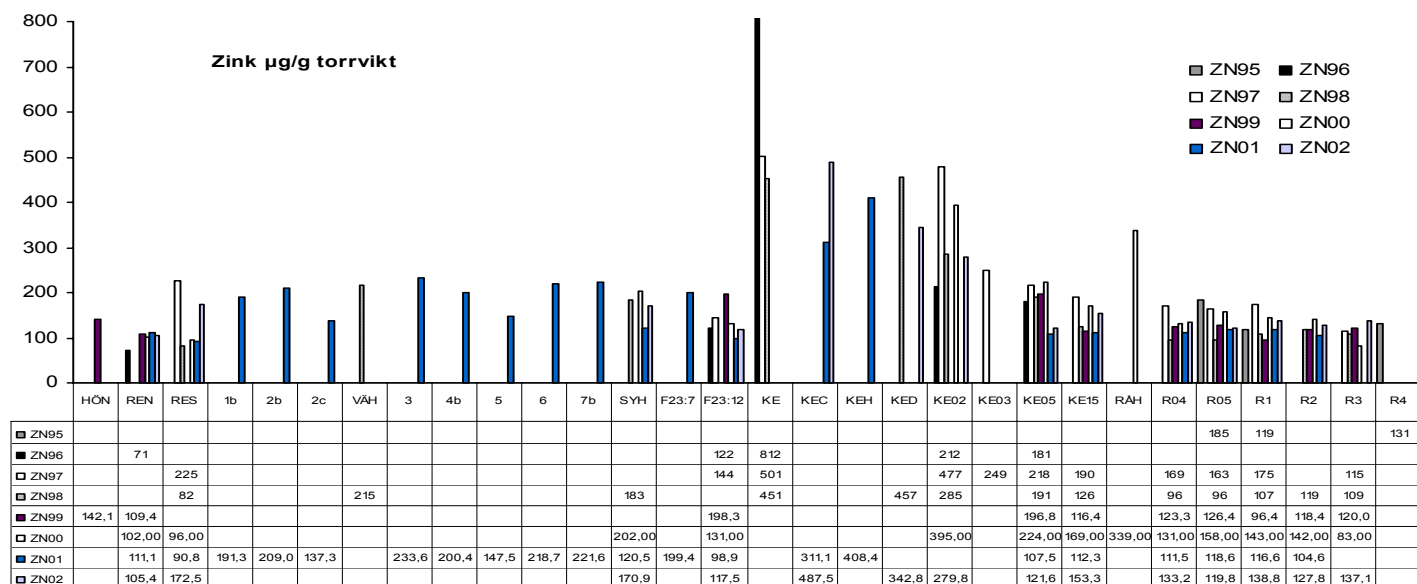


Fig. 61. Zink (µg/g TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

Nickel

Nickelhalterna i undersökningsområdet var genomgående låga under 2002 jämfört med tidigare (Fig. 62). En statistiskt signifikant minskande trend kan konstateras för station R3 under perioden 1998-2002 (Fig. 63).

Jämförelsevis mycket hög halt har uppmätts i mynningen till Kopparverkshamnen under 1996.

Halterna utanför Helsingborg 2002 ligger på samma nivå referensvärden för övriga svenska kusten 1997, 0,97-2,8 µg/g torrsvikt (Bignert 1999) men genomgående lägre än fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 1999 mellan 3,8 och 5,0 µg/g torrsvikt (Lundgren 2003) och även lägre än danska sidan av Öresund, 2,6-3,4 µg/g torrsvikt (Hein et al 2002). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 1 µg/g torrsvikt (Anon 1999).

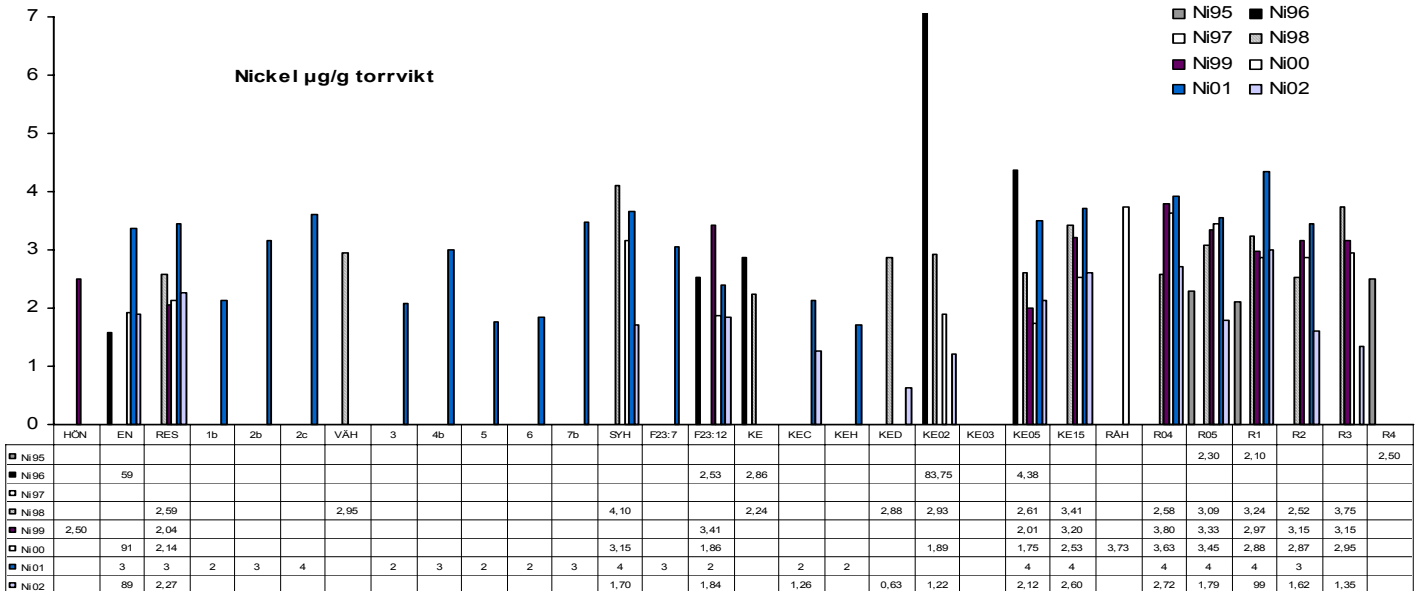


Fig. 62. Nickel (µg/g TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

R3

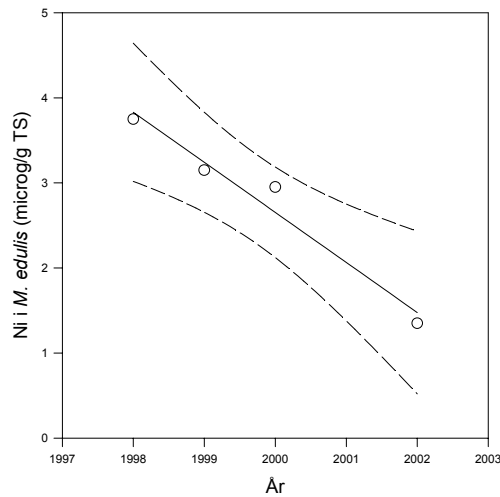


Fig. 63. Utvecklingen av nickel i blåmusslor (µg/g TS) på station R3 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1998-2002. Linjär regression, $r = 0,981$, $p = 0,019$, power 0,05:0,641.

Avvikelseklassning för metaller i blåmusslor

De analyserade värdena för olika metaller kan relateras till Naturvårdsverkets jämförvärden (Anon 1999) som utgör 5-percentilen av en stor mängd mätdata. Kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärde ger ett klassningsvärde som kan ge en uppfattning om föroreningsgraden i musslorna jämfört med normala förhållanden längs kusten (avvikelse-klassning).

Metallhalterna i blåmusslorna varierade en del men innebar att flera av värdena från de 21 provpunkterna under 2002 kunde klassas högt för många element, tabell 11. Endast för kvicksilver kunde flertalet stationer placeras i den lägsta klassen, som indikerar ingen eller obetydlig avvikelse från vad som kan betraktas som normala förhållanden. Detta var också fallet 2001.

För tenn och bly är nivåerna genomgående mycket höga i hela området. Halterna av koppar var också mycket höga i Kopparverkshamnen och Knähakenhamnen. Zink, kobolt, krom och arsenik kunde inte klassas enligt Naturvårdsverkets normer, men jämförelsevis höga halter av zink indikerar att detta element är ett lokalt problem. Kvicksilver och kadmium är däremot mindre problem i området.

Jämfört med halter från danska sidan 2001 noterades genomgående högre halter utanför Helsingborg för tre element, zink, bly och kvicksilver, vilket kan indikera lokalt förhöjd belastning. I relation till klassningen 2001 kunde många stationer klassas högre för flertalet element under 2002 men däremot lägre för nickel. Inga effektgränser anges i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller i musslor.

Tab. 11. Jämförvärden och avvikelseklassningar för metaller i blåmusslor i Västerhavet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4914). Stationerna inom Helsingborgs kustkontrollprogram 2002 har placerats i olika klasser. Höga avvikelsevärden inom parentes.

Variabel	Jämförvärde mg/kg TS	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse ≤1,0	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
Sn	0,2			F23, R0.4, R2, R3	REN, RES, KE0.2, KE0.5, R0.5, R1	SYH, KED, KEC, KE1.5
Pb	0,9			KED	REN, R3	RES, SYH, F23, KEC, KE0.2, KE0.5, KE1.5, R0.4, R0.5, R1, R2
Cu	8		F23, R0.5, R3	RES, SYH, KE0.2, KE0.5, KE1.5, R0.4, R1, R2	REN	KEC, KED
Ni	1	KED	KEC, KE0.2, R3	REN, SYH, F23, R0.5, R2	RES, KE0.5, KE1.5, R0.4, R1	
Cd	1,3	REN	F23, KE0.5	KED, KE0.2, KE1.5, R0.5, R1, R2, R3	RES, SYH, KEC, R0.4	
Hg	0,5	REN, RES, SYH, F23, KEC, KED KE0.2, KE0.5, R0.5, R3	KE1.5, R0.4, R1, R2			

ORGANISKA MILJÖGIFTER

Man bör ha i åtanke att organiska miljögifter är naturfrämmande och därför bör inga halter finnas i oförorenade sediment. Detta är tyvärr sällan fallet eftersom miljöfarliga kemikalier producerats och använts samt därför fått omfattande spridning. Genom förbud och restriktioner samt genom sänkta utsläpp har dock belastningen av flera av dessa föreningar minskat i den akvatiska miljön under senare år.

Sediment i Öresund

Jämförelsevis låga halter av organiska miljögifter uppmättes i sedimenten under 2002 (Fig. 64).

PCB-nivån är dock fortfarande förhöjd i området. Högsta halt noterades återigen i Kopparverkshamnen, där halten dock var den hittills lägst uppmätta.

Jämförelsevis låga halter noterades även för HCB under 2002. I Kopparverkshamnen uppmättes den hittills lägsta halten. Referensintervallet för Bohuskusten avseende HCB ligger mellan 0,1 och 12 ppb, där det högsta värdet avser Stenungssund (Cato 1992). Värdena från Kopparverkshamnen är alltså förhöjda, särskilt med tanke på sedimentens låga ackumulationsbenägenhet. HCB kunde detekteras på 4 stationer av 5 under 2002, vilket var en ökning jämfört med 2001. I Råå hamn har inga halter konstaterats tidigare.

Oktaklornaftalen och oktaklorstyren påträffades 2002 endast i mätbara halter i Kopparverkshamnen (medelvärde 1 respektive 1 ppb), vilket var avsevärt lägre än 2001 (medelvärde 64 respektive 15 ppb).

Halterna av DDT låg under detektionsgränsen i alla provpunkter utom i Råå hamn.

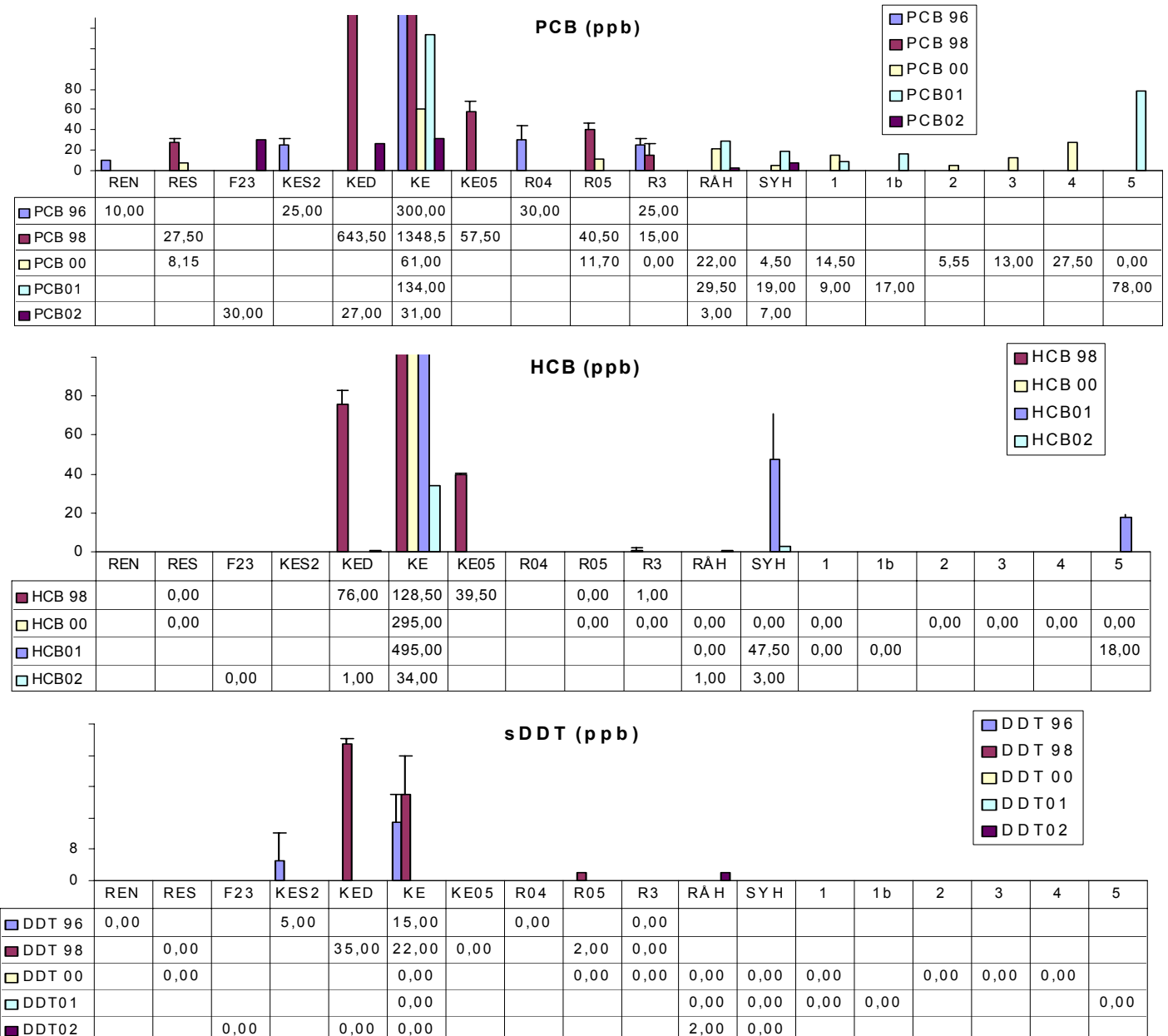


Fig. 64. Organiska miljögifter (ppb/TS) i sediment på 18 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen. För PCB gäller total PCB 1996 och 1998 samt PCB7 under 2000 och framåt. 0,00 innebär att halten underskrider detektionsgränsen. KES2 anger djupsediment från station KE.

Tillståndsklassning för organiska miljögifter i sediment

De analyserade värdena för organiska miljögifter kan relateras till Naturvårdsverkets tillståndsklassningar (Anon 1999). Tillståndsklassningen har baserats på uppmätta halter i svenska kust- och utsjösediment. Klassningen medger en överblick över regionala skillnader samt möjlighet att identifiera områden med förhöjda föroreningshalter. Eftersom halterna av miljögifter är starkt beroende av sedimentets innehåll av organiskt kol skall uppmätta halter relateras till detta. Detta har inte utförts eftersom den organiska halten inte uppmätts som organiskt kol. För att ändå få en grov uppfattning om tillståndet i området har det antagits att den organiska halten låg omkring 1%, vilket verkar rimligt med tanke på analysresultaten för glödförlust i sedimenten.

Tab. 12. Statistiska tillståndsklassningar av organiska miljögifter i sediment enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4914) för stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram under 2002. Det skall observeras att den organiska halten har antagits vara omkring ca 1%.

Variabel	Klass 1 Ingen halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
PCB7			RÅH	SYH	KE, F23, KED
HCB	F23			KED, RÅH	SYH, KE
Summa DDT	Övriga stationer			RÅH	

Alla undersökta stationer kunde under 2002 betecknas som förorenade med tanke på jämförelsevis medelhöga till mycket höga halter av PCB (Tab. 12). Av de fem undersökta stationerna kunde under 2002 endast en placeras i klass 1 för HCB, vilket innebär okontaminerade förhållanden. Två stationer kunde däremot placeras i den högsta klassen och två stationer i den näst högsta klassen. När det gäller DDT kunde endast stationen i Råå hamn betecknas som förorenad.

Resultaten från 2002 innebär en förbättring avseende PCB jämfört med klassningen 2001. När det gäller HCB och DDT kan en viss försämring noteras eftersom flera av de undersökta stationerna kunde placeras i de högsta föroreningsklasserna.

Halterna på alla 5 stationerna överskred kraftigt Oslo-Pariskommissionens (OSPAR) preliminära säkerhetsgräns (1 ppb) för effekter på organismer av PCB. Halten av DDT låg däremot klart under amerikanska NOAA:s effektgräns på 3 ppm. För HCB har ingen sådan säkerhetsgräns angivits.

Blåmusslor

På flertalet stationer 2002 togs prover och behandlades på samma sätt som under åren 1995-2001, d.v.s. genom att musslorna skrapades upp, frystes direkt och därefter analyserades. I Kopparverkshamnen, där de högsta halterna av flera organiska miljögifter uppmätts under flera år, utfördes specialstudier 2001, liksom under tidigare år. Dessa prover togs av dykare i anslutning till rör som mynnar i hamnen, därefter fördes musslorna över till luftade akvarier där de förvarades i 24 timmar före analysen. Alla analyser redovisas på fettviktsbas men är inte helt jämförbara mellan de olika undersökningarna eftersom blåmusslorna var av något olika storlek. Under de sista 5 åren har dock musslorna varit av samma storlek, 25-45 mm.

PCB

PCB-halterna var genomgående låga i undersökningsområdet 2002 jämfört med tidigare (Fig. 65 och 66). Detta beror delvis på att PCB7 analyserades istället för total PCB. Total PCB, som analyserades 1996-1998, ger högre värden än PCB7. Det är därför svårt att uttala sig om någon större reell förändring föreligger även om en viss minskning verkar skönjas. De högsta PCB7-halterna uppmättes i Kopparverkshamnen, Råå hamn och Sydhamnen (KEC2.7, KED, RÅH och SYH), där halter över 1 ppm noterades, vilket var betydligt högre än för övriga stationer. Nivån i Helsingborgsområdet är jämförbar med tre stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 där halter mellan detektionsgränsen och 1,8 ppm uppmättes, medan extremvärdet 49,2 ppm noterades för en station vid Klagshamn (Lundgren 2003). Nivån i Helsingborgsområdet är även jämförbar med övriga svenska kusten, där medelvärden för summa PCB mellan 0,45 och 0,7 noterades 1997 (Bignert 1999).

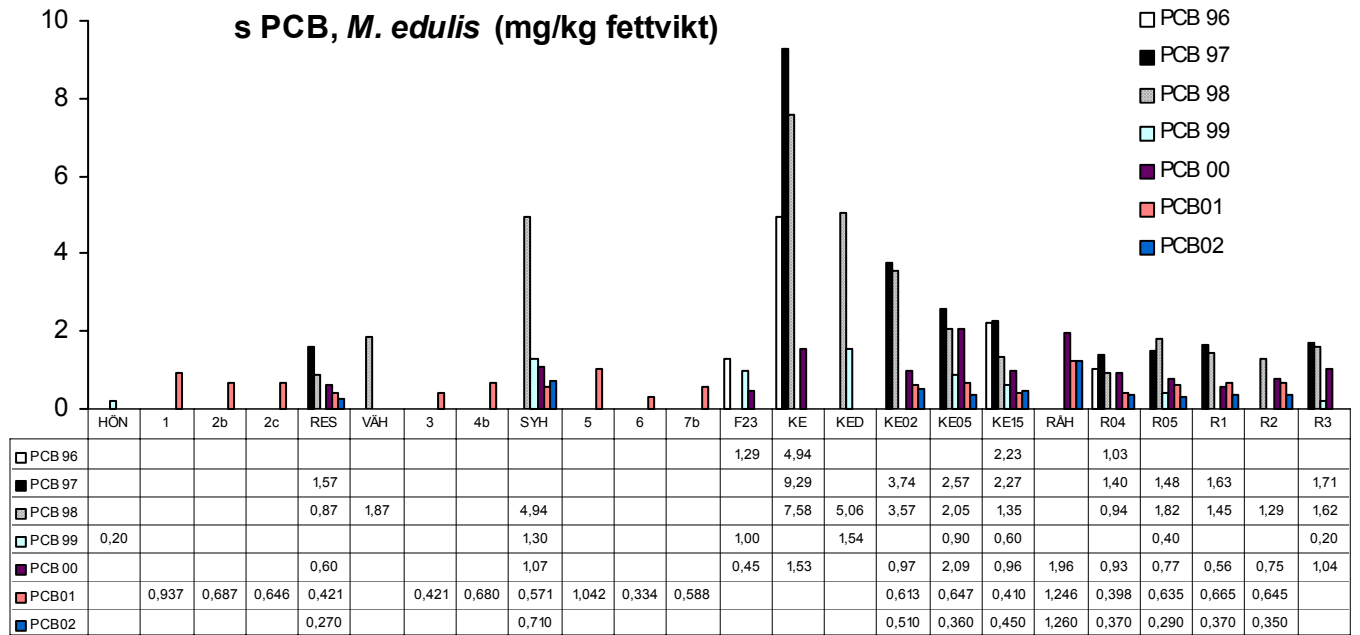


Fig. 65. Summa PCB (ppm/fettvikt) i blåmusslor på 24 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002. Under åren 1995-98 avser värdena total PCB samt under åren 1999 och framåt gäller PCB7.

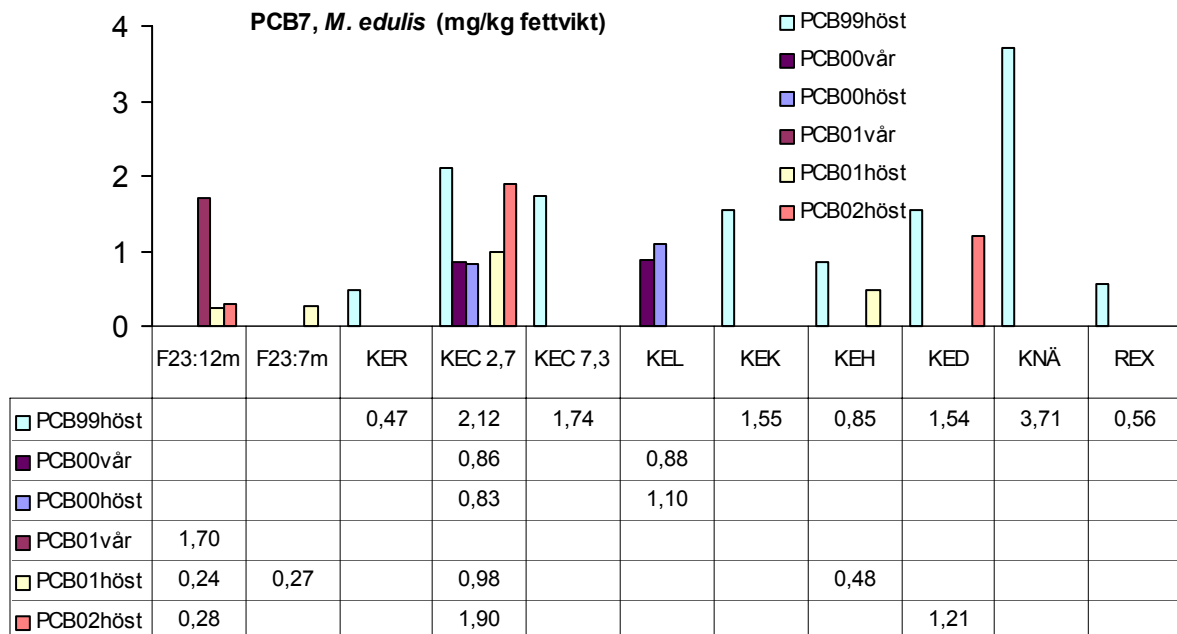


Fig. 66. PCB7 (ppm/fettvikt) i blåmusslor på sju stationer inne i Kopparverkshamnen (KEC2.7, KEC7.3, KEH, KEL, KEK, KED och KNÄ) och fyra stationer strax utanför (F23:12m och F23:7m, KER och REX) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1999-2002. KEC2.7 anger 2,7 m:s djup och närmast rör C medan KEC7,3 anger 7,3 m:s djup och vid botten under rör C. PCB7 exklusive CB101 under hösten 2001 och exklusive CB28 under hösten 2002 pga. osäkra analysvar.

DDT

För DDT låg halterna 2002 i samma storleksordning som 2001 (Fig. 67 och 68). Endast på en station var halten högre än för yttre delar av svenska kusten 1984-97 (medelvärden: 0,08 och 0,11 ppm, Bignert 1999) och för fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds program där halterna låg under detektionsgränsen (Lundgren 2003).

Den högsta halten 2002, som var flera gånger högre än för övriga stationer, uppmättes i Råå hamn (RÅH).

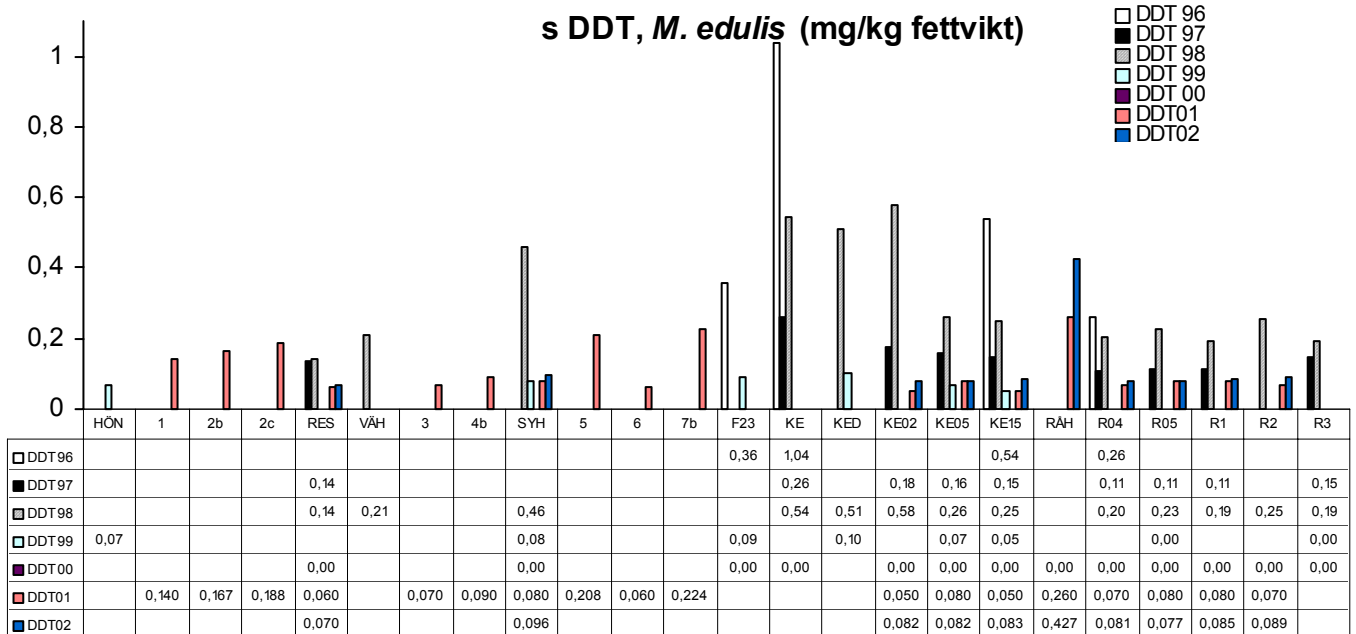


Fig. 67. Summa DDT (ppm/fettvikt) i blåmusslor på 21 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

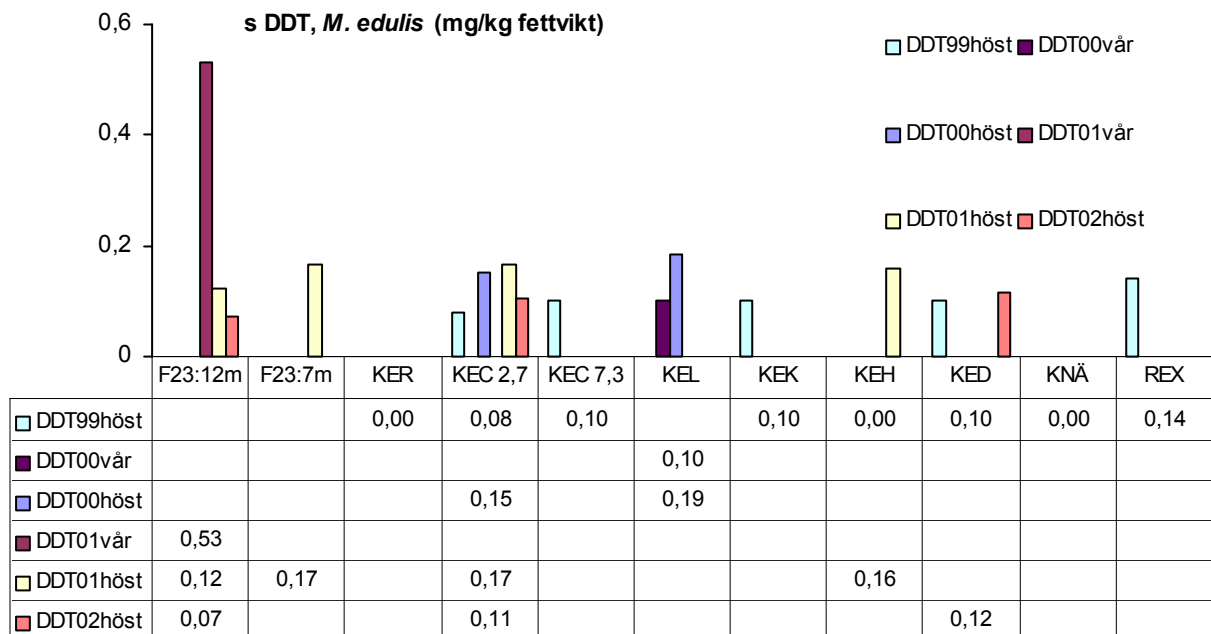


Fig. 68. Summa DDT (ppm/fettvikt) i blåmusslor på sju stationer inne i Kopperverkshamnen (KEC2.7, KEC7.3, KEH, KEL, KEK, KED och KNÄ) och fyra stationer strax utanför (F23:12m och F23:7m, KER och REX) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1999-2002. KEC2.7 anger 2,7 m:s djup och närmast rör C medan KEC7,3 anger 7,3 m:s djup och vid botten under rör C.

HCB

HCB-halten i blåmussla *Mytilus edulis* har inte undersökts före 1997. Analysvärden har under 1997 och 1998 pekat på särskilt höga halter av denna substans inne i Kopparverkshamnen (Fig. 69 & 70) men även strax utanför har tydligt förhöjda halter noterats jämfört med yttre delar av svenska kusten 1988-97 (medelvärden: 0,003-0,007 ppm, Bignert 1999) och övriga Öresund 2002 (under detektionsgränsen, Lundgren 2003). Det är därför glädjande att halterna var jämförelsevis lägre 2002, särskilt i Kopparverkshamnen.

Under 2000 kunde HCB endast detekteras på 3 av 15 stationer, medan detta var fallet för 11 av 22 stationer under 2001 och under 2002 detekterades substansen på samtliga 13 stationer. Detektionsgränsen har dock varierat avsevärt.

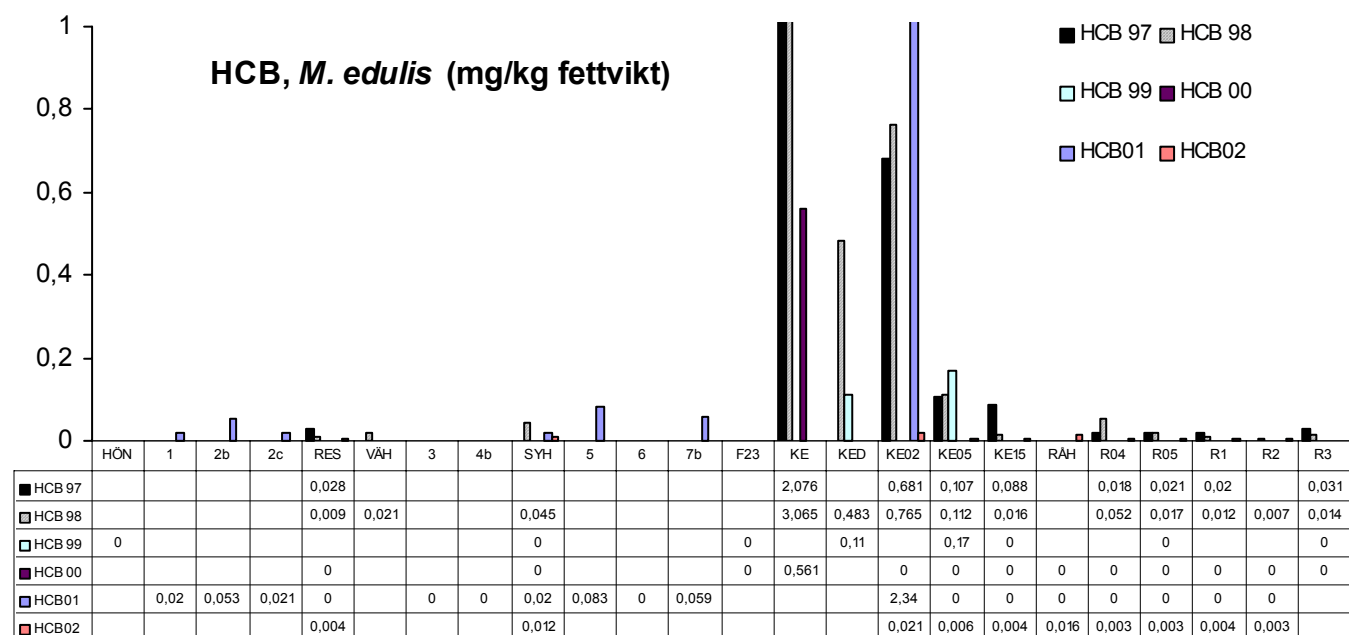


Fig. 69. HCB (ppm/fettvikt) i blåmusslor på 24 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2002.

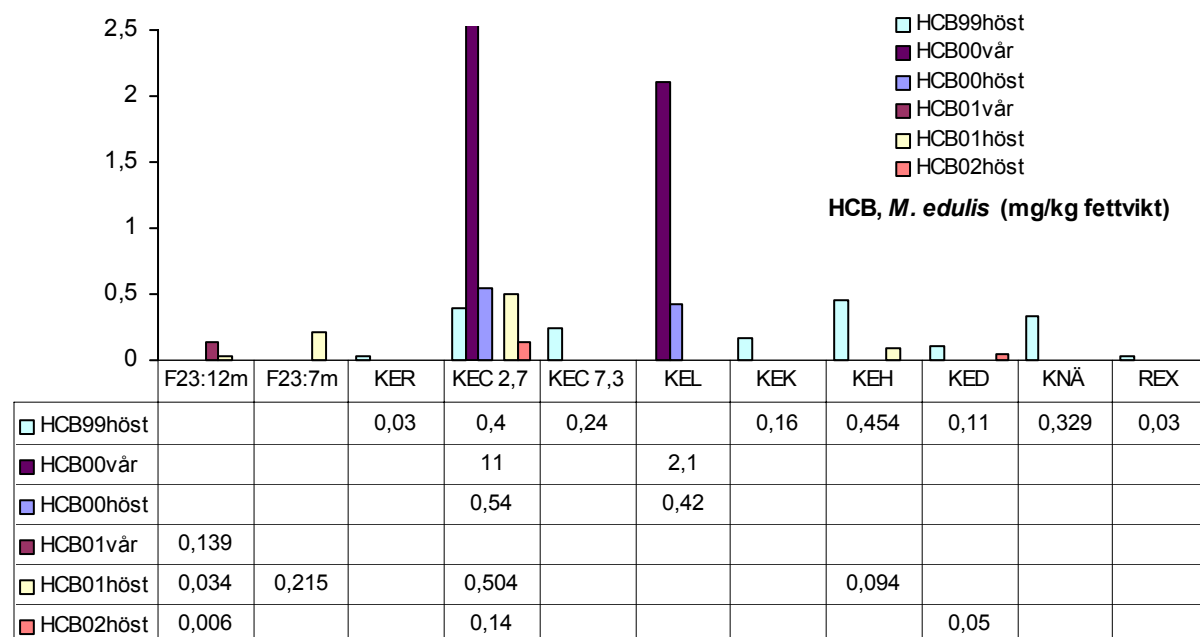


Fig. 70. HCB (ppm/fettvikt) i blåmusslor på sju stationer inne i Kopparverkshamnen (KEC2.7, KEC7.3, KEH, KEL, KEK, KED och KNÄ) och fyra stationer strax utanför (F23:12m och F23:7m, KER och REX) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1999-2002. KEC2.7 anger 2,7 m:s djup och närmast rör C medan KEC7,3 anger 7,3 m:s djup och vid botten under rör C.

Övriga substanser

HCH (a,b, lindan) och transnonaklor analyserades dessutom på 13 stationer under 2002. HCH i varierande form låg strax över detektionsgränsen (2-8 ppb) på samtliga dessa stationer. Detta var också fallet för transnonaklor (2-6 ppb). Oktaklorstyren påträffades endast i Kopparverkshamnen vilket inte var fallet 2001 eller 2000, halten var dock låg (4 ppb).

Effektgränser för organiska miljögifter i musslor

Oslo-Pariskommisionen (OSPAR) har utarbetat effektgränser för några organiska miljögifter i vävnader. Av dessa är två aktuella för undersökningsområdet, DDE och PCB. Dessvärre har effektgränser för HCB, bromerade difenyletrar, organiska tennföreningar och många andra organiska miljögifter inte utarbetats. Värdena anger gränser för biologiska effekter som kan förväntas på känsligaste art.

För DDE anges effektgränsen för mussla preliminärt till 0,075 mg/kg torrsvikt enligt OSPAR. Inga prov som togs under 2002 nådde upp till denna gräns, maximalt noterades ca 0,002 mg/kg torrsvikt omräknat från fettviktsbaserade analysvärden.

För PCB7 anges effektgränsen för mussla till 0,04 mg/kg torrsvikt enligt OSPAR. Inget resultat från 2002 nådde upp till denna gräns (max 0,022 mg/kg torrsvikt), vilket inte heller var fallet 2001. En station tangerade denna gräns under 2000. Under 1998 låg tre stationer strax över gränsen.

För HCB och oktaklorstyren har inga effektgränser utarbetats. Substanserna kan dock misstänkas ha effekter, främst på fortplantning, nervsystem och immunsystem.

SLUTORD

Undersökningarna utanför Helsingborg visar att havet påverkas av många aktiviteter på land men också av fartygstrafiken. Övergödning och miljögifter har visat sig vara stora och långsiktiga problem. Under 2002 gav sig ett nytt problem till känna lokalt – införseln av främmande arter. Det finns dom som anser att detta problem förändrar ekosystemet mer än övergödning och miljögifter. Fortsatta undersökningar får utvisa om detta är giltigt längs Helsingborgskusten. Hur som helst är den plötsliga introduktionen av en ny art i ett område allvarlig och svår att åtgärda. Tydliga regler för hantering av ballastvatten bör införas för fartygstrafiken.

REFERENSER

- Anon. 1987. Öresund. Miljöfarlighetsanalys av toxiska ämnen. Naturvårdsverket. Rapport 3400. 1987. 83 pp.
- Anon. 1995. Nordic environmental specimen banking – methods in use in ESB. Tema Nord 1995:543.
- Anon. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav. SNV Rapport 4914.
- Bergek S & M Tysklind. 2002. Analys av PCDD/PCDF samt non-orto PCB-er i två skrubbprover. Miljö kemi. Umeå Universitet. 3 pp.
- Bignert A. 1999. Comments concerning the national Swedish contaminant monitoring programme in marine biota. Contaminant research group at the Swedish Museum of Natural history.
- Bray, J. R., Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- Clarke K.R., Warwick R.M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory.
- Cato, I. 1992. Sedimentundersökningar längs Bohuskusten 1990 – Göteborgs och Bohus läns kustvattenkontroll. SGU Rapporter och meddelanden nr 74. 97 pp.
- Cato, I. 1999. Miljögifter och miljö kvalitet längs Bohuskusten 1990-1998 – Förändringar, belastning och samband. SGU 2000. Göteborgs och Bohus läns kustvattenkontroll. 135 pp.
- Christensen, J H. & J. Platz. 2001. Screening of Polybrominated Diphenyl Ethers in Blue Mussels, Marine and Freshwater Sediments in Denmark. *Journal of Environmental Monitoring. Under tryckning.*
- DMU 2003. Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltvindet i 2002 i de indre danske farvande. Faglig rapport fra DMU, nr 456. Danmarks Miljøundersøgelser.

- Diaz J D & R Rosenberg. 1995. Marine benthic hypoxia. A review of its ecological effects and the behavioural responses of the benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol.* 33, 245-303.
- EU, Ekologiska rådet 2000. http://www.ecocouncil.dk/arkiv/2000/000908_flammehammer.html
- Fallesen G & H M Jörgensen. 1991. Distribution of *Nephtys hombergii* and *Nephtys ciliata* (Polychaeta: Nephtyidae) in Århus Bay, Denmark, with emphasis on the effect of severe oxygen deficiency. *Ophelia Suppl.* 5: 443-450.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1996. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1995. 40 pp.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1997. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1996. 60 pp.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1998a. Knähaken – Öresunds stolthet. Ett hundraårigt perspektiv på biologisk mångfald i ett kustnära havområde. Miljönämnden i Helsingborg och Miljövårdsfonden Malmöhus läns landsting. 57 pp.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1998b. Knähakens Hästmusselbankar – Ett hundraårigt perspektiv på biologisk mångfald i ett kustnära havområde. *Fauna och Flora* 93:1, 9-28.
- Göransson P. & M. Karlsson. 2000. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1998. 117 pp.
- Göransson P, M. Karlsson & L. Börjesson. 2001. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1999 & 2000. 88 pp.
- Göransson P. 1999. Bottenfauna och sediment. Undersökningar i Öresund 1998. ÖVF Rapport 1999:1. Öresunds vattenvårdsförbund.
- Göransson P. 1999b. Förslag till operationella miljömål för bottenfaunan i Öresund. Öresundsvattensamarbetet.
- Göransson P. 1999c. Det långa och det korta perspektivet i södra Kattegatt – bottendjurens berättelse från två provpunkter. *Fauna och Flora* 94:3, 125-138.
- Göransson P. 2001. Det långa och korta perspektivet – bottendjuren berättar från södra Kattegatt. Syrebrist i havet – dess orsaker och effekter. Havsmiljön temanummer. Göteborgs Marina Forskningscentrum och länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Hagerman L. 1998. Physiological flexibility; a necessity for life in anoxic and sulphidic habitats. Development in hydrobiology 132. 32nd EMBS. Lysekil, Sweden 1997.
- Hartmann-Schröder G. 1996. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta.
- Hein M, Brøns Hansen J, Holm Ditlevsen G, Burgdorf Nielsen J, Rasmussen J, Sørensen K & L A Angantyr. Övervakning av Øresund 2001. Fredriksborgs Amt, Københavns Amt, Københavns kommune og Roskilde Amt.
- Henriksson R. 1969. Influence of pollution on the bottom fauna of the Sound (Öresund). *Oikos* 20: 507-523.
- Håkansson L. & R. Rosenberg. 1985. Praktisk kustekologi. Naturvårdsverket. s.nv pm 1987. 110 pp.
- Jörundsdóttir H Ó & S Jensen. 2002. Koncentration av klorerade kolväten i fisk och musslor från Helsingborgsområdet 2001. Institutionen för miljö kemi, Stockholms Universitet. 7 pp.
- Kanneworff E. & W. Nicolaisen. 1973. The "Haps" a frame-supported bottom corer. *Ophelia*, 10: 119-129.
- Karlsson M. & Göransson P. 1999. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1997. 30 pp.
- Kruskal, J.B., Wish, M. 1978. Multidimensional scaling. Sage Publications, Beverly Hills, California.
- Lundgren, F. 2003. Miljögifter i biota. Undersökningar i Öresund 2002. ÖVF Rapport 2003:1. Öresunds vattenvårdsförbund. 10 pp.
- OSPARCOM 1990. Oslo and Paris Comissions. Principles and methodology of the joint monitoring programme.
- Pearson T H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16:229-311.
- Persson L-E. 1994. Nya arter ändrar Östersjön mer än våra föroreningar. *Fauna och Flora* nr 5, 33-37.
- Rosenberg R, Loo L-O & P. Möller. 1992. Hypoxia, salinity and temperature as structuring factors for benthic communities in a eutrophic area. *Neth. J. Sea Res.* 30: 121-129.
- SEMACE 1996. Status report 1996. Shallow water fauna. The authorities' control and monitoring programme for the fixed link across Öresund.
- SEMACE 1998. Bundfauna. Anden fauna end blåmuslinger. Datarapport nr. 2. Förår 1998. Artlister. The authorities' control and monitoring programme for the fixed link across Öresund.
- Smith W. & McIntyre A. D. 1954. A spring-loaded bottom sampler. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 33.1954. p 261.
- Sokal R. R. & F. J. Rohlf. 1995. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. Third edition. W. H. Freeman and company. 887 pp.
- Waldock, M J, Thain, J E. & M E. Waite. 1987. The distribution and potential toxic effects of TBT in UK estuaries during 1986. *Appl. Organomet. Chem.* 1: 287-301.

