

SAMORDNAD KUSTVATTENKONTROLL I KALMAR LÄN
Årsrapport 1998

Medverkande i rapporten:

Susan Smith, Fiskeriverket

Jan Andersson, Fiskeriverket

Katinka Lindquist, SMHI

Bo Juhlin, SMHI

Haldo Vedin, SMHI

Lars Andersson, SMHI

Ingemar Cato, SGU Maringeologi

Lars Förlin, Zoofysiologiska avdelningen, Göteborgs universitet

Margaretha Adolfsson-Erici, Laboratoriet för Analytisk Miljökemi, ITM, Stockholm universitet

Eric Lindesjö, Laboratoriet för Akvatisk Ekotoxikologi, ITM, Stockholm universitet

Innehållsförteckning

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	1
1. SAMMANFATTNING	3
2. INLEDNING	5
3. VÄDERÅRET	6
4. TILLRINNING OCH BELASTNING	7
5. FÖRHÅLLANDENA I UTSJÖN-EGENTLIGA ÖSTERSJÖN	9
6. KALMAR LÄN 1998 - UNDERSÖKNINGSTYPER	11
6.1 HYDROGRAFI	11
6.1.1 Temperatur	12
6.1.2 Salthalt	12
6.1.3 Siktdjup	12
6.1.4 Syrgas, syrgasmättnad.....	13
6.1.5 Närsalter	13
6.1.6 N/P kvoter	14
6.1.7 Totalt organiskt kol (TOC) och klorofyll-a	15
6.2 MJUKBOTTENFAUNA	15
6.3 HÅRDA BOTTNAR	19
6.3.1 Blåstångsbältet.....	19
6.3.2 Rödalsbältet	20
6.3.4 Näringsinnehåll hos blåstång	22
6.4 FISKUNDERSÖKNINGAR	23
6.5 MILJÖGIFTER.....	23
6.5.1 Metaller i blåmussla.....	23
6.5.2 Metaller i blåstång	23
6.5.3 Organiska föreningar i blåmussla	23
6.6 ÅMYNNINGAR	24
6.6.1 Växtsamhällen	24
6.6.2 Mjukbottenfauna.....	24
6.6.3 Näringsinnehåll hos blåstång	26
7. DELOMRÅDEN OCH RECIPIENTER 1998	27
7.1 SÖDRA KALMARSUND	27
7.1.1 Hydrografi (Ref M1V1, Ref V2, K3V, K15MV, K11MV)	27
7.1.2 Torsås.....	27
7.1.3 Mörbylånga	28
7.1.4 Kalmar	28
7.2 NORRA KALMARSUND.....	30

Kalmar kustvattenkontroll 1998

7.2.1 Hydrografi (B1V, M3V, M1V, MB210VMS, MB24V, MB1VMS, MB2V, O3V, O1V).....	30
7.2.2 Borgholm	30
7.2.3 Mönsterås	31
7.2.4 Mönsterås Bruk.....	31
7.2.5 Oskarshamn	65
7.2.7 Figeholms Bruk	65
7.3 NORRA SKÄRGÅRDSOMRÅDET.....	66
7.3.2 OKG AB.....	67
7.3.3 Sjöängsviken	67
7.3.4 Västervikssågen.....	67
7.3.5 Västervik	68
7.4 FISKODLINGAR.....	68

KARTOR

BILAGOR

1. SAMMANFATTNING

SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut), Fiskeriverket och SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) svarade under 1998 för den samordnade kustkontrollen i Kalmar läns kustvatten. Provtagningsprogrammet utfördes som tidigare år enligt de riktlinjer som har föreskrivits i kontraktet och omfattade hydrografi, bottenfauna, alger och fauna på hårbotten, fisk och fiskfysiologi samt miljögifter.

Väderåret 1998 i Kalmar län var något varmare och nederbördsrikare än normalt. Vintern var genomgående mycket mild. Med undantag för oktober var medelvindhastigheten lägre än de normala under årets alla månader. Detta bidrog till minskad vattenomblandning och därmed sämre syresättning i instängda vikar. I egentliga Östersjön inträffade inga större saltvatteninflöden vilket också bidrog till försämrade syreförhållanden i stort.

Uppvärmningen av ytvattnet påbörjades i maj för att sedan kulminera under julmätningen med en medeltemperatur på blygsamma 16 °C i hela kustområdet.

Medelvärdet av siktdjupet i norra Kalmar-sund ökade jämfört med 1997, emellertid inte signifikant. Halterna av TOC ökade något. Klorofyllhalterna låg i stort sett på samma nivå som de senaste åren.

Syrgashalten i bottenvattnet längs hela kustområdet var överlag lägre än under 1997. De lägsta halterna noterades under slutet av året i Gamlebyviken, där extremt höga ammoniumkvävehalter i bottenvattnet påvisade sva-velväte.

Närsalthalterna låg ca 35-40 % högre i Kalmar läns kustvatten än i utsjön. Medelvärdet av totalfosfor låg något högre än 1997 och medelvärdet av totalkväve i hela kustområdet var oförändrat.

Kväve/fosfor kvoterna under 1998 var generellt något högre, speciellt i april-juni, jämfört med 1997.

Mjukbottenfaunan kännetecknades liksom tidigare år av en art- och individfattigdom och en knappt mätbar biomassa på fyra lokaler i Västerviksområdet och i Oskarshamn. Övergödning med åtföljande låga syrgashalter respektive metallförgiftning verkar ha utvecklats till ett kroniskt problem på dessa lokaler.

Biomassan hade gått starkt tillbaka på många lokaler, främst genom en nedgång för Östersjömussla. De flesta drabbade lokaler har uppvisat tecken till problem tidigare, men fyra nya problemlokaler hade tillkommit i skärgårdsområdena i norra Kalmarsund och Västervik. En ökning noterades även för andelen stationer med höga biomassor. I båda fallen framförs hypotesen att effekter av övergödning ligger bakom utvecklingen.

Utbredningen av slammärta och vitmärta har minskat under året, troligen avspeglade naturliga beståndsvariationer. Den invandrande havsborstmasken *Marenzelleria cf. viridis* har erövat den nordligaste lokalen i länet och har, inte oväntat, befäst sin ställning bland de övriga arterna i mjukbottensamhällena.

Blåstång saknades helt på fyra av 28 lokaler i länet, samtliga i recipienten för Mönsterås Bruk. En återetablering hade inträffat på den sedan länge tångfria referensstationen vid Göklabben längst i norr. Bälten hade återkommit på sex lokaler och försvunnit på tre. De mest livskraftiga bältena förekom vid Bergkvara, vid Ölandsbron, utanför Oskarshamnsverket och i mellanskärgården nära Västervik. De svagaste fanns som tidigare vid östra Öland, nära Mönsterås Bruk samt i Västerviks innerskärgård och på den nordligaste referenslokalen. Måttlig till god nyrekrytering av tång förekom på många lokaler. Betningsskadorna var mest utbredda vid Mönsterås Bruk. Nedslamning och påväxt var mest utbredd i inomskärsområdena vid Kalmar, Oskarshamn, Figeholm och Västervik.

Rödalgslängorna var rikast vid Oskarshamnsverket och inslaget av fintrådiga brunalger hade ökat sedan 1997 i stora delar av länet. Även faunan var starkast utvecklad vid Oskarshamnsverket, medan individrikedomen hade minskat i stora delar av länet, främst genom en tillbakagång för snäckor och musslor. Småvuxna kräftdjur hade blivit vanligare.

Provfiskena vid Mönsterås Bruk påvisade en fortsatt tillbakagång för abborre och gädd, på grund av låga vattentemperaturer, generellt små fångster. Några tecken till förbättrad rekrytering observerades inte för någon av arterna i provfiskefångsten. Problemen med fiskrekryteringen är storskaliga i Kalmar- och Smögenregionen och är under utredning.

Kontrollen av tånglakens yngel vid Mönsterås Bruk kunde inte påvisa några effekter av brukets verksamhet.

I studien av fysiologiska effekter hos tånglake vid Mönsterås Bruk har undersökningar genomförts i tre lokaler i recipienten och två referenslokaler. Ett stort antal variabler undersöktes.

Plasmaklorid och hematokrit uppvisade tydliga effekter i recipienten. Svaga effekter noterades för den vita blodcells bilden och leverns EROD-aktivitet. Leversomatiskt index (LSI), leverenzymerna GST, GR och katalas samt lever- och muskelglykogen verkade inte vara påverkade i recipienten. Den leverhistologiska analysen tyder på små eller inga avvikelser. Nivåerna av hartssyror och steroler var låga. De högsta nivåerna påvisades vid Gåsö, som var den vid provtagnings-tillfället mest exponerade lokalen. Analyser utanför det ordinarie provtagningsprogrammet påvisade en onormalt hög andel hanar bland tånglakarnas yngel.

De flesta undersökta fysiologiska variablerna uppvisade måttliga eller inga effekter i recipienten. Fortsatta undersökningar kommer att

visa om effekterna på blodvariablerna och den observerade förbättringen för EROD är bestående. Den sneda könskvoten hos tånglakeyngel har lett till att kontrollerade laboratorieexponeringsförsök startats för att undersöka om skogsindustrins avloppsvatten kan vara orsaken.

Växtsamhällena utanför de större åmynningarna i länet uppvisar stora mellanårsvariationer och någon tydlig effekt på de högre växterna har ännu inte kunnat utläsas. Blåstången har dock gått starkt tillbaka vid tre år söder om Kalmar.

Länets individrikaste mjukbottensamhälle 1998 observerades vid Emån, medan individtätheten var låg vid Alsterån. Biomassan hade ökat och var mycket hög vid Bruatorpsån, där tre olika musselarter dominerade. Förändringarna för biomassan från 1997 var i övrigt små.

Vid Hagbyån observerades en mycket hög halt av koppar i blåmussla. Metallhalter något över bakgrunden registrerades för nickel utanför Storån vid Helgenäs och för bly utanför Bruatorpsån. I övrigt var halterna av analyserade metaller nära eller under bakgrundsnivån. Kvävehalterna i blåstångens årsskott låg nära ett genomsnitt för länet vid åarna norr om Kalmar och var lägre i söder. Fosforhalterna låg genomgående nära medel.

Mjukbottenfaunan vid länets fiskodlingar hade med ett par undantag hög biomassa dominerad av Östersjömusslor. Förändringarna från föregående år var genomgående små och ofta positiva. Förekomsten av vitmärta nära odlingen i Grytholmen vid Blankaholm hade minskat något men var fortfarande rik. De enda odlingarna med uppenbart negativt påverkade bottenförhållanden var de vid Vånevik söder om Oskarshamn. Vid samtliga odlingar förekom sammanhängande tånglängor, som i samtliga fall var starkt nedslammade och påvuxna av fintrådiga brunalger.

2. INLEDNING

Hydrografi

Hydrografimätningarna under 1998 har utförts som tidigare år från mindre trailerburna båtar. Under referensprovtagningarna varannan månad har lokala båtar och sjöräddningen i Bergkvara utnyttjats. Från och med juli månad har provtagningen skett i samband med Blekingekustens och Västra Hanöbukens provtagningsprogram. Provtagning sker som tidigare i mitten på varje månad.

På grund av ishinder med isar som varken burit eller brustit har under februari inte stationerna O1-V, M3-V samt K15-MV mätts. Vidare har av samma anledning inte stationerna S1-VMS, S2-VMS, REFV2V, O1-V samt K15-MV mätts i december.

1998 års belastningssiffror för länet har inte varit färdiga varför en komplettering måste komma senare.

Biologi

De biologiska undersökningarna genomfördes 1998 enligt gällande program med insamling av bottenfaunaprover i april-maj, provfisken vid Mönsterås Bruk med referensområde i juli-augusti, provtagning vid åmynningar i augusti-september och dykningar på ordinarie hårdbottenstationer och fiskodlingar samt insamling av miljögiftprover i september-oktober. Fältsäsongen avslutades med yngelkontroll och fysiologisk provtagning av tånglake i början av november.

Från och med 1998 utgick grundområdesfauna och analys av längdtillväxt hos blåstång ur programmet. På begäran av Mönsterås Bruk tillkom ytterligare en station för fysiologi hos tånglake och provtagningsprogrammet utökades till att årligen omfatta analys av ett stort antal variabler. De analyserade variablerna är:

- Honornas längd och vikt
- Levervikt
- Leversomatiskt index (LSI)
- Blodvariablerna laktat, hematokrit, plasmaklorid
- Leverenzymerna EROD, GST, GR och katalas
- Blodceller
- Lever- och muskelglykogen
- Hartssyror och steroler
- Leverhistologi

Sedimentundersökningen och estuarieprogrammet 1998

Under perioden 24 till 29 november 1998 insamlades sedimentprov från totalt 45 stationer mellan Kalmar och Västervik. Analyserna pågår och beräknas bli klara under sommaren 1999. Denna del av kustvattenkontrollen planeras avrapporteras i sin helhet under första kvartalet år 2000.

Sedimentfälliprogrammet 1999

Sedimentfällor i den andra undersökningsomgången sattes ut den 17 maj 1999. Detta är senare än planerat men hänger samman med att utsättningen inte bedömdes kunna ske innan omlägningsarbetena med den nya avloppstuben från Mönsterås Bruk var slutförda. Omlägningsarbetena bedömdes störa den naturliga resuspensions/sedimentationsmiljön vilket i sin tur högst menligt skulle inverka på möjligheterna att jämföra resultaten från de två omgångarna med sedimentfällor (1996/97 och 1999/2000).

3. VÄDERÅRET

Vintern 1997-98 var genomgående mycket mild, och riktigt vinterväder rådde bara i slutet av januari och i början av februari. Den 31 januari var det mycket hårt väder på Kalmarsund med nordvind på omkring 20 m/s och temperatur kring -7 grader.

Den lindriga vintern till trots lät den riktiga vårvärmen vänta på sig, och mars blev vintersäsongens kallaste månad. Märkligt är också att skillnaden i medeltemperatur mellan april och februari var unikt liten eller bara 0,3 grader vid Ölands norra udde. Mätningar har där pågått sedan 1855, och den tidigare minsta temperaturskillnaden inträffade 1903, då april var 1,1 grader varmare än februari.

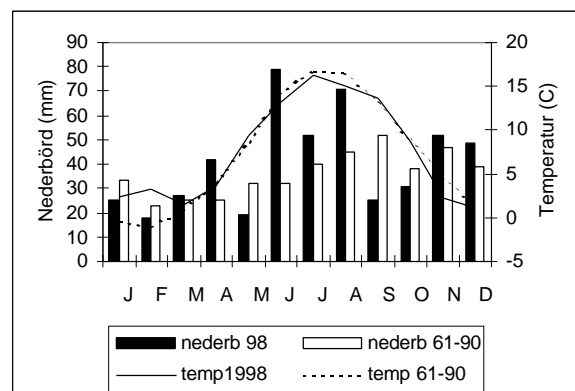
Under de sista dagarna i april kom vårvärmen på allvar, och en vecka in i maj blev det högsommarvarmt innanför kusten och på inre Öland. Den 10 passerades t o m 25-gradersstrecket på Ölands norra udde i samband med att vinden för en kort stund vred över till syd. Det skulle visa sig bli årets högsta temperatur där. På södra udden, där det blåste från havet hela dagen, orkade temperaturen inte ens över 13-gradersstrecket samma dag.

Den 20 maj tog värmen plötsligt slut och den kom sen egentligen inte tillbaka mer på hela sommaren, som blev övervägande regnig och kylig. Den 7–8 juni drog en kraftig åskfront fram över den norra delen av sundet, varvid Ölands norra udde fick 46 mm regn. I övrigt var dygnsmängderna relativt måttliga, men det regnade nästan varje dag, och juni blev där den näst nederbördsrikaste under 1900-talet, överträffad endast av juni 1901. Vackrast av de tre sommarmånaderna var juli med temperaturer och regnmängder nära de normala.

Hösten var till en början ganska varm och vacker, även om oktober genomgående var blåsig. Den högsta medelvindhastigheten, tillika årets högsta i Kalmarsund, stannade ändå vid ganska måttliga 21 m/s vid Ölands

södra udde den 18. Vid månadsskiftet oktober – november tog det förhållandevis varma vädret slut, och novembermånaden blev seklets fjärde kallaste. Redan den 20 gjorde också vintern entré med dygnsmedeltemperaturer under noll och snö. I mitten av december kom dock vintern av sig, åtminstone tillfälligt.

Som helhet var det gångna året 0,1–0,2 grader varmare än normalt, en helt obetydlig avvikelser, men det är ändå notabelt att alla de senaste elva åren med undantag för 1996 haft högre medeltemperatur än genomsnittet för den nu använda normalperioden 1961-90. Årsnederbörden var ca 15 procent över och antalet soltimmar ca 15 procent under normalvärdena. Under de tre sommarmånaderna var antalet soltimmar hela 25 procent under det normala. Liksom under de flesta andra år på 1990-talet nådde vinden aldrig stormstyrka, och med undantag för oktober var medelvindhastigheten lägre än den normala under alla årets månader.

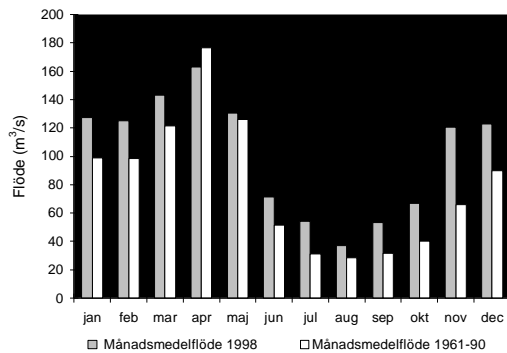


Figur 3.1 Temperatur och nederbördsförhållanden vid Ölands norra udde 1998 och normalperioden 1961-1990.

4. TILLRINNING OCH BELASTNING

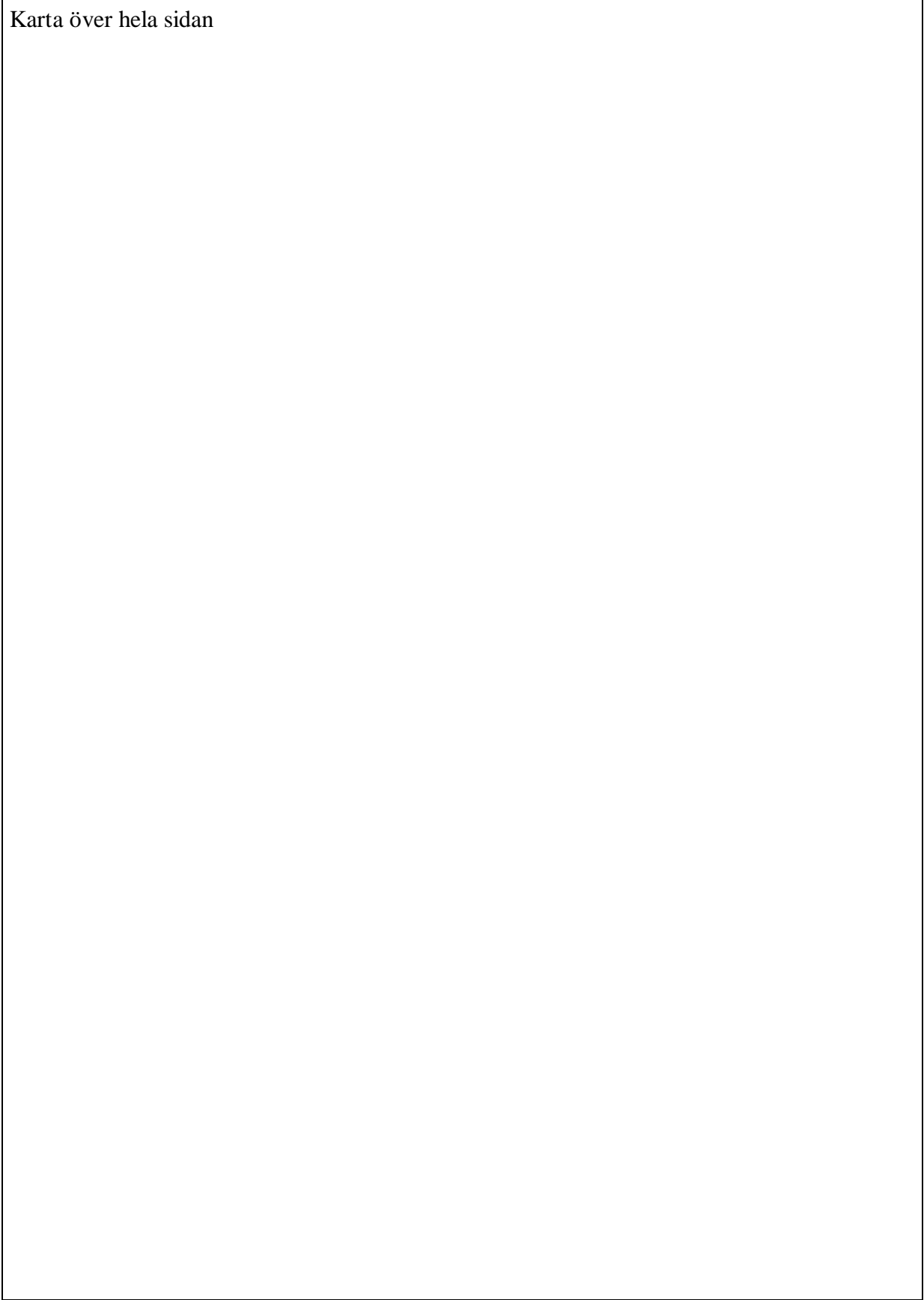
Årets tillrinning till Kalmar läns kustvatten var i genomsnitt 27 % högre än medelvärdet för perioden 1961-90. Endast under april underskred tillrinningen den normala, medan tillrinningen under övriga månader var över den normala. Särskilt i november och december var flödena mycket över (i november nära det dubbla jämfört med) genomsnittet för perioden 1961-90.

De uppgifter om belastning under 1998 som inkommit från Länsstyrelsen redovisas i bilaga 1:8.



Figur 4.1 Tillrinning till Kalmar läns kustvatten 1998.

Karta över hela sidan



Figur 4.2 Avrinningsområden och punktkällor i Kalmar läns kustvatten

5. FÖRHÅLLANDENA I UTSJÖN- EGENTLIGA ÖSTERSJÖN

närsalthalterna i Östersjöns ytvatten var något lägre än normalt i början av året. I april var dock ordningen återställd och under resten av året följde samtliga ytvattenparametrar medelkurvan. Det dåliga sommarvärdet återspeglades tydligast i de mer kustnära områdena där ytvattentemperaturerna under perioden juni till augusti var lägre än normalt.

I början av året var ytvattnet homogent ned till haloklinen (saltsprångskiktet) på ca 40 m djup i södra och 70 m djup i norra Östersjön. I april började en termoklin (temperatursprångskikt) utvecklas, först i söder och senare även i norr. Skiktet låg som grundast, på ca. 10 m djup, under maj – juni, medan det låg djupare ca. 20 m i augusti-september. Därefter djupnade det ytterligare, samtidigt som det försvagades, och i december var vattnet åter homogent ner till haloklinen. Ytvattentemperaturen följde medelkurvan under större delen av året utom under sommarmånaderna då den låg klart under normalvärdet. Avvikelsen var störst i den nordvästra delen av området. Salthalten i ytlagret var generellt sett något under den normala hela året.

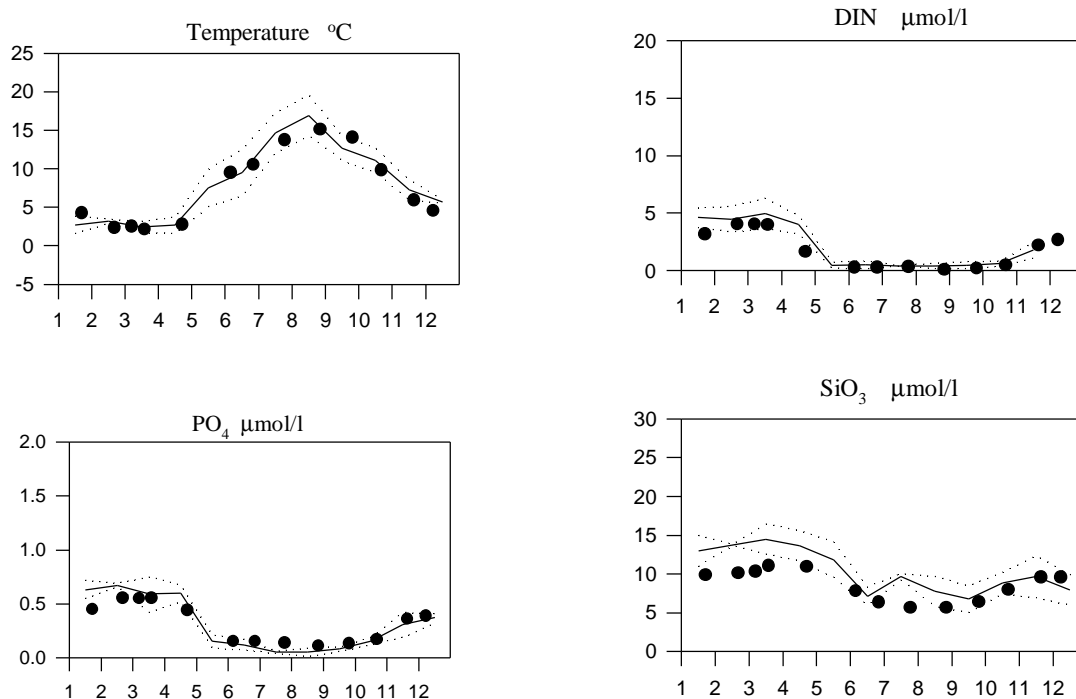
I norra och centrala Östersjön var halterna av samtliga näringsämnen, fosfor, kväve och kisel, lägre än normalt under januari, medan de i de södra delarna låg under normalvärdena ända fram till april månad.

Under resten av året följdes dock medelkurvan i samtliga områden. Som vanligt under sommarmånaderna var halterna av oorganisk kväve under detektionsgränsen, fosfat strax över medan det som alltid fanns kisel i överskott.

Vårblomningen började i Arkonabassängen i månadsskiftet mars/april, och i slutet av april pågick en blomning i hela egentliga Östersjön.

I egentliga Östersjön förvärrades syresituationen under året och i november var syrehalterna lägre än 2 ml/l på djup överstigande 70-80 m i hela området. Svavelväte förekom dessutom i bottenvattnet i Hanöbukten, Bornholmsbassängen och östra Gotlandsbassängen. I norra och västra Gotlandsbassängerna var syrehalterna under slutet av året mycket låga, vilket innebär att svavelväte kan bildas i stora områden om den nuvarande skiktningen består och inga nya inflöden äger rum. Gränsen för 2 ml/l låg på djup varierande mellan 70 och 90 m under året och generellt sett låg halterna under 0.5 ml/l på djup överstigande 125 m.

Kalmar kustvattenkontroll 1998



Figur 5.1-4. Årscyklar i västra Gotlandsbassängen (vid Karlsödjupet) för ytvatten (0-15 m). Heldragen kurva visar månadsmedel för perioden 1986-95, streckad standardavvikelsen medan punkterna utgör 1998 års mätningar.

6. KALMAR LÄN 1998 - UNDERSÖKNINGSTYPER

6.1 Hydrografi

Årets vattenprovtagning genomfördes i SMHIs regi och provtagningsstationerna var desamma som 1997, se kartor för hydrografisk provtagning.

Vid analys av mätresultat nedan har provtagningsområdet indelats på samma sätt som tidigare. Kalmar Läns kustvatten är indelat i södra Kalmarsund, norra Kalmarsund samt norra skärgårdsområdet. Indelningen baseras på hydrografiska förhållanden (se årsrapport 1995).

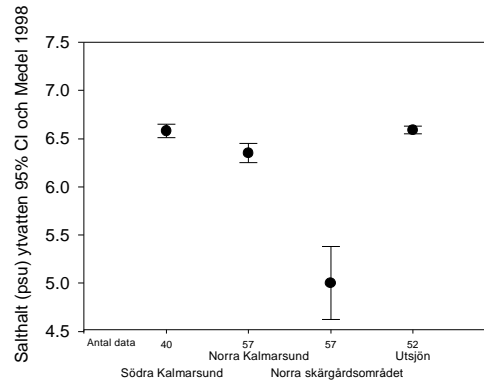
Södra Kalmarsund utgör området mellan Bergkvara och Skäggenäs.

Norra Kalmarsund sträcker sig enligt vår definition från Skäggenäs upp till och med Figeholm.

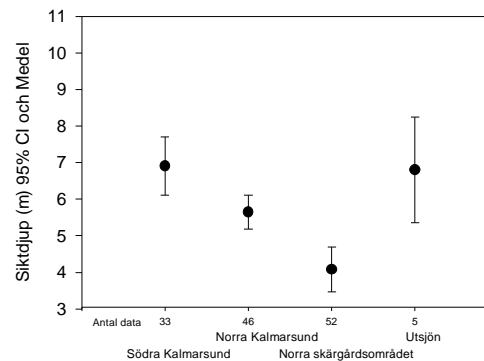
Norra skärgårdsområdet omfattar skärgårdsområdena i norra länsdelen från Simpevarp och nordvärt.

Kalmar läns kustvatten, utom södra Kalmarsund, är tydligt påverkat av lokala/regionala förhållanden. Kustvattnet skiljer sig från utsjön framförallt genom lägre salthalter, mindre siktdjup och högre närsaltshalter. Under 1998 var halterna av totalkväve och totalfosfor i kustvattnet 35-40 % högre än i havsområdena utanför. Siktdjupet var i medeltal ca 18 % mindre vid kusten än i utsjön, vilket kan betecknas som normalt.

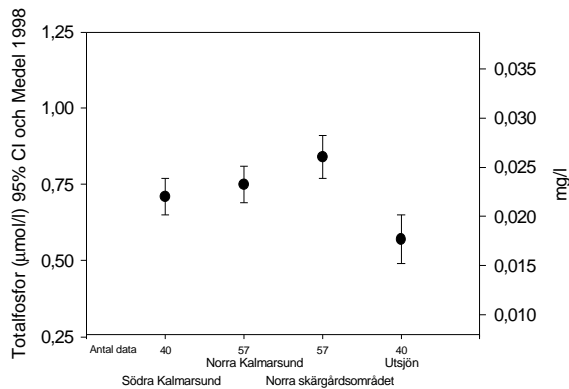
Medelvärde av salthalt, siktdjup och närsalterna totalkväve och totalfosfor presenteras i figur 6.1-4 där även 95 % konfidensintervall för 1998 angivits för att visa hur stor årets variation varit. Om en tidsserie av rumsliga eller tidsmässiga medelvärden och konfidensintervall betraktas, kan det tolkas så att ”om två medelvärden i rummet eller i tiden skiljer sig såpass åt att de inte ligger innanför varandras konfidensintervall är skillnaden mellan medelvärdena signifikant”.



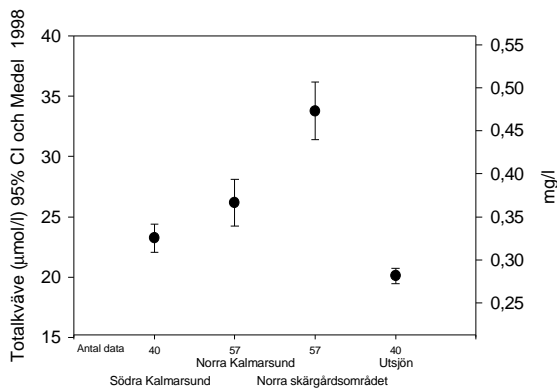
Figur 6.1 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för 1998 av salthalt i tre delområden av provtagningsområdet samt i utsjön representerat av en station vid Karlsödjupet.



Figur 6.2 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för 1998 av siktdjup i tre delområden av provtagningsområdet samt i utsjön representerat av en station vid Karlsödjupet.



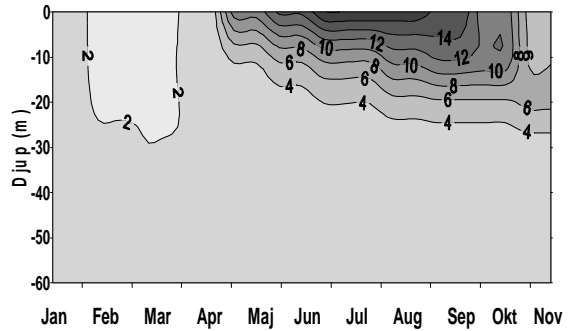
Figur 6.3 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för 1998 av totalfosfor i tre delområden av provtagningsområdet samt i utsjön representerat av en station vid Karlsödjupet.



Figur 6.4 Årsmedelvärden och 95% konfidensintervall för 1998 av totalkväve i tre delområden av provtagningsområdet samt i utsjön representerat av en station vid Karlsödjupet.

6.1.1 Temperatur

Det var svag skiktning, särskilt vid stationer med djup mindre än 20 meter. Inre vikar samt stationer i skyddade vikar i det inre av skärgården är de enda ställen där temperaturskiktning etableras. Uppvärmningen av ytvattnet påbörjades i maj och högsta ytvattentemperaturen (17,9°C) registrerades i augusti strax norr om Kalmar (station K3V), vilket var lågt jämfört med det extrema föregående året, då högsta uppmätta temperatur var 24,3 C. I september påbörjades avkylningen.



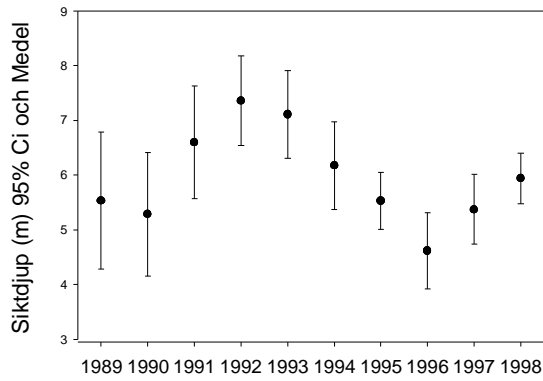
Figur 6.5 Temperaturförloppet 1998 i Gamlebyviken.

6.1.2 Salthalt

Även salthaltsskiktningen är i allmänhet svag i hela området. Kraftigaste skiktningen uppträder i det inre av norra skärgårdsområdet under framför allt våren då tillrinningen är som störst. Skillnaden i salthalt mellan ytan och botten kan då vara flera promille (eller psu). I mer öppna områden och under övriga delar av året är skillnaden i inre skärgården oftast endast några tiondelar. Under 1998 uppmättes den kraftigaste skiktningen under mars, då också tillrinningen var stor.

6.1.3 Siktdjup

Siktdjupet uppvisar betydande rumsliga och tidsmässiga variationer. I undersökningsområdet påverkas siktdjupet inte endast av växlande produktionsförhållanden utan även av variationer i tillrinningen och i grundare områden även av vågklimatet. Någon tydlig års-cykel finns därför inte även om en antydning finns till lägre värden under sommaren. Typiskt var siktdjupet 1998 4-6 meter men det varierade under året mellan 1 och 15 meter. Siktdjupet 1998 ökade jämfört med medelvärdet för året innan, dock var ökningen inte signifikant.

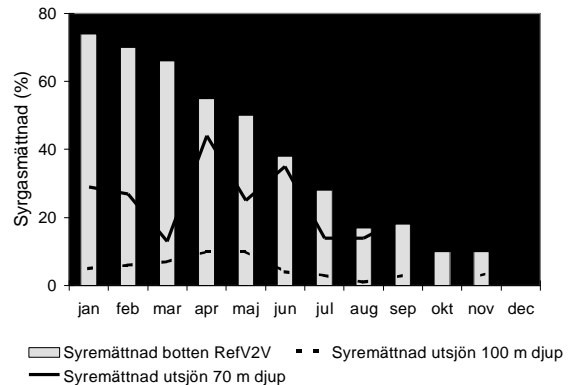


Figur 6.6 Årsmedelvärden av siktdjup och 95% konfidensintervall för 1989 till och med 1998 i norra Kalmarsund.

6.1.4 Syrgas, syrgasmättnad

I Kalmarsunds bottenvatten är syresättningen i allmänhet bra under hela året. Syrgashalterna uppvisar en tydlig årscykel. Även mättnadsvärdena uppvisar en årscykel, men mindre utpräglad, med ett minimum under augusti. I södra Kalmarsund understeg inte mättnadsvärdena 65% under någon del av året. Förhållandena i norra Kalmarsund var liknande.

I norra skärgårdsområdet är det på många ställen låga syrgashalter i bottenvattnet hela året. Alla inomskärsstationer uppvisar betydande reduktion av såväl syrgashalter som mättnadsgrader under någon del av året, men framför allt under tidig höst. Anledningen är att området har en sämre vattenomsättning, dels beroende på en kraftigare skiktning i vattnet, dels på att det är ett ganska brett och skyddat skärgårdsområde. Under 1998 var syresättningen signifikant sämre än 1997. I figur 6.7 kan en successiv minskning av syrgasmättnaden i Gamlebyvikens bottenvatten utläsas.



Figur 6.7 Variationer i syrgasmättnad vid botten (ca 60 m) i Gamlebyviken (RefV2V) och på 70 respektive 100 m djup i utsjön 1998.

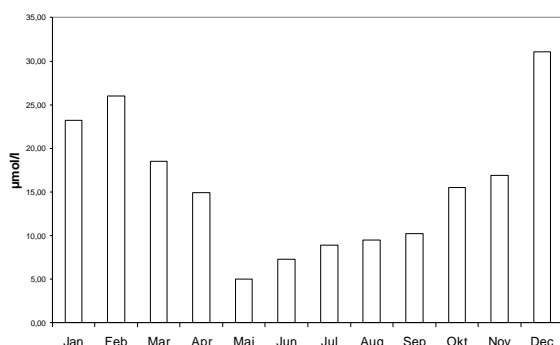
6.1.5 Närsalter

Fosfor analyseras som fosfatfosfor (oorganisk fosfor) och som totalfosfor (oorganisk och organisk fosfor). Fosfor förekommer under vintertid i framför allt oorganisk form, då vanligtvis 80-90% av totalfosfor utgörs av fosfatfosfor. Halterna av fosfatfosfor i ytvattnet varierar oftast kring 1 $\mu\text{mol/l}$ (0,031 mg/l) under vintertid för att efter vårblomningen minska till omkring 0,5 $\mu\text{mol/l}$ (0,015 mg/l) under juni-juli. Årsmedelvärdet för mätningarna av totalfosfor i alla de tre delområdenas ytskikt var under 1998 1,0 $\mu\text{mol/l}$ (0,031 mg/l) och det är inte några tydliga geografiska skillnader inom länet i stort. Ett undantag utgör norra skärgårdens bottenvatten där halterna kan sägas vara acceptabla endast under korta perioder i samband med utskiftning av bottenvattnet. Under övriga perioder sker en ackumulation samtidigt som syrehalterna sjunker och fosfatfosforhalterna kan då öka betydligt. Detta inträffade under 1998 i Gamlebyvikens ena station Almviken (V3-V) där fosfatfosforhalten successivt steg från 1 $\mu\text{mol/l}$ i juni till 11 $\mu\text{mol/l}$ i december. Anmärkningsvärt är att fosfatfosforhalten inte steg på samma sätt i den närliggande stationen RefV2V. Mer om detta kan läsas i avsnitt 7.3.1.

Kväve analyseras som totalkväve (organiskt och oorganiskt kväve) samt de oorganiska fraktionerna ammonium-kväve och nitrit/-

nitrat-kväve. Både ammonium och nitrit+nitrat är direkt tillgängliga för den biologiska produktionen och uppvisar tydliga årscykler. Under vintern ökar halterna successivt för att snabbt minska då vårblomningen kommer igång. Typiska vintervärden i ytvattnet är för ammonium 1-1,5 $\mu\text{mol/l}$ (0,014-0,021 mg/l) och för nitrit+nitrat 6-7 $\mu\text{mol/l}$ (0,084-0,098 mg/l). Andelen oorganiskt kväve är störst under vintern och utgör då ca 30 % av det totala kväveinnehållet. Efter vårblomningen tar förråden av ammonium och nitrit+nitrat slut och är så fram till produktionssäsongens slut i september-oktober. Under 1998 uppvisade de flesta stationer högst nitrit+nitratvärden under februari-mars. Efter vårblomningen i april var halterna i allmänhet låga ända fram till oktober månad. Liknande förhållanden rådde för ammonium. Årsmedelvärdet för totalkväve var 1998 ca 29 $\mu\text{mol/l}$.

Silikat. Liksom tidigare år kan man notera en nord-sydlig gradient i provtagningsområdet, med lägst ytvärden i söder och högst i norr. Årsmedelvärdena varierade från 9,4 $\mu\text{mol/l}$ (0,26 mg/l) i söder till strax under 33 $\mu\text{mol/l}$ (0,92 mg/l) i norr. Silikat tillförs ytvattnet genom tillrinning eller genom uppvällning av djupvatten och i det här fallet verkar tillförseln genom tillrinning ha dominerat eftersom vatten med låg salthalt hade hög silikathalt och vice versa. Högsta värdet, 88 $\mu\text{mol/l}$ (2,5 mg/l) uppmättes i april i Gåsfjärden (V6-VMS).



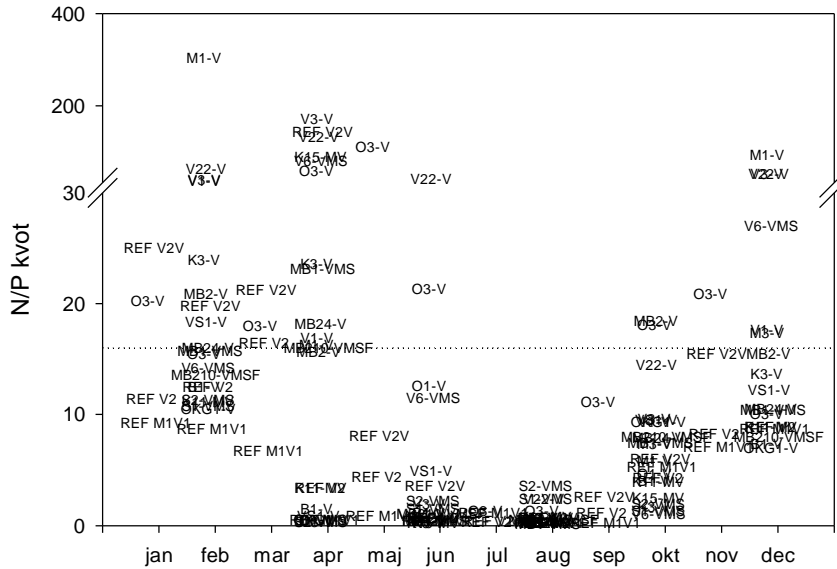
Figur 6.8 Silikat i ytvattnet ($\mu\text{mol/l}$). Medelvärde av samtliga stationer i Kalmar läns kustvatten utom Sjöängsviken, 1998.

6.1.6 N/P kvoter

Vid primärproduktionen, då algerna växer till, förbrukas det 16 (ca 7 om man räknar med mg/l) gånger mer oorganiskt kväve än oorganiskt fosfor. Om kvoten oorganiskt kväve/fosfor (eller N/P, eg. DIN/DIP (Dissolved Inorganic Nitrogen/Dissolved Inorganic Phosphorus)) inför vårblomningen är större än 16 kommer därför fosfor ta slut före kvävet och produktionen sägs då vara fosforbegränsad. Omvänt, om kvoten är mindre än 16 förbrukas kvävet före fosfor och produktionen sägs vara kvävebegränsad.

Kvoterna under 1998 var generellt något högre jämfört med föregående år, speciellt i april-juni, jämfört med 1997. Antalet höga kvoter (>50) var under 1998 12 stycken vilket är fler än under 1997, men färre än 1996. Ur geografiskt synpunkt noteras högsta kvoterna som vanligt i norra skärgårdsområdet.

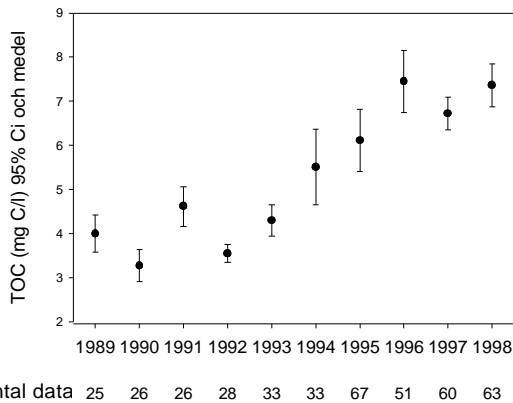
I utsjön utanför Kalmar län är N/P-kvoten 7-10, det vill säga där råder kvävebegränsning. Liknande förhållanden råder i de öppna delarna av Kalmar läns kustvatten. I grunda vikar i Kalmarsund och i det norra skärgårdsområdet är kvoterna under vintern, före produktionssäsongen, oftast högre än 16 och där kan fosforbegränsning antas råda.



Figur 6.9 N/P kvoter i ytvattnet i samtliga stationer i Kalmar läns kustvatten 1998. De stationer vars värden avviker från typvärdena framträder tydligt.

6.1.7 Totalt organiskt kol (TOC) och klorofyll-a

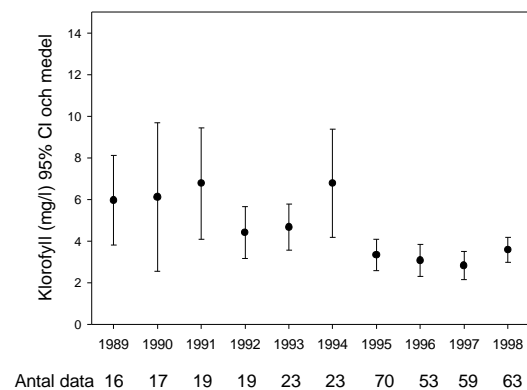
TOC har ingen tydlig årsvariation men halterna tenderar att vara högst under den period då tillrinningen är som störst. Halterna har under 1998 ökat något jämfört med 1997. Senaste årets ökning beror antagligen på ökad tillrinning jämfört med 1997.



Figur 6.10 Årsmedelvärden av TOC och 95 % konfidensintervall för perioden 1989 till 1998 i det norra skärgårdsområdet. Yt-värden.

Klorofyll-a halterna är ofta låga eller under detektionsgränsen under vintern och ökar i samband med vårbloomingen. Under produktionsperioden mars-september är variationerna ofta betydande i både tid och rum.

Årsmedelhalten under 1998 ökade något jämfört med 1997 men är fortfarande låg.



Figur 6.11 Årsmedelvärden av klorofyll och 95 % konfidensintervall för perioden 1989 till 1998 i det norra skärgårdsområdet. Yt-värden.

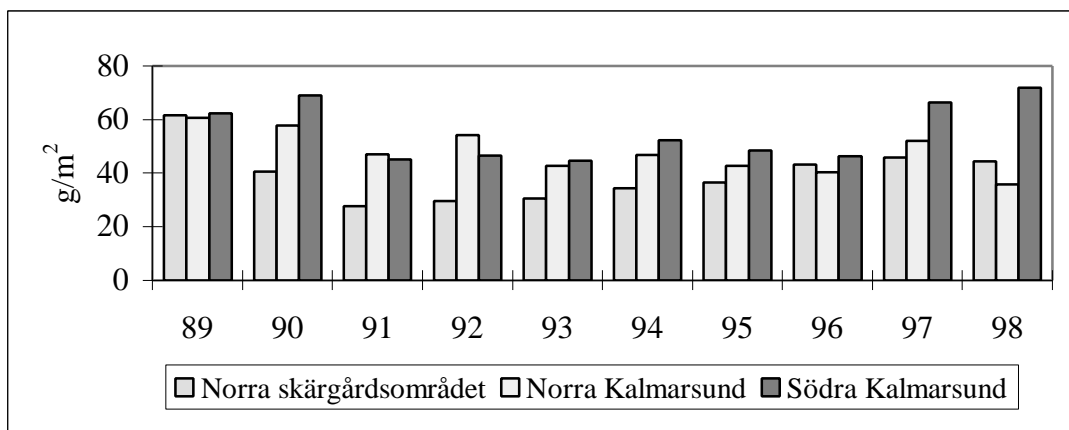
6.2 Mjukbottenfauna

Provtagningsexpeditionen avlöpte som planerat med start i vecka 17. Benthosprogrammet omfattade 62 lokaler i länets olika recipienter. I detta antal ingick också mer riktade insatser vid åmynningar och fiskodlingar. Halten av organiskt material bestämdes på

lokaler med ren mjukbotten och angavs som glödförlusten (Ig = ignition loss) i procent av torrvikten (Bilaga 1:2).

Artantalet ökade något och totalt registrerades 51 arter 1998. Flera arter tillkom och dessa har markerats med en asterisk i artlistan (bilaga 2.2:1), men inga av de nytillkomna arterna var nya för länet. Samtidigt försvann några arter: havsborstmasken *Fabrici-ola baltica*, kräftdjuren *Praunus neglecta* och *Bathyporeia pilosa* samt snäckan *Rissoa*

membranacea. På grunda lokaler på djup <5 m var tendensen för artantal alltså jämt vikande för flertalet lokaler. Två åmynningar, Emån och Bruatorpsån (E4M3 och E9MSK) samt Figeholmsviken (FB1M) och Bergkvara (T1M) uppvisade emellertid lika höga värden som 1995. Bruatorpsåns estuarium (E9MSK) var den artrikaste av alla lokaler 1998. Även vid Emåns och Viråns mynningar märktes en stor artökning.



Figur 6.12 Biomassa i medeltal för Östersjömussla i södra och norra Kalmarsund samt i det norra skärgårdsområdet 1989-1998

Östersjömusslan (*Macoma balthica*) har en viktmsättigt dominerande ställning bland djuren på mjukbotten i Kalmar län. Ett medelvärde för denna musslas vikt beräknas årligen för alla stationer inom tre olika regioner. Vissa stationer undantas dock från beräkningarna i norra Kalmarsund. Några utsjöstationer (MBY8MS, MBY10MS och MBY12MS) utelämnas på grund av att tidsserierna är korta och en station i Oskarshamns hamn (O7M) på grund av den under lång tid avvikit på grund av metallföroreningar.

Medelvärdet i södra Kalmarsund ökade mellan 1997 och 1998 och var det högsta som noterats under det senaste decenniet. I norra Kalmarsund noterades en nedgång, medan situationen var oförändrad i det norra skärgårdsområdet. Bakom förändringarna av medelvärdet för Östersjömusslans biomassa döljer sig dock en mera komplicerad bild. Relativt stor nedgång noterades för många lokaler, spridda över hela länet. För sjutton

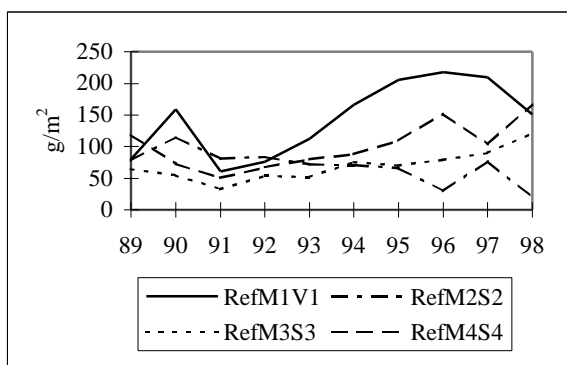
lokaler var minskningen större än 50%. Andelen vikande lokaler var minst i södra Kalmarsund och ungefär likvärdig i de båda andra områdena. I de flesta fallen inträffade nedgångarna på platser som tidigare uppvisat tecken på störningar. Biomassor under 20 g/m² hade dock inte noterats tidigare under perioden från 1989 och framåt på fyra av lokalerna. Två av dessa var belägna i den norra delen av recipienten för Mönsterås Bruk, vid Gåsö (MB16M) och vid Kungsholmen (MB4MS), de båda andra var refferensstationen nordost Vällö (RefM2S2) och Skeppsbrofjärden vid Västervik (VS2MS). Minskningen var störst vid Gåsö, där Östersjömussla saknades, och i Skeppsbrofjärden.

Orsakerna bakom noterade nedgångar finns sannolikt att finna i syrgassituationen nära botten under sommaren och hösten 1997. Låga syrgashalter uppmättes exempelvis vid Kungsholmen och i Skeppsbrofjärden i augusti 1997. En bidragande orsak till låga syrehalter närmast botten kan vara att ansam-

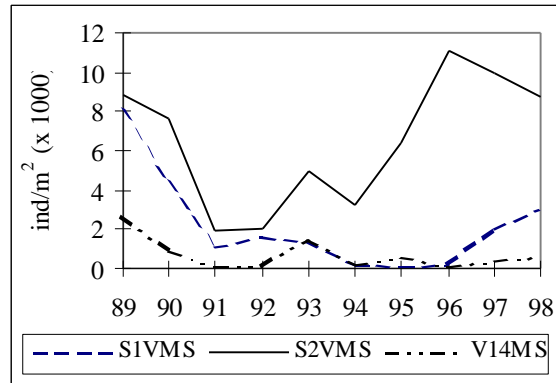
lingar av organiskt material, främst alger och andra växtdelar, täcker botten och under nedbrytningsprocessen förbrukar tillgänglig syrgas. Man kan på goda grunder anta att produktionen av både fintrådiga alger och högre växter var hög under den varma och soliga sommaren 1997.

Biomassan för Östersjömussla ökade relativt markant på flera stationer. Tio lokaler hade mer än 100 g/m^2 , vilket är flera än under något annat under den senaste tioårsperioden och dubbelt så många som 1997. Åmynningar och fiskodlingar har inte tagits med i beräkningen. Bland de rika stationerna fanns tre av referenslokalerna och tre lokaler i djuprännan utmed Ölandssidan av norra Kalmarsund. Den positiva utvecklingen för dessa lokaler kan ses som en indikation på att en ökad grad av eutrofiering gynnar Östersjömusslan i områden med god vattenomsättning.

För Östersjömusslans biomassa på länets fyra referenslokaler noterades nedgångar från 1997 för lokalerna i södra och norra Kalmarsund (RefM1V1 och RefM2S2), medan utvecklingen var positiv på båda lokalerna i det norra skärgårdsområdet (RefM3S3 och RefM4S4). Biomassorna var större än genomsnittet för länet, med undantag för stationen vid Vällö i norra Kalmarsund.

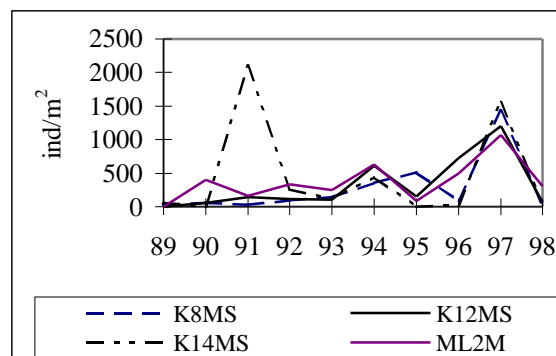


Figur 6.13 Biomassa för Östersjömusslor på referenslokalerna 1989-1998.



Figur 6.14 Abundans av vitmärlor i Syrsan (S1VMS, S2VMS) och Lusärnafjärden (V14MS) 1989-1998.

Utbredningen av vitmärlan (*Monoporeia affinis*) minskade jämfört med de tre föregående åren och arten återfanns 1998 på 29 lokaler. De starkaste bestånden registrerades liksom tidigare vid 6 lokaler: i Syrsan (S1VMS och S2VMS) (Figur 6.14), vid Horns udde (MBY12MS, 40 m), samt vid fiskodlingen Grytholmen (GRYM2 och GRYM4 på 17-18 m). Beståndet hade försvagats vid V. Utgrunden (RefM1V1) efter ett maximum 1997. Undersökningsseriens längd för nämnda lokaler har varierat och varit längst i Syrsan (20 respektive 37 m) och V. Utgrunden (20 m). Dessa lokaler har uppvisat en cyklisk variation med ett abundansmaximum 1989 och ett 7-9 år senare oavsett vattendjup. Vid de övriga tre lokalerna har provtagningen omfattat fem år (1993 och 1995-1998) och abundanserna har varit konstant höga, utom vid den ena fiskodlingen (GRYM2) där tätheterna varierat i så måtto att de var förhöjda 1996 och 1997.



Figur 6.15 Abundans av slammärla i södra Kalmarsund 1989-1998.

Även förekomsten av slammärlan (*Corophium volutator*) minskade jämfört med 1997 med några få undantag (Figur 6.15). Då på-

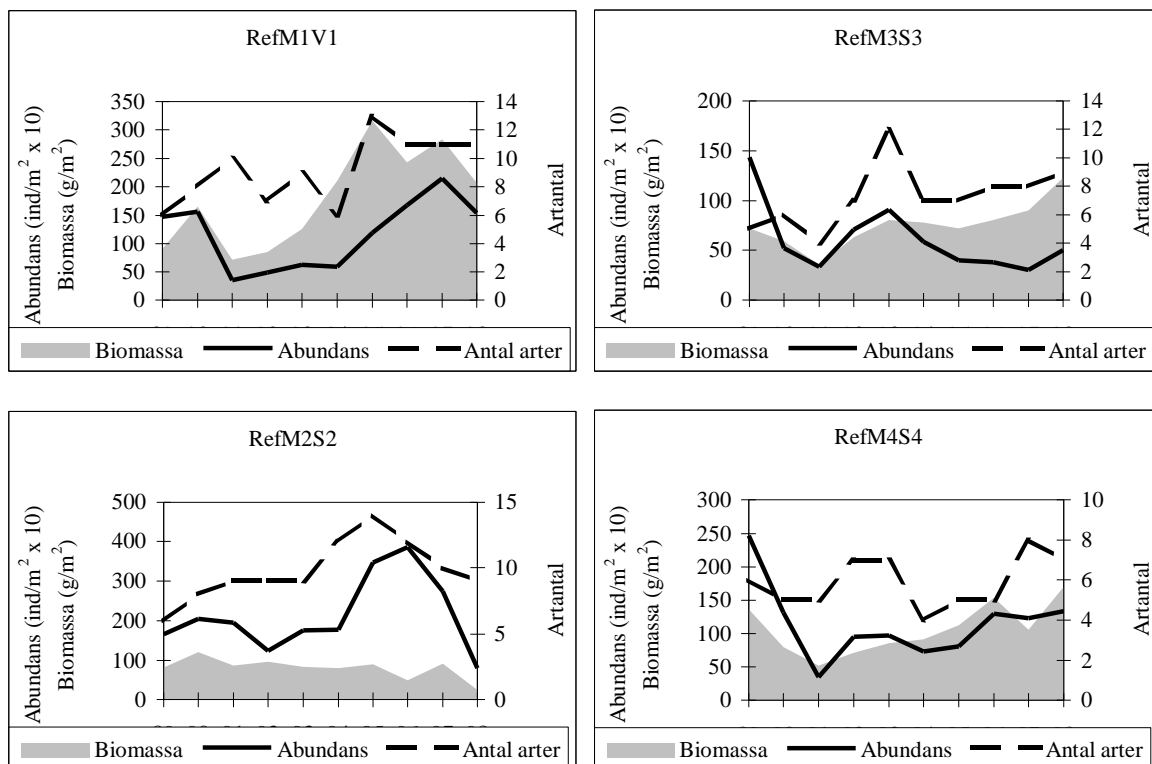
träffades detta kräftdjur på fler lokaler och i högre individtätheter (se tabell nedan).

Tabell över utbredning och antal av slammärlan *Corophium volutator*

År	1997	1998
Förekomst - antal lokaler	37	31
Varav lokaler med >1000 individ m ⁻²	5	1
Antal, medeltal m ²	333	111

Havsborstmasken *Marenzelleria cf. viridis*, en invandrad s.k. neozoon, har nu erövrat den nordligaste lokalen i länet, nämligen Syrsans inre del. Masken förekom på ungefär samma antal lokaler som 1997 och 1998 uppträdde den på tre nya lokaler: Oskarshamns hamn, fiskodlingen vid Skavdösund samt i Syrsan. Tätheterna var mestadels låga, utom i inre Mönsteråsviken där abundansen varierat mellan 200 och 400 individ/m² sedan 1995. I södra Östersjön har upp till 28 000 individ/

m² registrerats strax efter larvfällningen (Zettler, 1997). Havsborstmasken har varit föremål för intensiva studier sedan den introducerats oavsiktligt från Kanadas eller norra USA:s Atlantkust (Bastrop *et al*, 1997), och de senaste rönen har samlats i en specialutgåva av tidskriften "Aquatic Ecology" (volym 31, nr 2, 1997). Med genetiska och morfologiska metoder har taxonomin utretts och nomenklaturen fastställts enligt ovan.



Figur 6.16 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan på referenslokalerna åren 1989-1998.

Sammanfattningsvis konstaterades att de lägsta abundanserna och biomassorna för referenslokalerna 1998 återfanns vid Vidö i Gudingen (RefM3S3) samt vid Melgrund (RefM2S2) och de högsta vid V. Utgrunden

(RefM1V1)(Obs. skalorna till figur 6.16 avseende referenslokalerna är olika). Få förändringar inträffade under året beträffande individtätheten, utom vid Melgrund (RefM2S2) som ligger mellan Mönsterås och Oskars-

hamn. Vid denna lokal märktes en fortsatt stark negativ trend, som inte enbart gällde antalet fjädermygglarver (*Chironominae*) vilket var fallet även 1997, utan även antalet Östersjömusslor. Därutöver reducerades också biomassan till det lägsta värdet som förekommit under de senaste 10 åren beroende på en försvagning av Östersjömusslornas bestånd. En minskning av samma storleksordning drabbade även Östersjömusslorna vid V. Utgrunden (Ref M1V1) liksom sandmusslorna, vilket tillhoppa resulterade i en negativ utveckling för totalbiomassan. Vid de andra två referenslokalerna märktes emellertid en

väsentlig förstärkning av Östersjömusslornas bestånd och totalbiomassan ökade, speciellt vid Lindödjupet (RefM4S4). De två referenslokalerna belägna i det norra skärgårdsområdet var utpräglade *Macoma*-lokaler (se tabell nedan), ett förhållande som bestod även 1998.

Kulmen för vitmärlornas abundans passerades vid V. Utgrunden. Vid de övriga referenslokalerna har bestånden av vitmärlor inte återhämtat sig som förväntat efter 1989.

Tabell över dominansförhållandena för antal och vikt i procent

Lokalnr	RefM1V1	RefM2S2	RefM3S3	RefM4S4
Antal	<i>Monoporeia</i> 49	<i>Chironominae</i> 64	<i>Macoma</i> 81	<i>Macoma</i> 97
Vikt	<i>Macoma</i> 73	<i>Macoma</i> 80	<i>Macoma</i> 93	<i>Macoma</i> 97

Monoporeia=vitmärlor, *Chironominae*=fjädermygglarver, *Macoma*=Östersjömusslor

6.3 Hårda bottnar

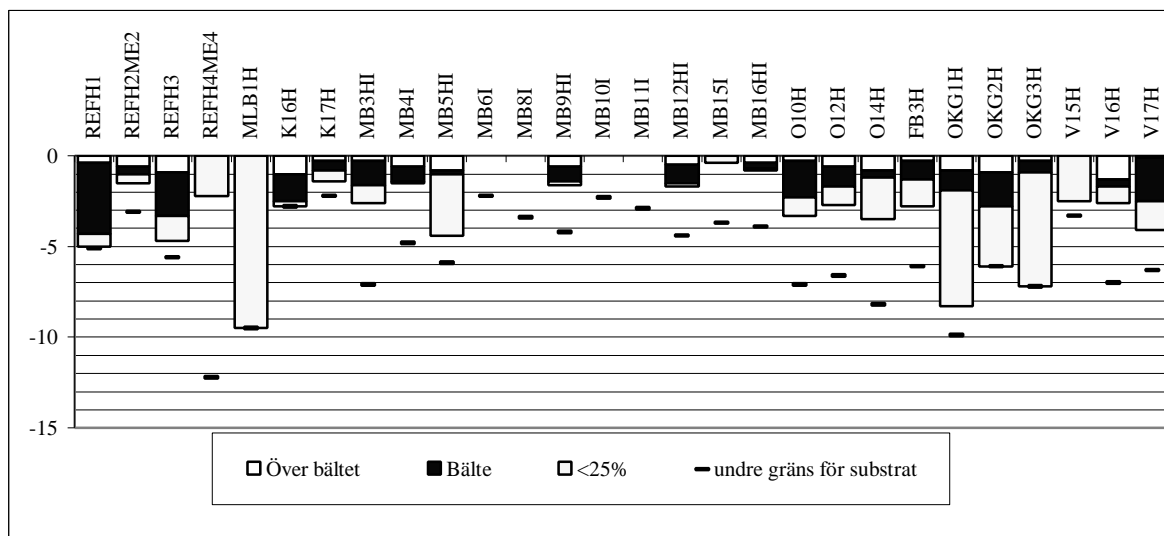
6.3.1 Blåstångsbältet

Länets 28 hårbottenstationer inventerades av dykare under perioden 22 september-19 oktober 1998 (bilaga 2.3:1). Blåstång saknades helt på fyra stationer. En återkolonisation av blåstång kunde konstateras på den tidigare tångfria referenslokalen vid Göklabben i Kvädöfjärden (Ref H4Me4). De helt tångfria stationerna var alla belägna i recipienten för Mönsterås Bruk och har saknat blåstång under flera år. De mest livskraftiga tångbältena påträffades vid Bergkvara (RefH1), vid Ölandsbron nära Kalmar (K16H), utanför Oskarshamnsverket (OKG2) och i måttligt exponerade delar av Västerviks skärgård (RefH3 och V17H). Tången hade liksom föregående år störst utbredning i djupled öster om Öland (M1B1H) och vid Oskarshamnsverket. Nya bälten hade etablerats på sex lokaler, medan tidigare svaga bälten på tre av stationerna bedömdes ha utglesats i sådan omfattning att ett sammanhängande tångbälte inte längre förekom. Referensloka-

len vid Revsudden (RefH2Me2) saknade bälte 1997. Vid besöket 1998 var bältet återetablerat på två av de fem dykprofilerna. Situationen för tången i recipienten för Mönsterås Bruk var 1998 fortsatt svag i de centrala delarna, med svaga bälten endast på två av profilerna vid Soleskär (MB9HI). Tre stationer norr om utsläppstuben, med måttlig påverkan av avloppsvatten, hade förhållandevis välutvecklade bälten, med återetablering på en profil vid Sillekrok (MB4I) och en ökad djuputbredning norr om Gåsö (MB5HI). Vid Ekö (MB12HI), söder om tuben förekom fortfarande ett sammanhängande bälte på alla fem profilerna, men bältet var något smalare än 1997. De sydligaste stationerna i recipienten, St Svartören (MB15I) och Utterskär (MB16HI) hade fortsatt svaga bestånd, med förlust av bälte på en profil på den senare lokalen mellan 1997 och 1998. I Oskarshamnsområdet hade bältet återkommit på en av profilerna på lokalen utanför Påskallavik (O12H), där dock utbredningen i djupled hade minskat. Vid Bergholmen (O10H), strax

norr om Oskarshamns tätort, konstaterades en ökad djuputbredning. En ökad djuputbredning registrerades även för två av stationerna vid Oskarshamnsverket (OKG1H och OKG2H), medan situationen hade försämrats något för den tredje lokalen i recipienten, där ett tidigare bälte av blåstång och sågtång på ca 5 m djup hade uttunnats. I Västerviksområdet försvann ett svagt bälte i Lusärna (V15H) mellan 1997 och 1998, medan ett nytt etablerades på lokalen i den södra delen

av Lusärnafjärden (V16H). Rekryteringen av unga plantor var, liksom 1997, måttlig till god på många av lokalerna med förekomst av blåstång. Betskador av tånggråsugga var mest utbredda på lokalerna i recipienten för Mönsterås Bruk. Omfattande nedslamning och påväxt av fintrådiga alger observerades i inomskärsområdena i Västra sjön vid Kalmar, vid Oskarshamn, i Figeholmsviken och i Västerviks skärgård.

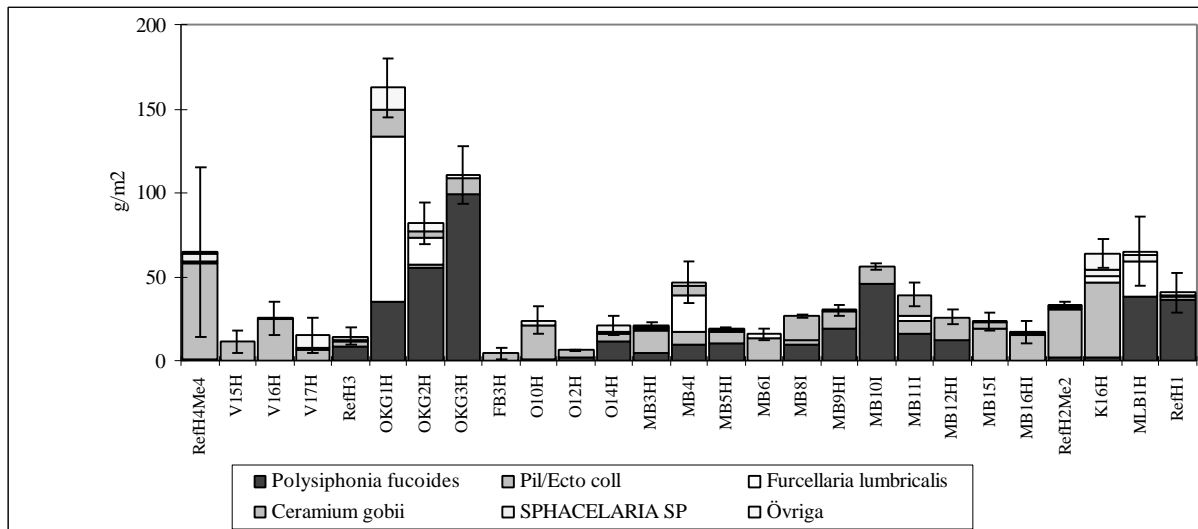


Figur 6.17 Blåstångsbältets djuputbredning och nedre utbredningsgräns för tången i Kalmar län 1998. Medelvärde för profiler med bälte (bältet definieras av täckningsgrad >25%).

6.3.2 Rödalsbältet

Kvantitativa prover från rödalsbältet togs 1998 på 27 av de 28 hårbottenstationerna. På stationer som saknade lämpligt substrat på det föreskrivna provtagningsdjupet, 4 m, togs proverna grundare. På stationen i Västra sjön vid Kalmar förekommer inga hårda bottnar utanför det relativt grunda blåstångsbältet. Av denna anledning togs inga rödalsprover från denna station. De rikaste algsamhällena påträffades på de tre lokalerna vid Oskarshamnsverket och de fattigaste på inomskärslokaler vid Oskarshamn, Figeholm och Västervik. En markant tillbakagång för algbiomassan observerades på lokalen vid Bläsinge

på Ölands ostkust. Fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) var den dominerande arten i länet som helhet, följd av fintrådiga brunalger (*Ectocarpus* och *Pilayella*). Förekomsten av dessa påväxtalger hade ökat betydligt från 1997, då de hade sin största utbredning i Oskarshamns- och Västerviksområdena. Under 1998 utgjorde de ett starkt till dominerande inslag i algfloran på de flesta lokalerna utmed fastlandskusten från Kalmar och norrut. Gaffeltången (*Furcellaria lumbricalis*) hade som tidigare sina starkaste fästen på de exponerade lokalerna vid Oskarshamnsverket och vid Bläsinge på östra Öland.

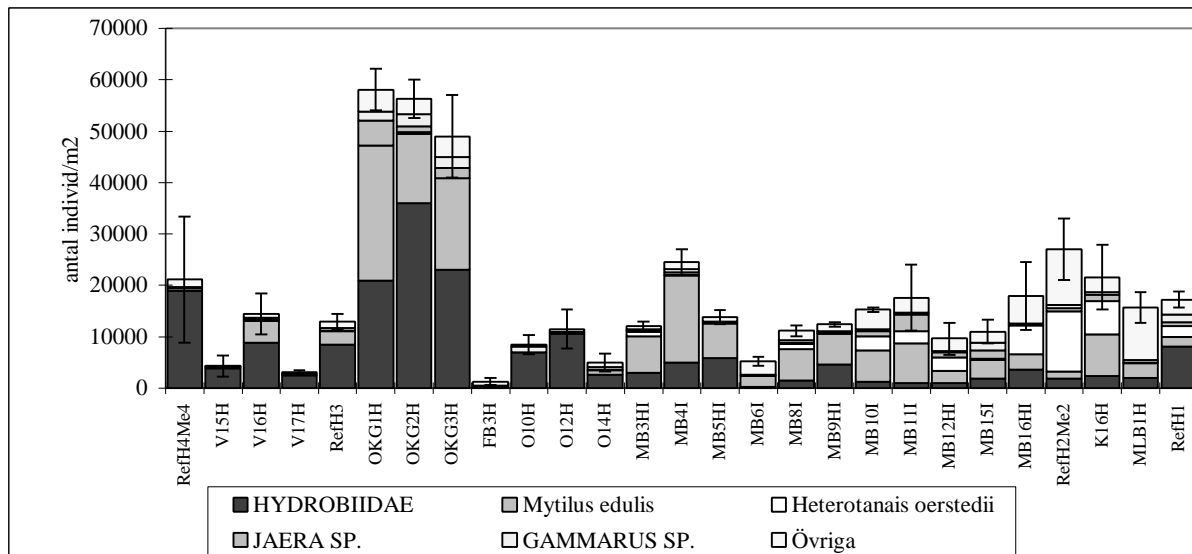


Figur 6.18 Biomassa och statistisk spridning (SE) för växter i rödalgsbältet i Kalmar län 1998.

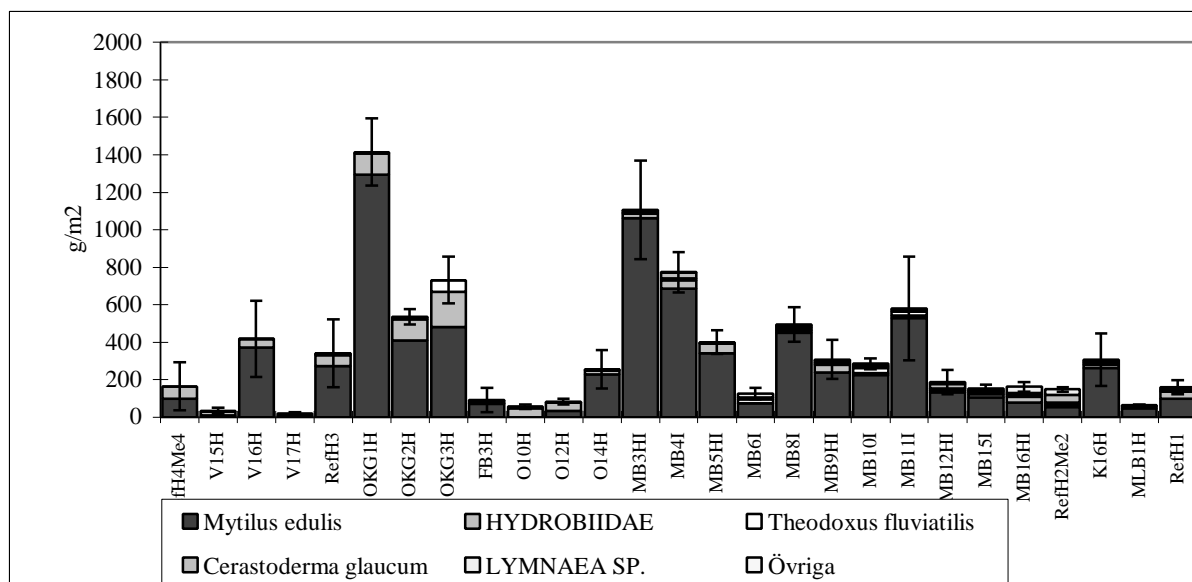
Tusensnäckor (*Hydrobia spp*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*) dominerade, liksom 1997, djursamhällena i rödalgsbältet antalsmässigt. Bland de fem individrikaste taxa återfalls tre olika kräftdjursgrupper, de småvuxna arterna klosaxgråsugga (*Heterotanais oerstedti*) och Jaeragråsugga (*Jaera sp.*) samt märkräfter av släktet *Gammarus*.

De tre lokalerna vid Oskarshamnsverket hade den i särklass högsta abundansen i länet och individtätheten var där på samma nivå eller högre än 1997. De fattigaste lokalerna påträffades vid Västervik och Figeholm.

Med undantag för OKG-lokalerna ses en nedgång för individantalet på många lokaler. De båda dominanterna, tusensnäckor och blåmusslor, svarar för huvuddelen av tillbakagången, men markerade nedgångar ses även för andra snäckor och musslor. Hjärtmusslorna minskade exempelvis med närmare 90%. En markant ökning noterades dock för de småvuxna gråsuggorna. Tånggråsuggorna (*Idothea baltica*) minskade med i genomsnitt 40% mellan 1997 och 1998 och tätheten var störst i Mönsteråsområdet och vid Oskarshamnsverket.



Figur 6.19 Abundans och statistisk spridning (SE) för djur i rödalgsbältet i Kalmar län 1998.



Figur 6.20 Biomassa och statistisk spridning (SE) för djur i rödalgsbältet i Kalmar län 1998.

Djurens biomassa i rödalgsbältet minskade mellan 1997 och 1998, främst på grund av en tillbakagång för molluskerna. Blåmusslans starka dominans bibehölls dock och två musslor och tre snäckgrupper dominerade biomassan liksom under 1997. De största biomassorna observerades vid Oskarshamnsverket och i recipienten för Mönsterås Bruk, vilket även var fallet 1997. Låga biomassor förekom i Västerviksområdet, vid Figeholm och Oskarshamn och på lokalen vid Blälinge på östra Öland. En jämförelse med algernas biomassa indikerar ett samband mellan låg biomassa för

fauna och flora, i synnerhet avseende förekomsten av rödalger.

6.3.4 Näringsinnehåll hos blåstång

Årsskott från blåstång insamlades för analys av näringsinnehåll från åmynningar under perioden 9 september – 6 oktober och från övriga lokaler i samband med dykningarna 22 september – 19 oktober. Högst kvävehalter noterades för majoriteten av stationerna vid Mönsterås och Oskarshamn samt för en lokal vid Oskarshamnsverket och en vid Västervik (bilaga 2.3.2). Låga halter registrerades för referenslokalerna med undantag av Källmö

(RefH3) i den norra delen av Misterhults skärgård, vid åmynningarna söder om Kalmar samt vid Ölandsbron (K16H) och på en av lokalerna vid Oskarshamnverket. De regionala skillnaderna var mindre för fosfor, men halterna var lägst på referenslokalerna längst i norr och söder samt vid Ölandsbron.

Kväve-fosforkvoten kan ses som en indikator på vilken av närsaltsfraktionerna som är begränsande för tångens tillväxt. Om kvoten, beräknad på atomviktsbasis, understiger 15-18, är kvävet begränsande i förhållande till fosfor. om den överstiger 25-30 råder ett omvänt förhållande (Notini och Rosmarin, 1993). Hälften av stationerna låg inom det förra intervallet, medan endast tre återfanns i det senare och de övriga i mellanområdet. En relativt svag indikation på fosforbegränsning noterades för referenslokalen vid Bergkvara (RefH1), för Utteskär utanför Timmernabben (MB16HI) samt för Lusärna vid Västervik (V15H).

En tydlig indikation till samband förelåg mellan halterna i tången och tidpunkten för provtagningen, i synnerhet för kväve. Detta förhållande avspeglar sannolikt förhållandet i den omgivande vattenmassan (jfr figur 6.9) och försvårar tolkningen av resultaten vid en regional jämförelse.

6.4 Fiskundersökningar

Fiskundersökningar i recipienten för Mönsteås Bruk inleddes 1995 och drivs enligt Naturvårdsverkets allmänna råd för kontrollundersökningar vid skogsindustrier (Statens Naturvårdsverk, 1994). Programmet omfattar nätprovfisken under sommaren och fiskfysiologiska studier under hösten, med tånglake som målart. Tånglakestudierna omfattar även kontroll av reproduktionen. Resultaten av fiskundersökningarna redovisas i avsnittet ”Delområden och recipienter” nedan.

6.5 Miljögifter

Blåstång och blåmusslor insamlades under hösten för analys av miljögifter. Analyserna har utförts av AnalyCen Nordic AB.

6.5.1 Metaller i blåmussla

Metallhalterna var som regel låga med halter nära de angivna bakgrunds nivåerna längs svenska Östersjökusten (Grimås och Suárez, 1989). Söder om Hagby (station E7) observerades mycket höga halter av koppar. Dessa halter överskred tidigare maxima och svarade mot 3 gånger bakgrunds nivå för koppar. Den högsta halten av nickel observerades i Syrsan vid Helgenäs (E1) där halten var cirka dubbelt så hög som i de övriga stationerna. Blyhalten var 1998 högre utanför Söderåkra (norr om Bergkvara, E9) än bakgrunds nivå. För övriga metaller finns inga anmärkningsvärda resultat att rapportera.

6.5.2 Metaller i blåstång

Analysresultat gällande 1998 finns från tre stationer. Anmärkningsvärt är den höga halten av bly utanför Bergkvara (RefMe1), ca 12 gånger högre än bakgrunds nivå.

6.5.3 Organiska föreningar i blåmussla

Analysresultat gällande 1998 finns endast från referensstationen vid Skäggenäs (RefH2Me2). Halterna av dessa ämnen i blåmussla var genomgående mycket låga, i de flesta fall inte mätbara med den använda tekniken. Ingen av de sju mätta PCB:erna uppvisade mätbara halter i musslor. Varken kolväten av den typ som härstammar från mineralolja eller polycykliska aromatiska kolväten (PAH) kunde påvisas i något av dessa prover. Detsamma gäller halterna av totalt extraherbara alifater och aromater. Samtliga flyktiga kolväten (VOC, 14 ämnen), förutom bensen, låg under detektionsgränsen. Halten av bensen var dubbelt så hög som de som registrerats 1997.

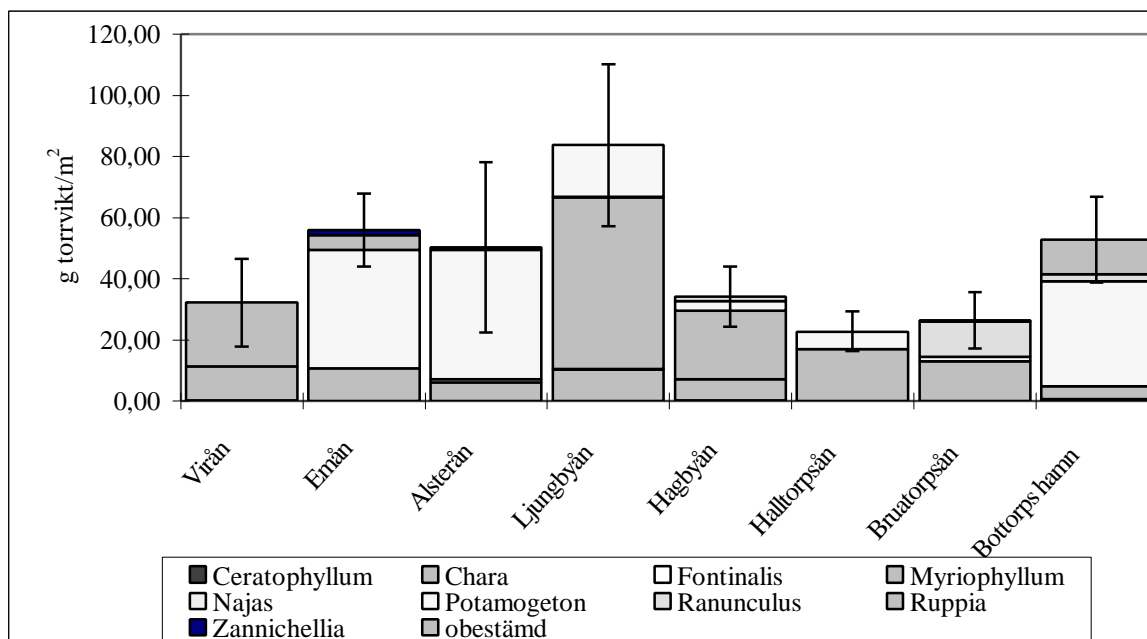
6.6 Åmynningar

6.6.1 Växtsamhällen

Provtagningen av åmynningarnas växtsamhällen genomfördes i september 1998. Floran vid Virån dominerades liksom föregående år av kransslinga (*Myriophyllum verticillatum*), men biomassan var betydligt lägre. En återetablering av kransalger (*Chara aspera*) konstaterades på lokalen. Biomassan vid Emån hade fördubblats och dominerades av nate (*Potamogeton spp.*). Bandtång (*Zostera marina*) förekom inte längre i proverna. Även floran vid Alsterån hade större biomassa än 1997 och en sammansättning som var mycket snarlik den vid Emån. En måttlig ökning för biomassan observerades vid Ljungbyån, medan den vid Hagbyån hade gått tillbaka i motsvarande grad. Dessa båda lokaler hade en likartad artsammansättning, med dominans av kransslinga och med ett inslag av kransalger och nateväxter. Även vid Halltorpsån noterades en minsk-

ning för de högre växterna. Även här dominerade kransslinga före nate, medan kransalger saknades. Floran hade återhämtat sig vid Bruatorpsån efter den kraftiga nedgången 1997. Kransslinga dominerade och möja (*Ranunculus sp.*) hade här sin starkaste förekomst. Referensstationen vid Bottorps hamn hade förändrats i liten omfattning från föregående år och den ökning av andelen *Ruppia* som observerades 1997 hade fortgått. Några statistiska analyser av förändringarna har inte gjorts.

Alger, främst fintrådiga grönalger och blåstång, utgjorde en dominerande andel av växtbiomassan på flera av lokalerna 1997. Denna dominans hade minskat 1998. Blåstången hade gått starkast tillbaka vid de tre åarna närmast söder om Kalmar. Förekomsten av grönalger hade minskat betydligt vid Alsterån, Hagbyån och Halltorpsån, medan en ökning noterades vid Emån, Ljungbyån och på referenslokalen vid Bottorps hamn.



Figur 6.21 Biomassa för kransalger och högre växter vid åmynningar i Kalmar län 1998

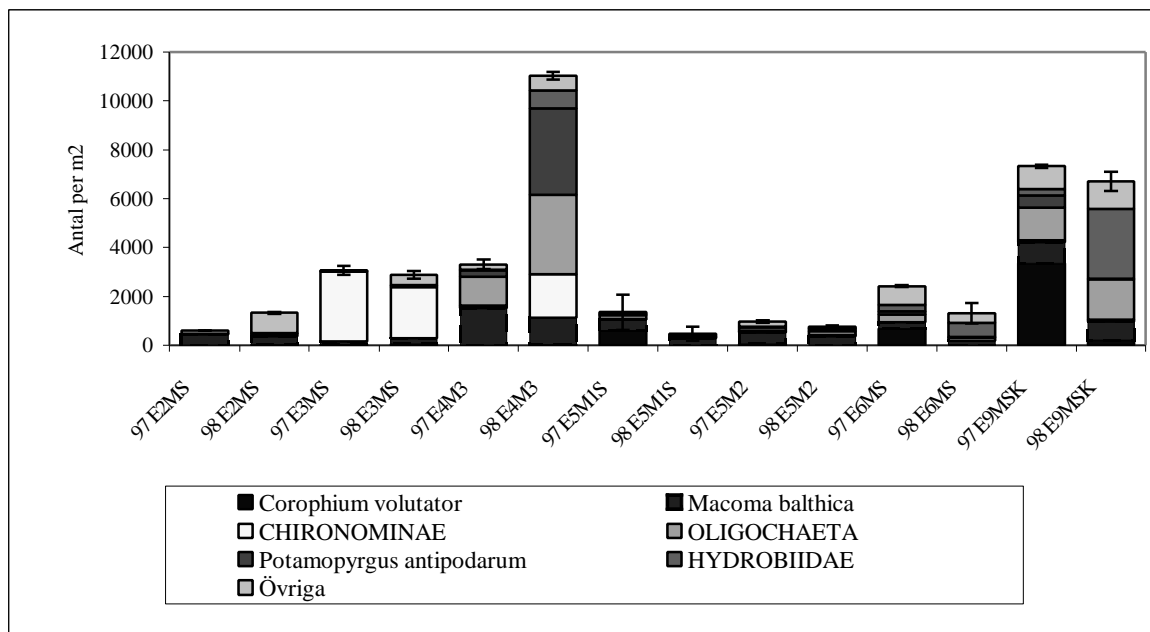
6.6.2 Mjukbottenfauna

Mjukbottenfaunans individrikedom uppvisar stora variationer mellan olika åmynningar och ofta även mellan olika år. Den största skillnaden mellan 1997 och 1998 noteras för lokalen vid Emån, som ökade kraftigt och var

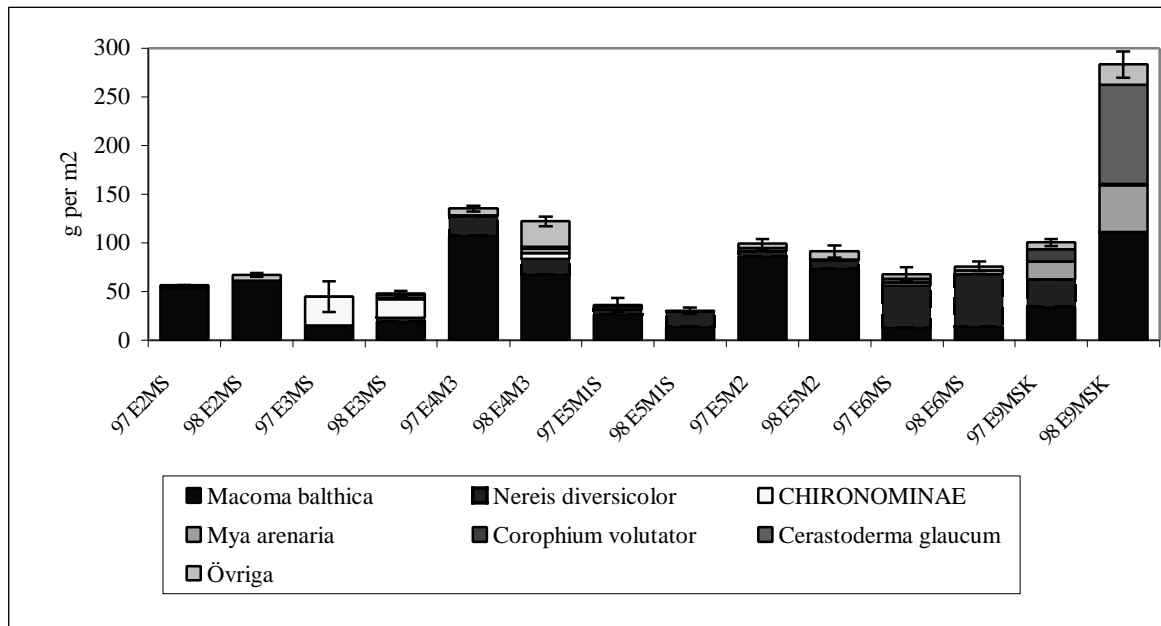
länets individrikaste lokal 1998. Den lilla tusensnäckan *Potamopyrgus antipodarum* dominerade tillsammans med glattmaskar (*Oligochaeta*) och fjädermygglarver (*Chironominae*). En god nyrekrytering av Östersjömusslor noterades även på lokalen.

Även Bruatorpsån är en individrik lokal, men med små förändringar av abundansen mellan 1997 och 1998. Slammärlan (*Corophium volutator*) gick dock starkt tillbaka och ersattes av tusensnäckor (*Hydrobia spp*). Slammärlorna gick tillbaka även vid Alsterån (E5) och Ljungbyån (E6), där abundansen minskade i motsvarande grad och låg på en för länet låg nivå. En relativt låg nivå noteras även för Bottorpsströmmens mynningsområde (E2), där dock en markant ökning kunde noteras 1998 för vitmärta (*Monoporeia affinis*). Viråestuaret (E3) intar en särställning med sin stora dominans av fjädermygglarver, indikerande tidvis syrefattiga förhållanden. En viss ökning kunde dock konstateras för Östersjömussla mellan 1997 och 1998.

Biomassan vid åmynningarna dominerades 1997 och 1998 generellt av Östersjömussla, följd av rovborstmask (*Nereis diversicolor*). Bruatorpsån hade 1998 en för länet som helhet hög biomassa, starkt dominerad av Östersjömussla, hjärtmussla (*Cerastoderma glaucum*) och sandmussla (*Mya arenaria*). Biomassan hade i det närmaste tredubblats från 1997. För övriga lokaler var förändringen för biomassan liten mellan 1997 och 1998. Biomassan vid Emån och på den yttre lokalen vid Alsterån var högre än medel för länet tack vare höga värden för Östersjömussla. Arten minskade dock något på båda lokalerna. Vid Virån, på den inre lokalen vid Alsterån och vid Ljungbyån var artens biomassa klart under medel för länet. Ljungbyån hade däremot det rikaste beståndet av rovborstmask.



Figur 6.22. Abundans för mjukbottenfauna vid åmynningar 1997 och 1998.



Figur 6.23 Biomassa för mjukbottenfauna vid åmynningar 1997 och 1998.

6.6.3 Näringsinnehåll hos blåstång

Denna undersökning har behandlats närmare under avsnitt 6.3.4. Kväveinnehållet i blåstången var lågt vid åarna söder om Kalmar och måttligt vid Alsterån, Emån och Vi-

rån (bil. 2.3.2). Fosforhalterna låg nära vad som betraktas vara normalt.

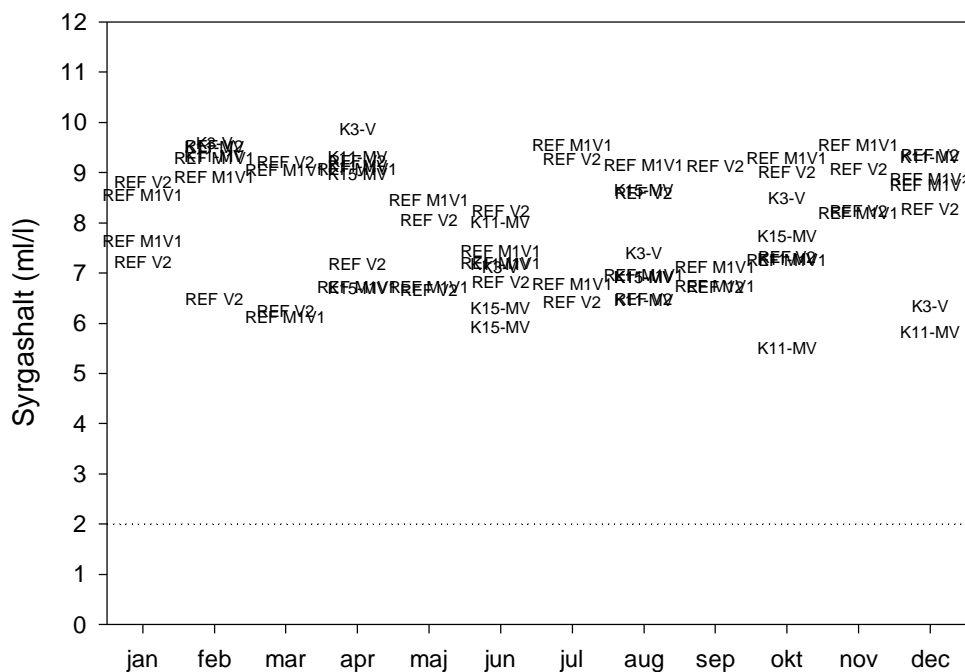
7. DELOMRÅDEN OCH RECIPIENTER 1998

7.1 Södra Kalmarsund

7.1.1 Hydrografi (Ref M1V1, Ref V2, K3V, K15MV, K11MV)

Generellt kan sägas att alla stationer i södra Kalmarsund visar på liknande förhållanden med få avvikelser. Sikt djupet varierade inte mycket under året, det låg typiskt mellan 6 och 8 m. Någon temperaturskiktning av be-

tydelse utvecklades inte, beroende på den vanligtvis kraftiga genomströmningen i Kalmarsund. Någon tydlig årscykel vad gäller syrgashalterna, med nedgång under sensommaren och återhämtning under hösten, kan ej urskiljas (jämför 1997). Inga syrgashalter under 5 ml/l observerades, vilket är positivt.

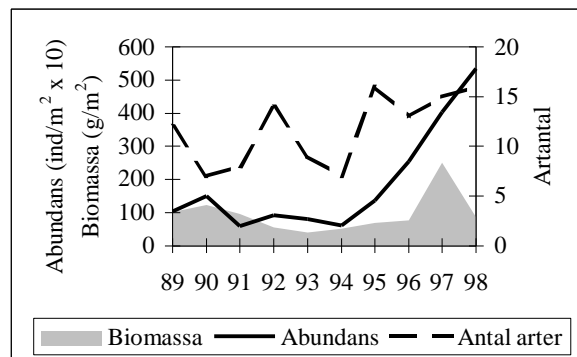


Figur 7.1 Syrgashalter i södra Kalmarsund 1998. Alla värden medtagna.

7.1.2 Torsås

Mjukbottenfauna

Individtätheten för mjukbottenfaunan fortsatte att öka vid Bergkvara (T1M, figur 7.2) för fjärde året i följd. Liksom tidigare ökade antalet tusensäckor (*Hydrobia spp*), medan ett bortfall av slammärlor kompenseras av ett stort tillskott av akvatiska glattmaskar. Biomassan minskade dock efter den kraftiga ökningen 1997, i och med att alla arter av musslor åter minskat.



Figur 7.2 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan vid Bergkvara ((T1VMS) åren 1989-1998.

Hårdbotten

Hårdbottenstationen utanför Bergkvara (RefH1) hade ett sammanhängande tångbälte på alla fem dykprofilerna. Bältet var ca 40 m brett och sträckte sig i djupled ner till drygt 4 m, vilket innebär en återhämtning från föregående års tillbakagång. På den ursprungliga profilen fanns liksom tidigare en ca 15 m bred lucka med glesare tång. Sågtång dominerade i bältets djupare del. Rekrytering, betning och påväxt var måttlig.

Fjäderslick dominerade rödalgsbältet med en för länet måttlig biomassa, som inte förändrats i någon högre grad sedan 1997. Tusensnäckor var vanligast i det artrika djursamhället. Individrikedom och biomassa föll något från föregående år.

7.1.3 Mörbylånga

Mjukbottenfauna

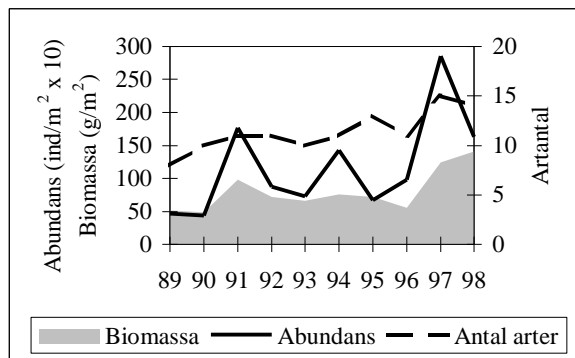
Totalt sett noterades ingen förändring av vare sig abundans eller biomassa öster om brofästet (ML2M). En minskning av slammärlor (*Corophium volutator*) utjämnades av en ökning av tusensnäckor. I viktshänseende dominerade fortfarande olika slag av musslor. Vid Mörbylånga (ML3M, figur 7.3) noterades en minskning av antalet djur per kvadratmeter, dvs abundansen. Minskningen utgjordes främst av Östersjömusslor och glattmaskar (*Oligochaeta*). Biomassan ökade emellertid något, vilket berodde på att medelvikten hos Östersjömusslorna hade stigit från 60 till 95 mg per individ. Detta i sin tur kunde delvis förklaras av att andelen unga musslor under 4 mm minskat från 88 till 50 %.

Tabell över de grunda lokalernas dominerande art i procent

Lokal	K7MS	K13M	K14MS	K15MV	K18M
-97	Macoma 44	Oligochaeta 44	Corophium 56	Nereis 22 Macoma 22	Chironominae 39
-98	Hydrobia 43	Hydrobia 85	Hydrobia 48	Corophium 26	Corophium 28

Macoma=Östersjömusslor, *Oligochaeta*=akvatiska glattmaskar, *Corophium*=slammärlor, *Nereis*=rovborstmask

Chironominae=fjädermygglarver, *Hydrobia*=tusensnäckor



Figur 7.3 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan vid Mörbylånga (ML3M) åren 1989-1998.

Hårdbotten

Hårdbottenstationen vid Bläsinge (MIB1H) delas med Borgholms kommun och kommenteras under detta område.

7.1.4 Kalmar

Mjukbottenfauna

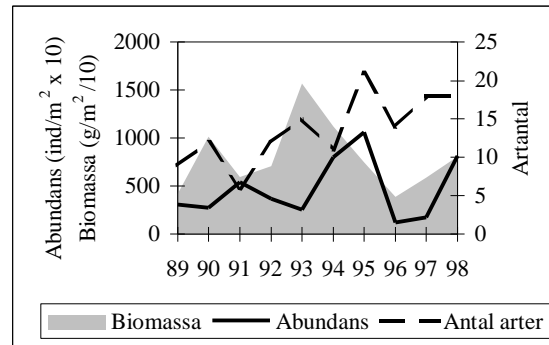
Mjukbottenfaunans abundans ökade i alla grunda områden i närheten av Kalmar stad. I motsats till 1997, var det i allmänhet tusensnäckornas bestånd som expanderade. Vid vissa lokaler (K15MV och K18M) bestod ökningen i lika stor utsträckning av slammärlor, något som avvek från den generella trenden i länet. Dessa två lokaler hade årets högsta individtätheter av märlor i länet. Vid K14MS kollapsade dock slammärlornas bestånd efter förra årets utbredda uppblomstring. Dominansförhållandena förändrades därför enligt tabellen nedan.

Biomassan stärktes ytterligare vid de båda lokalerna inne i Västra sjön beroende på en ökning av tusensnäckor och Östersjömusslor (K13M, figur 7.4) respektive hjärtmusslor (K14MS). Provtagningen på station K13 togs dock något grundare än ordinarie position. Skälet till flyttningen var att ursprungsplatsen var täckt av vegetation. Vid de övriga lokalerna minskade emellertid biomassan, mestadels på grund av en reduktion av Östersjömusslornas vikt. Vid K15MV märktes även en nedgång av rovborstmaskar (*Nereis diversicolor*) och vid K18M försvann ett stort bestånd av snäckan *Bithynia tentaculata*.

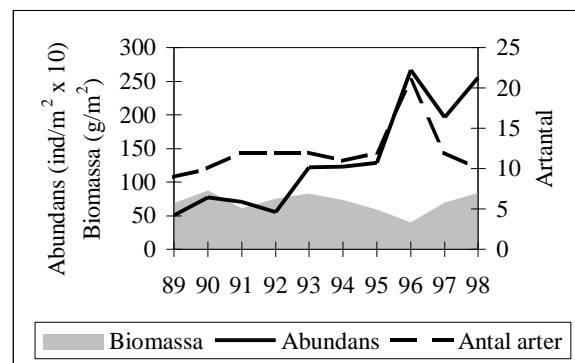
Vid Kalmarrecipientens utsjölokaler var mjukbottenfaunans artantal mestadels oförändrat och abundansökningarna var relativt måttliga, utom vid avloppstuben (K8M). Här ökade nämligen tusensnäckorna återigen, nu med nästan 3 000 individ per m². Den generella nedgången av slammärlor märktes speciellt vid avloppstuben (K8M) och vid S. Masknaggen (K12MS). Vid Trädgårdsgrund (K11MS) steg abundansen till samma nivå som 1996 efter en tillfällig nedgång 1997. De akvatiska glattmaskarna återkom i viss utsträckning men framförallt märktes en stor beståndsökning av tusensnäckan *Potamopyrgus antipodarum*.

En ökning av Östersjömusslornas vikt bidrog till att biomassan steg vid de tre av de fyra utsjölokalerna, särskilt vid NO Trädgårdsgrund (K10MS), där den totala biomassan fördubblades. Vid avloppstuben orsakades dock ökningen främst av rovborstmaskar.

Vid S. Masknaggen (K12MS) däremot noterades en kraftig biomasseminskning, som förorsakades av att Östersjömusslor och stora individ av sand- och hjärtmusslor gick tillbaka.



Figur 7.4 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan i Västra sjön vid Kalmar (K13M) åren 1989-1998.



Figur 7.5 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan i Trädgårdsgrund (K11MS) åren 1989-1998.

Hårdbotten

Stationerna vid Ölandsbron (K16H) och Stensö (K17H) hade båda sammanhängande tångbälten på samtliga profiler. Bältets undre gräns låg dock 0,8 m grundare på den förra stationen än året innan och likaså observerades den djupast växande tångplantan på något mindre vattendjup. Täckningen var däremot hög i den övre delen av bältet och nyrekryteringen var god. Stationen vid Stensö var kraftigt påväxt och nedslammad. Inga betningsskador noterades på någon av lokalerna.

Rödalgsbälte saknas på den grunda lokalen vid Stensö, där blåstångsbältet på ca 1 m djup övergår i mjukbotten. Vid Ölandsbron var algbiomassan måttlig för länet och starkt dominerad av fintrådiga brunalger, vars förekomst var betydligt rikare än vid besöket 1997. Djursamhället hade en måttlig individrikedom med relativt låg biomassa och do-

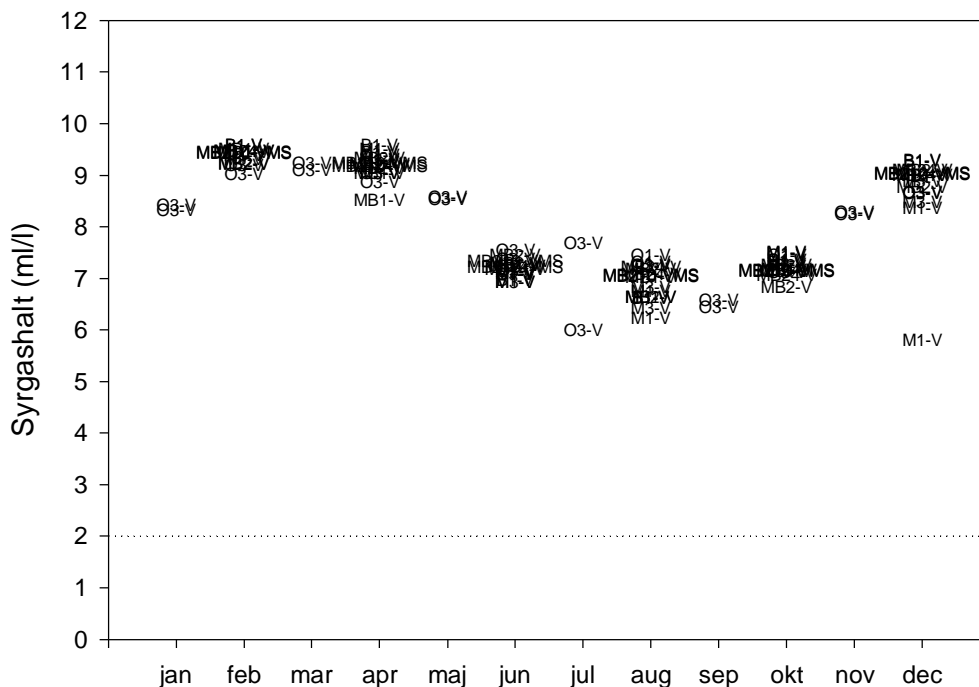
minerades av blåmusslor och klosaxgråsuga. Biomassan hade ökat något sedan 1997.

7.2 Norra Kalmarsund

7.2.1 Hydrografi (B1V, M3V, M1V, MB210VMS, MB24V, MB1VMS, MB2V, O3V, O1V)

I norra Kalmarsund ger stationerna en likadan och väl samlad bild med avseende på siktdjup, temperatur, salthalt, syrgashalt, syrgasmättnad och TOC. När det gäller närsalter och klorofyll är emellertid skillnaderna mellan stationerna någon större, inom området

såväl som under året. Jämfört med södra Kalmarsund fanns det här ett tydligt minimum (1-2 m) för siktdjup i maj. Inga stationer uppvisade någon kraftig skiktning m.a.p. temperatur eller salthalt under året. Vid två tillfällen observerades förhöjda halter av ammoniumkväve. Det ena tillfället var i april vid Oskarshamn (8 $\mu\text{mol/l}$) och det andra tillfället var i december vid Mönsterås (23 $\mu\text{mol/l}$). Vid båda tillfällena syntes ingen liknande signal vad gäller ammoniumkväve i bottenvattnet vilket tyder på ett ytligt utsläpp, troligen från dessa städers reningsverk. Syrgashalter under 5 ml/l observerades ej i norra Kalmarsund under 1998.



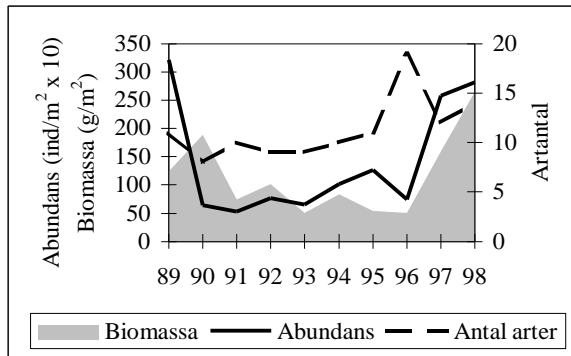
Figur 7.6 Syrgashalter i norra Kalmarsund 1998. Alla värden medtagna.

7.2.2 Borgholm

Mjukbottenfauna

Liksom tidigare år dominerade blåmusslorna vid Borgholm/Rörkallen (B5M). Detta bestånd försvagades dock under året; antalet halverades och vikten sjönk från 670 till 270 g m^{-2} , vilket märkbart påverkade den totala abundansen och biomassan. Även Östersjömusslorna minskade något i antal och vikt. Däremot steg antalet slammärlor, vilket var ovanligt sett ur det regionala perspektivet. De höga värdena för antal och vikt som upp-

mättes 1997 vid Köpingsvik (B6MS, figur 7.7), kvarstod under året och värdet för biomassan steg ytterligare. Även denna gång var det Östersjömusslornas bestånd som expanderade och deras biomassa blev det högsta uppmätta värdet för hela länet (258 g m^{-2}). Glatmaskarna föll tillbaka avseende antal.



Figur 7.7 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan vid Köpingsvik (B6MS) åren 1989-1998.

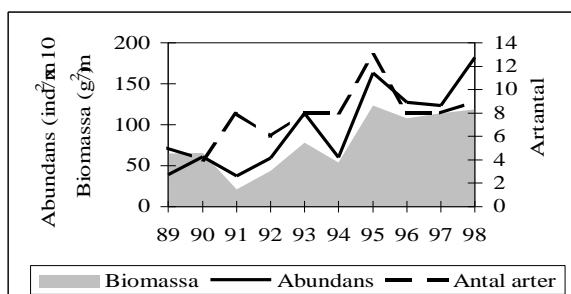
Hårdbotten

Hårdbottenstationen vid Blälinge har ett vind- och vågexponerat läge på den långgrunda kusten av sydöstra Öland. Närmast stranden är vattnet ofta mycket uppgrumlat av växtmaterial under nedbrytning, vilket även var fallet vid besöket 1998. Ett tidigare svagt utvecklat tångbälte nära stranden hade försvunnit, men spridda plantor av blåstång och sågtång förekom på djup ner till 10 m.

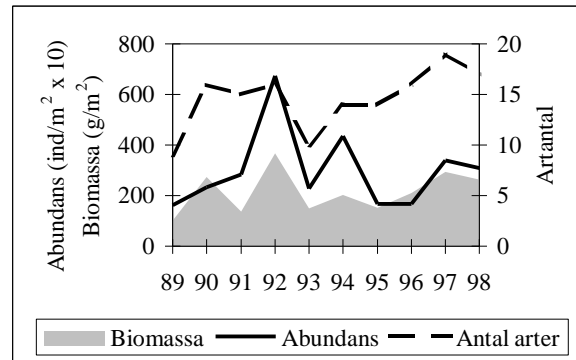
Gaffeltång och fjäderslick var fortfarande vanligast i rödalgsbältet, men biomassan var avsevärt lägre än vid förra besöket. En motsvarande minskning noterades för djursamhället, som 1998 hade en biomassa, som var bland de minsta i länet. Det vanligaste djuret var den småvuxna havsborstmasken *Fabricia sabella*.

7.2.3 Mönsterås

Mjukbottenfauna



Figur 7.8 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan i inre Mönsteråsviken (M4MS) åren 1989-1998.



Figur 7.9 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan vid Timmernabben (M7M) åren 1989-1998.

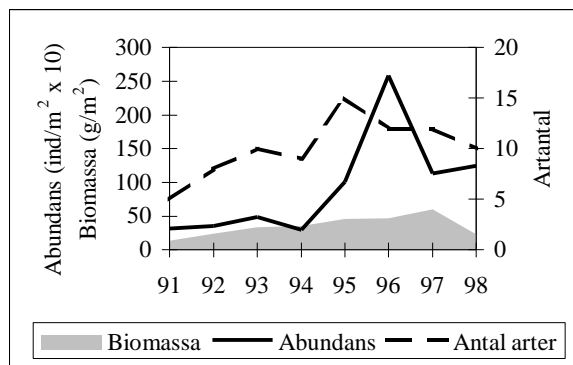
Vid alla provtagningslokaler för mjukbottenfauna i denna recipient märktes en ökning av tusensnäckor, främst av arten *Potamopyrgus antipodarum* men även av släktet *Hydrobia*, speciellt vid Timmernabben (M7M, figur 7.9). Inne i Mönsteråsviken (M4MS, figur 7.8) ökade deras bestånd mest och deras andel av totala abundansen blev 60 %. Andelen Östersjömusslor minskade, även viktmässigt. Totalbiomassan förblev emellertid oförändrad tack vare att vikten av rovborstmasken *Nereis diversicolor* ökade i motsvarande grad. Denna art av havsborstmask klarade sig således bättre än väntat gentemot arten *Marzelleria cf. viridis*, som hade sitt starkaste bestånd vid denna lokal. Vid Timmernabben (M7M) försvann slammärlorna nästan helt och hållet, vilket dock uppvägdes av det stora tillskottet av tusensnäckor. Likaså krympte blåmusslornas bestånd kraftigt, både avseende antal och biomassa. Totalbiomassan reducerades därför med ungefär 30 g m⁻², trots att Östersjömusslorna ökade ytterligare i vikt från 73 till 110 g m⁻².

7.2.4 Mönsterås Bruk

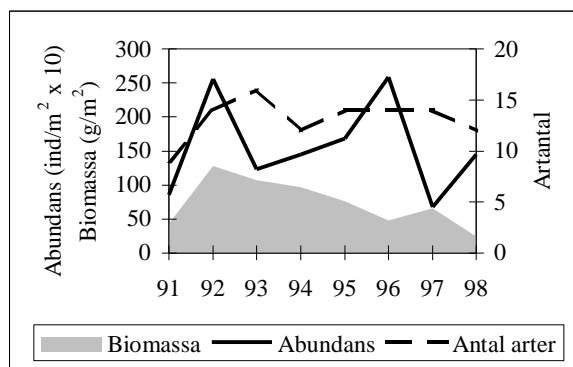
Mjukbottenfauna

I denna recipient registrerades en omfattande minskning av biomassan på flera lokaler. Denna minskning orsakades av att bestånden av Östersjömusslor försvagades. Vid fyra lokaler minskade Östersjömusslans vikt med över 65% under året (MB4MS, MB6MS, MB16M, MB220M). En motsatt utveckling

förekom endast på Ölandssidan av norra Kalmarsund (MBY8MS och MBY12M), NO Gåsö (MB230M) samt i någon mån S. Svartingskär (MB8M). Östersjömusslan är en nyckelart i detta ekosystem och ett stort bortfall av denna mussla torde få märkbara effekter inte enbart på bottenfaunans struktur och funktion utan även orsaka allvarliga konsekvenser för den bentisk-pelagiska kopplingen och andra komponenter i systemet. Nämnad koppling utgör en viktig länk i kretsloppen av bl a närsalter.



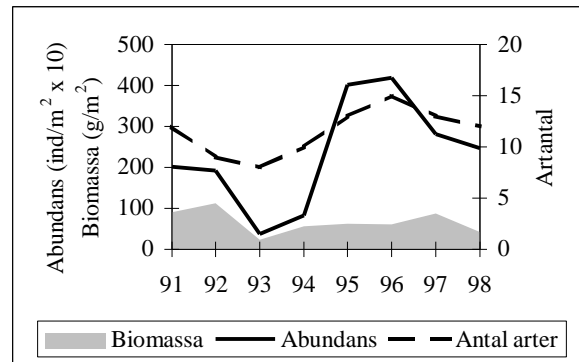
Figur 7.10 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan vid tubens inre del (MB3MS) åren 1991-1998.



Figur 7.11 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfauna vid tuben vid Soleskär MB6MSf) åren 1991-1998

Vid lokalerna nära brukets avloppstubb noterades en relativt stor reduktion av biomassan, som var minst procentuellt sett vid NO Svartingskär (MB210MSf). Nedgången innebar en halvering av vikten per kvadratmeter, dock främst beroende på ett bortfall av blåmusslor. Den största förändringen, som också inbegrep radikala strukturomvälningar i samhället, registrerades vid Soleskär

(MB6MSf). Östersjömusslans dominans ersattes med andra arter såsom tusensnäckor (alla tre arter) och fjädermygglarver. Likheten med föregående år var bara 45 % enligt Bray-Curtis index. Även mellan proven märktes stora skillnader och två av de fem proven avvek väsentligt och visade större likhet med värden som uppmättes 1996.



Figur 7.12 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfauna vid tuben vid Svartingskär (MB210MSf) åren 1991-1998.

Vid Långskär söder om avloppstuben (MB220M) märktes också en stor reduktion av biomassan och Östersjömusslornas vikt minskade från 60 till 15 g m⁻². Här minskade även abundansen märkbart, vilket inbegrep en uttunning av alla de talrikaste arterna. Vid den lokal som ligger strax norr därom på något lägre djup (S. Svartingskär, MB8M) fördubblades emellertid abundansen, då antalet tusensnäckor och havsborstmasken *Pygospio elegans* ökade. Likaså steg biomassan genom en förstärkning av ett flertal arter.

Norr om tuben vid Kungsholmen (MB4MS) drabbades bestånden av Östersjömusslor av en kraftig minskning i antal och vikt, men abundansen förändrades inte på ett stort tillskott av främst fjädermygglarver, men även av glattmaskar. På samma djup österut vid N. Gåsö (MB16M) försvagades mjukbottenfaunan högst avsevärt och utarmades i ännu högre grad än vad som var fallet 1997. Artantalet halverades och individtätheten minskade från 600 till 150 individ m⁻². Likheten med samhället 1997 var endast 15 % enligt Bray-Curtis index. Östersjömusslorna, som utgjorde 90 % av biomassan 1997, gick

förlorade och endast några fjädermygglarver återstod. I närheten på samma djup reducerades abundansen till hälften (NO Gåsö MB230M) i samband med att en dominant ersattes av en annan art som inte fanns alls 1997 (dominant 1997=*Pygospio elegans*, 1998=*Chironominae*). Östersjömusslorna minskade till antal, men deras vikt ökade och därmed totalbiomassan. Något öster om dessa lokaler på större djup vid SO Vällörömp (MB17MS) märktes också en lika stor abundansminskning som vid NO Gåsö. Även här rubbades dominansförhållandena såtillvida att en dominant byttes mot en annan (*Oligochaeta* mot *Pygospio*). Beståndet av Östersjömusslor försvagades medan blåmusslornas förstärktes i lika hög grad, så att totalbiomassan förblev oförändrad.

Vid utsjölokalerna ökade vikten av Östersjömusslor högst väsentligt (se ovan), utom vid Eneskärsbådan i den södra delen av recipienten (MBY10M). Denna lokal drabbades för andra året i följd av dramatiska förändringar i form av bortfall av hela bestånd; dels försvann blåmusslorna 1997 dels Östersjömusslorna 1998, vilket resulterade i extremt låga värden för abundans och biomassa 1998. Beståndet av vitmärlor har varit oförändrat starkt under hela 90-talet vid Horns udde i norr (MBY12MS) och de ökade i antal till samma värde som 1995. Vid NV Djupvik (MBY8MS) har dock antalet vitmärlor varit lågt efter 1995. Här återfanns 1998 länets näst högsta biomassa för Östersjömussla (221 g m^{-2}).

Hårdbotten

Blåstång saknades fortfarande på fyra av lokalerna närmast avloppstuben och bältet vid Svartören nära Oknö (MB15I) hade inte återhämtat sig efter utslagningen 1998. Den sydligaste lokalen vid Utterskär (MB16HI) hade 1998 endast en profil med sammanhängande bälte, vilket är en mindre än förra året. Försämringar noterades även vid Soleskär (MB9HI) och Ekö (MB12HI), där bältena blivit något smalare. Vid Soleskär hade dock antalet profiler med bälte ökat från ett till två. Förbättringar noterades även vid Sillekrok (MB4I), där bälte tillkommit på en av profi-

lerna och norr om Gåsö (MB5HI), där blåstång hittades djupare än 1997. Kraftig betning observerades vid Sillekrok, N Gåsö och Soleskär. På övriga stationer med tång var betningen måttlig. Relativt omfattande påväxt registrerades vid Kungsholmen (MB3HI), som är den minst exponerade lokalen. Rekryteringen var god vid Ekö och måttlig på de tre nordligaste lokalerna.

Biomassan i rödalgsbältena var låg till måttlig och fjäderslick var fortfarande den vanligaste algen på många av lokalerna. Föregående års relativt stora inslag av rödslick (*Ceramium gobii*) hade i stor utsträckning ersatts av fintrådiga brunalger (*Ectocarpus* och *Pilayella*). Brunalgerna dominerade starkt vid Kungsholmen, S Gåsö (MB6I) samt på de båda lokalerna längst i söder. Djurens abundans var genomgående lägre än 1997, främst till följd av en tillbakagång för dominanterna blåmussla och tusensnäckor. Klosaxgråsuggan dominerade dock lokalen vid Utterskär. Tånggråsuggan förekom i något lägre tätheter i recipienten än 1997, men lokalerna närmast tuben var fortfarande, tillsammans med lokalerna vid Oskarshamnsverket, de individrikaste i länet. Biomassan dominerades, som på de flesta lokalerna i länet, starkt av blåmusslor. Blåmusslan hade 1998 fortsatt höga biomassavärden på många av lokalerna i recipienten.

Provfisken

Provfisket bedrevs enligt Fiskeriverkets rutiner (Thoreson, 1992) under tre veckor på högsommaren, med start i slutet av juli, på fyra sektioner (delområden) i närområdet och på en sektion inom ett referensområde vid Vinö i Misterhults skärgård. Sektionerna har tilldelats lokala namn.

Antalet fiskade lokaler reducerades 1998 till sex fasta stationer per sektion, från att under det inledande året (1995) ha varit tolv och under de två följande åren åtta stationer. Reduktionen föregicks av en utvärdering av resultaten för de viktigaste arterna och vid bedömningen togs hänsyn till variansen mellan lokalerna inom sektionen och till känslighet för störningar. Fördelningen av

ansträngningarna framgår av tabell 7.1. Trettiosex ansträngningar gjordes i alla områden. Störda ansträngningar registrerades vid sex tillfällen. Vattentemperaturerna var betydligt

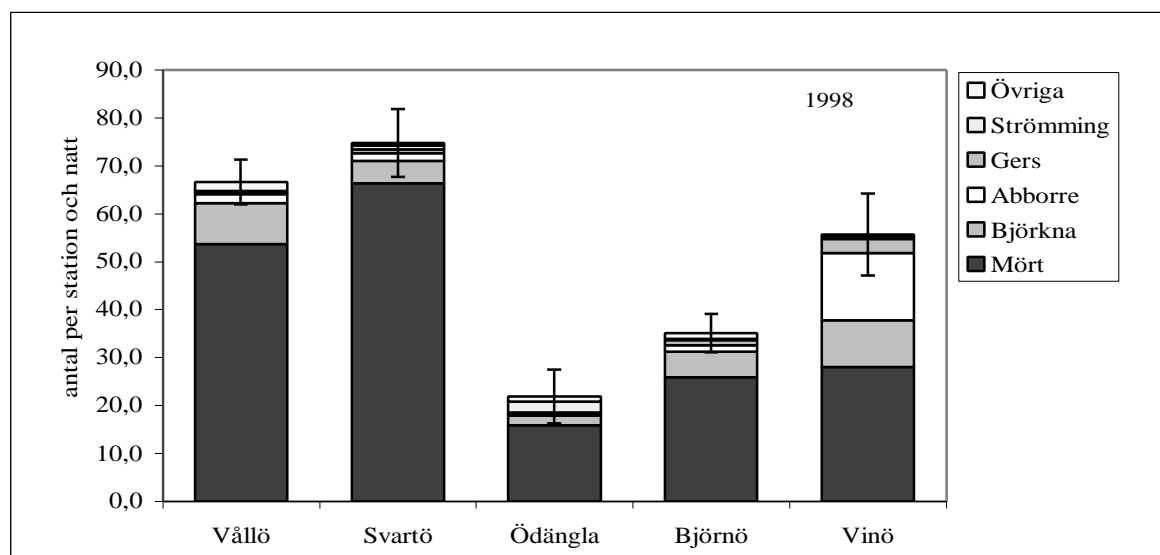
lägre än 1997, i synnerhet i referensområdet, där medeltemperaturen vid näten endast uppgick till 10°C.

Tabell 7.1. Sammanställning av fiskeansträngningar samt vattnets medeltemperatur vid redskapen. Störda ansträngningar ges inom parentes. En ansträngning motsvarar fiske på en station under en natt.

Sektion	kod	Antal fiskade stationer	Antal anstr.	Vattnets medeltemperatur
Vällö	MB1F	6	36(0)	13,4
Svartö	MB2F	6	36(2)	12,9
Ödängla	MB3F	6	36(0)	11,7
Björnö	MB4F	6	36(4)	13,4
Vinö	Ref1MBF	6	36(0)	10,0

Den totala fångsten i de fem sektionerna uppgick till 8800 fiskar (bilaga 2.6), vilket innebär en halvering från föregående år. De största fångsterna togs vid Vällö och Svartö, medan Ödängla och Björnö gav små fångster. Karpfiskar, i synnerhet mört, dominerade starkt i recipienten. Abborren fortsatte att minska i förhållande till referensområdet, trots att temperaturen i vattnet var lägre där.

Fisket vid Vinö gav 1995 och 1996 ca fyra gånger mer abborre än sektionerna vid Mönsterås Bruk. 1998 var abborrfångsterna vid Vinö ca 12 gånger större. Fångsterna av övriga arter var genomgående små, med ett inslag av kallvattenarter som strömming, flundra och sik. Gädda förekom sparsamt. I Svartö och Ödängla fångades endast en gädda per område.

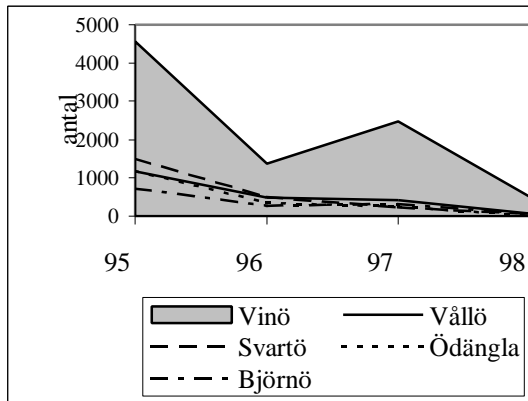


Figur 7.13 Fångst per station och fisketillfälle i provfiske med nätlänkar vid Mönsterås Bruk och i referensområdet vid Vinö 1998.

Abborrfångsterna vid Mönsterås Bruk har haft en mycket negativ utveckling under de fyra år provfiskena pågått. En negativ utveckling har även observerats i referensom-

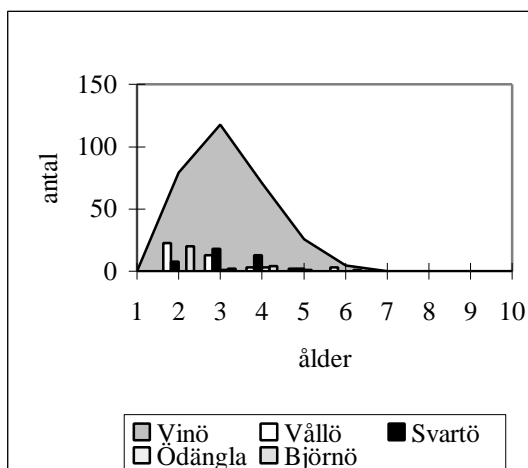
rådet, men här kan mellanårsvariationerna till övervägande del förklaras av skillnader mellan åren för vattentemperaturen. Artsammansättningen i det senare området är vad som

kan karaktäriseras som normal för kuststräckan. Det mesta tyder på att problemen för abborre i brukets recipient inte är en isolerad företeelse, utan en del av en storskalig tillbakagång för rovfiskar i regionen. Störningar av rekryteringen av abborre och gädda har observerats utmed stora delar av Kalmar-sundskusten. Problematiken utreds för närvarande av Fiskeriverket och Högskolan i Kalmar.



Figur 7.14 Totalfångst av abborre vid Mönsterås Bruk och Vinö 1995-1998

Åldersanalys gjordes 1998 på alla abborrhonor som fångades i recipienten. Två till fyra år gamla abborrar var vanligast, vilket även var fallet i referensområdet.



Figur 7.15 Åldersfördelning för abborre vid Mönsterås Bruk och i referensområdet vid Vinö 1998

Yngelkontroll hos tånglake

Tånglake används som indikatorart för studier av fysiologisk påverkan på fiskar i recipienten för Mönsterås Bruk och inom ett referensområde vid Marsö i Misterhults skärgård. Undersökningarna omfattar även reproduktionskontroll. Tånglakens yngel utvecklas under flera månader i honans bukhåla och föds välutvecklade under vintern. Provtagningen genomfördes i november 1998.

Yngelkontroll genomfördes på femtio honor från områdena Ödängla, Björnö och Marsö (bilaga 2.7). I samband med insamlingen registrerades könkvoten inom längdgrupper om 2,5 cm. Andelen honor var lägre i områdena vid bruket, sannolikt beroende på ett större inslag av ungfisk. Inslaget av juvenila honor var betydligt större där. De analyserade honorna var mindre vid Ödängla än i de båda övriga områdena. Som även observerats tidigare år fanns en tendens till att tånglakarna i recipienten producerar något flera yngel i relation till den somatiska vikten, men att ynglen i gengäld är något kortare. Det finns ingenting i materialet som tyder på att avloppsvattnet leder till högre dödlighet hos ynglen eller till ökad förekomst av missbildningar.

Fysiologi hos tånglake

Fiskfysiologiska undersökningar har gjorts i Mönsteråsområdet på tånglake från två referenslokaler (Marsö och Slakmöre) och tre lokaler (Södra Gåsö, Svartingskär och Yttre Långskär) i recipienten för avloppsvattnet från Mönsterås bruk. Undersökningsprogrammet utformades med erfarenheter från våra tidigare undersökningar av recipienter för skogsindustriella avloppsvatten och följer delar av Naturvårdsverkets Allmänna Råd 94:2.

Provtagningar och metodik

Provtagningen ägde rum den 2-5 november 1998 och startade med referenslokalen Marsö som ligger 46 km norr om utsläppstuben. Provtagningen fortsatte med de tre lokalerna i Mönsteråsrecipienten (S. Gåsö, Svartings-

kär och Y. Långskär). S. Gåsö ligger 1,7 km norr om utsläpptuben, Svartingskär 1,2 km söder om utsläpptuben och Yttre Långskär ligger ca 4 km söder om utsläpptuben. Sista dagen togs fiskarna i den södra referenslokalen Slakmöre som ligger 24 km söder om utsläpptuben. Fiske, sumpning och provtagning följde tidigare utarbetade rutiner. Dessa följer anvisningarna i naturvårdsverkets Allmänna Råd 94:2. Fisket sköttes av Fiskeriverkets personal, Simpevarp.

Av Tabell 1 framgår vilka parametrar som studerades i undersökningen. Vid provtagningarna togs 25 gravida honfiskar och 5 hanfiskar (resultat från hanfiskarna redovisas ej). Provtagningen sköttes av personal från Göteborgs universitet och Fiskeriverket. Det biokemiska, fysiologiska och histologiska arbetet gjordes av personal vid Zoofysiologiska avdelningen, Göteborgs universitet och Laboratoriet för Akvatisk Ekotoxikologi, ITM Stockholms Universitet och det kemiska arbetet gjordes av personal vid Laboratoriet för Miljökemi, ITM, Stockholms Universitet.

Resultat och kommentarer

Fiske, provtagning och analysarbetet har fungerat enligt planerna. Resultaten visar att fiskarna från Marsö var större och troligen äldre än fiskarna från de fyra övriga stationerna (bilaga 2.8:1).

Vikter och längder

I tabellen redovisas även LSI (levervikt uttryckt som % av kroppsvikten). LSI hos fiskarna från Yttre Långskär var större än hos övriga fiskgrupper. Orsaken till det är inte känd. Ökad leverstorlek har observerats hos fiskar som fångats i recipienter för skogsindustriavloppsvatten (t.ex. Andersson et al., 1988). Eftersom levern inte är förstorad hos fiskarna i de två andra recipientlokalerna (S. Gåsö och Svartingskär) som ligger närmre utsläpptuben är vår bedömning att leverstorleksförändringen i Y. Långskär inte är orsakad av utsläpp från Mönsterås bruk.

Laktat i blodet

Mätningarna av laktat i blodplasman har främst gjorts för att kontrollera att provtagningen genomfördes på ostressade fiskar. I

tabellen kan man se att laktatnivåerna är stabila och relativt låga. Det betyder att provtagningen har genomförts på ett acceptabelt sätt utan att stressa fiskarna.

Plasmaklorid

I föreliggande undersökning var plasmanivåerna av klorid signifikant lägre hos fiskarna från S Gåsö och Svartingskär jämfört med referenslokalen Marsö. Kloridnivåerna var också lägre jämfört med den södra referenslokalen Slakmöre, men den är inte statistiskt säkerställd. Vår bedömning av resultaten är att utsläppen från Mönsterås bruk leder till en förändring av tåglakens förmåga att reglera klorid i plasma.

Hematokrit

Hematokrit (Ht) är ett mått på mängden röda blodceller. Ht var signifikant lägre hos fiskarna från S Gåsö och Svartingskär jämfört med båda referenslokalerna. Resultaten tyder således på att fiskarna i recipienten är anemiska (lider av blodbrist). I tidigare undersökningar har man ibland noterat förhöjda Ht värden (Andersson et al., 1988). I föreliggande undersökning ser vi således en motsatt effekt. Eftersom effekten tycks vara ganska kraftig rekommenderar vi att Ht mätes i kommande undersökningar för att konstatera om effekten är tillfällig eller permanent.

Leverenzymmer

Erod

I 1997 års undersökning var EROD-aktiviteterna hos tånglakarna tagna i S. Gåsö, Svartingskär och Y Långskär statistiskt signifikant högre jämfört med referensen (Marsö). Dessa resultat tolkades som att det finns ämnen i avloppsvattnet från Mönsterås bruk inducerar EROD. I årets undersökning är det endast Y Långskär som skiljer sig från referensen Marsö. Görs jämförelsen med den andra referensen (Slakmöre) ses inga signifikanta skillnader i EROD-aktiviteter. Vår bedömning av resultaten är att de indikerar att Mönsterås bruk kan vara en av flera källor för EROD-inducerare i undersökningsområdet.

det. Det är inte känt vilka de andra källorna är.

EROD-aktiviteter har mätts hos tånglake i recipienten för Mönsterås bruk sedan 1995. De två första åren (1995 och 1996) sågs inga effekter medan 1997 observerades en relativt kraftig effekt. I och med att EROD-effekten gått tillbaka är det väsentligt att i kommande undersökningar följa om förbättringen är bestående.

GST, GR och katalas

Glutation transferase (GST), glutation reduktas (GR) och katalas är enzymer som mäts för att få en bredare uppfattning om eventuella störningar i leverns funktioner som bl.a. rör hanteringen av radikaler (t.ex. syreradikaler). I föreliggande undersökning sågs inga statistiskt belagda förändringar i de tre enzymaktiviteterna hos tånglake i recipienten för Mönsterås bruk.

Vita blodcells bilden

Andelen lymfocyter var signifikant högre hos fiskarna från Södra Gåsö, Y Långskär och Slakmöre jämfört med Marsö (bilaga 2.8.1). Andelen totala mängden vita blodceller var signifikant högre hos fiskarna från Y Långskär och Slakmöre jämfört med Marsö. Resultaten antyder således en störning i vita blodcells bilden i de flesta lokaler inklusive Slakmöre jämfört med Marsö. Vår bedömning är att det inte går att utesluta att utsläppen från Mönsterås bruk ger upphov till störningarna men det är mycket troligt att även andra faktorer i Kalmarsundsområdet bidrar till effekten. Vilka de faktorerna är är inte kända.

Muskel- och leverglykogen

Tydliga öknings av lever- och muskelglykogenivåer har tidigare konstaterats hos abborre exponerad för utsläpp från pappersmasseindustrin (Andersson et al., 1988). I föreliggande undersökning var varken lever- eller muskelglykogenivåerna hos fiskarna fångade i recipienten för Mönsterås förändrade jämfört med referensområdena.

Leverglykogen hos fiskarna från Y Långskär tycks vara högre än de övriga. Det är troligt

att det finns ett samband mellan dessa fiskars förstorade lever och de lite förhöjda glykogenivåerna. Vår bedömning är att det är troligt att det är andra faktorer än utsläppen från Mönsterås bruk som orsakar LSI och leverglykogenivåerna hos fiskarna från Y Långskär.

Gallanalyser av steroler och hartssyror

Analyserna av hartssyror och steroler har gjorts i prover som består av gallor sammanlagda från fem fiskar (bilaga 2.8:2). Analyserna av hartssyror visar mycket låga nivåer. Analyserna av steroler och terpenier visar lite förhöjda nivåer särskilt vid stationen S Gåsö. Resultaten tyder således på att fiskarna tagna vid S Gåsö var mest exponerade för avloppsvatten från Mönsterås vid perioden för provtagningstillfället.

Leverhistologi

Den histopatologiska undersökningen utfördes på motsvarande sätt som den tidigare studien i recipienten till Mörrums bruk 1995 (Sandström et al. 1996). I denna studie kompletterades analysen även med förekomsten av makrofagcentra (MMC).

Inga signifikanta skillnader kunde beläggas mellan de olika stationerna (bilaga 2.8.2). Förekomsten av parasiter var $\leq 1\%$ på alla lokaler utom Yttre Långskär, som hade en förekomst på 2,5%. Dessa nivåer avvek markant från Mörrumstudien (Sandström et al. 1996) där fisken från den mest exponerade lokalen (Kladdenabb) hade en parasitförekomst på 9%, medan fisken från de två övriga lokalerna hade förekomster på 3%. Den mycket kraftiga parasitförekomsten vid Kladdenabb tillsammans med en högre förekomst av celldegeneration var en möjlig förklaring till den hämning av EROD som uppmättes vid Kladdenabb.

En ökning av makrofagcentra är känd att kunna orsakas av t.ex. exponering för miljögifter eller orsakat av en parasitinfektion (Wester et al. 1994), medan en ökad parasitförekomst kan vara resultatet av ett hämrat immunförsvar orsakat av exponering för antropogena substanser. Svenska studier har även kunnat påvisa en ökning av makrofag-

centra i fisk från ett exponerat område i Skagerak (Lindesjö et al. 1996). I föreliggande studie kunde ingen korrelation ($r=0,3$) beläggas mellan makrofagcentra och parasitförekomsten, vilket ej stödjer teorin om att den förhöjda förekomsten av makrofagcentra var orsakat av parasiterna.

De numeriskt förhöjda förekomsterna av parasiter samt makrofagcentra på lokalen Yttre Långskär var ej signifikant åtskilda från övriga lokaler. Trots det så bör man ha dessa resultat under observation, eftersom de sammanfaller med den signifikant förhöjda nivån av EROD på Yttre Långskär, samt med den signifikant förhöjda förekomsten av parasiter på den mest exponerade lokalen i Mörrumrecipienten vid motsvarande undersökning 1995.

Analys av könskvot hos tånglakeyngel

I samband med provtagningen säkrades yngel från de gravida tånglakehonorna för könskvotsbestämning. Detta arbete ingick inte i det ordinarie undersökningsprogrammet men är en del i en doktorsavhandling (J. Larsson) om hormonstörande ämnens effekter hos fisk. Andelen hanar var signifikant större än normalt hos fiskarna från lokalerna S Gåsö och Svartingskär. Förskjutningen av könskvoten tycks följa en sydgående gradient. Det är första gången en sådan förändrad könskvot observeras. Vår bedömning av resultaten är att det är troligt att det finns ämnen i avloppsvattnet från Mönsterås bruk som stör könsdifferentieringen hos tånglakeyngel. Det är okänt vilka ämnen som gav upphov till effekten. Undersökningar har redan startats för att undersöka om avloppsvatten från skogsindustrin kan vara orsaken till den förskjutna könskvoten

Sedimentfällor

Inledning

Kommuner och industrier med avloppsvattenutsläpp i kustvattenområdena inom Kalmar län har sedan 1984 genomfört en samordnad recipientkontroll för hela kustområdet. Kontrollen omfattar moment som svarar mot både närsalts- och miljögiftsbelastningen

i området. På uppdrag av Kalmar läns kustvattenkommitté genomför SMHI, Fiskeriverket och Sveriges geologiska undersökning (SGU) gemensamt den samordnade kustvattenkontrollen i Kalmar län under perioden 1995-2000.

Föreliggande undersökning med sedimentfällor ingår i nämnda kustvattenkontroll och utgör ett led i den mer riktade recipientkontrollen utanför Mönsterås Bruk. Avloppsvattenutsläppet från bruket sker via en tub i OSO-VNV riktning på havsbotten mellan Gåsö och Svartingskär innanför och sydväst Dämmans fyr. Avloppsvattenmängden har i genomsnitt varit 50 500 kubikmeter per dygn (Alm 1991) och utsläppet har skett från den yttersta 1,3 km långa tubdelen på 9-12 meters djup genom ett 90-tal dysor och en ändlucka. Utsläppstuben har under 1999 ersatts av en ny tub. Detta påverkar inte föreliggande studie 1996/97.

Mönsterås Bruk startade sin tillverkning av halvblekt sulfatmassa 1959. Produktionen var till en början 85 000 ton massa per år, men har stegvis ökat genom ut och nybyggnationer till dagens ca 500 000 ton. Före 1980 blektes pappersmassan i Mönsterås Bruk med hjälp av klorgas och hypoklorit, mellan 1980 och 1993 med hjälp av klorgas och klordioxid och senare enbart med klordioxid fram till 1995. Därefter har blekningen skett med hjälp av syre, väteperoxid och ozongas. Sedan 1995 sker således blekprocessen utan klorkemikalier. En mindre del av det nya blekeriets avloppsvatten återanvänds numera, och avskiljda restprodukter samlas upp för särskild slutbearbetning. Dessa åtgärder samt reduktion av svavel och kvävedioxid i luftutsläppen utgör från bruket vidtagna åtgärder för att minska verksamhetens belastning på Östersjön.

I princip upphörde klorblekningen i Sverige 1995 (fig. 1a och 1b), men den fortgår i många andra länder, t ex USA och Canada. Tillförsel till våra breddgrader sker också genom utsläpp av flyktiga klorerade ämnen i ekvatoriella och subekvatoriella områden. Dessa ämnen transporteras med de högre

luftlagren till nordliga breddgrader där de kallkondenseras (Landner 1992).

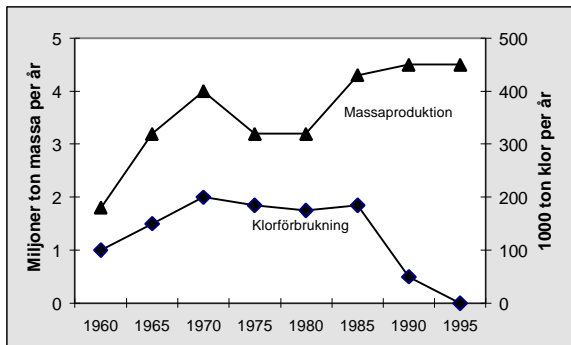


Fig. 1a. Produktion av blekt massa samt klorförbrukning i Sverige mellan 1960 och 1995 (från tidningen Mönsterås '96).

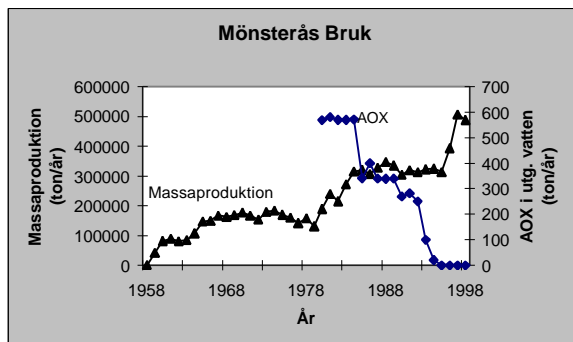


Fig. 1b. Produktionen av blekt massa vid Mönsterås Bruk samt utsläpp av AOX i utgående klorförbrukningen. (Data från Mönsterås Bruk, referens G. Johansson)

Klorgas är mycket reaktivt och har en stor förmåga att bilda nya ämnen vid t ex processer som blekning av pappersmassa. Stora mängder av stabila (persistenta), komplext byggda, klororganiska föreningar bildas under sådana processer varav ett stort antal utgör ytterst potenta miljögifter. I blekeriavloppsvatten har mer än 300 lågmolekylära ämnen identifierats i Sverige, men endast en mindre del har påträffats i organismer som varit exponerade för utsläpp av denna typ (Södergren 1988, Alsberg & Nylund 1993). Bland de föreningar som påträffats i organismer härrörande från massaindustrirecipienter kan nämnas klorerade fenoler, klorguajakoler, klorerade kymener, diklordimetylsulfon, hartssyror, klorerade dioxiner och furaner samt klorerade alkylerade furaner.

3,4,5-triklorogujakol anses som särskilt typisk för blekeriutsläpp och har därför ofta fått tjäna som en markörs substans. Hartssyror är en grupp karboxylsyror med delvis mättad polycykliska strukturer. De existerar som flera isomerer och förekommer i barrträdväxter och då som en viktig beståndsdel i många naturliga hartser, t ex abietinsyra. Hartssyror användas ofta som markörs substans för massaindustriutsläpp.

Produktionen av klororganiska föreningar är betydligt mindre vid blekning med klordioxid, men utgör ändå ett miljöhot eftersom de klororganiska föreningarna är ett av de allvarligaste miljögiften vi känner till idag. I Östersjön har många djurgrupper skadats av dessa föreningar, bl a säl. Även för människan utgör de ett hot. Livsmedelsverket rekommenderar att inga flickor och inga kvinnor i fertil ålder bör äta fet Östersjöfisk mer än en gång per månad.

Stora mängder av de mest lättflyktiga klorerade ämnena som sprids i miljön avgår till de högre luftlagren (xenobiotiska substanser) där de metaboliseras och genom atmosfärskemiska reaktioner transformeras till mer komplexa och mindre flyktiga ämnen. Nedbrytning av klorgaser (t ex freoner) till fri klor leder till förtäring av ozonskiktet en företeelse som uppmärksammats starkt under senare år. Klorerat organisk material binds till partiklar, i första hand organiska komplex (humus) i vattenmassan, och sedimenterar därmed med dessa inom främst sedimentationsområden för finkorniga sediment. Stora upplag med klorerat organiskt material finns i de s.k. fiberbankarna som successivt byggts upp genom utsläpp från massaindustrin. Dessa kan till viss del betraktas som potentiella "miljöbomber".

Som ett grovt mått på utsläppen till vatten av halogenerade substanser, däribland klorerade sådana, används en speciell analysmetod och parameter AOX. Sedan 1980 har kontinuerliga mätningar skett av AOX i utgående avloppsvatten vid Mönsterås Bruk (Fig. 1b). Efter 1988 har utsläppen varit mycket små

för att helt ha upphört under 1994 (referens G. Johansson, Mönsterås Bruk).

Det sker således numera inga utsläpp från Mönsterås Bruk av klororganiska föreningar till följd av ändrad blekningsmetod. De tidigare utsläppen har dock medfört att klororganiska föreningar sannolikt finns kvar i recipienten och dess närhet. Till följd av den mycket långsamma degradationen (nedbrytningen) av dessa föreningar och genom en ständigt återkommande resuspension och bioturbation av bottensedimenten, till följd av vågpåverkan respektive bottenfaunans

aktivitet, kan redan avsatta föreningar åter exponeras med ökad risk för ekosystemet som följd.

Belastningen av andra ämnen på recipienten utanför Mönsterås Bruk påverkas dels genom utsläpp i utgående vatten från bruket och dels genom den tillförsel av tungmetaller och näringsämnen som sker från tillrinnande vattendrag, i första hand Emån och Alsterån (tabell 1). Tillförsel sker också genom kommunala och övriga industriella utsläpp, dagvattenavrinning, genom kustströmmar och genom nedfall från luften.

Tabell 1. Tillförsel av några tungmetaller i kg per år (Arnemo et al. 1990, samt Mönsterås Bruk, referens G. Johansson)

Vattendrag	Cd kg/år	Pb kg/år	Cu kg/år	Cr kg/år	Zn kg/år
Emån	50	400	1400		3900
Alsterån			600		3500
Mönsterås Bruk 1998	32	105	357	40	4410

Avsikten med föreliggande undersökning har varit att söka belysa den eventuella spridningen från Mönsterås Bruk av ett antal för miljön giftiga ämnen, samt att klarlägga om tidigare utsläppta ämnen och substanser fortfarande är i omlopp i recipienten. Till följd av bristen på lämpliga sedimentationsbottnar (från vilka sedimentprov normalt kan samlas in för bedömning av miljöbelastningen) baseras denna studie på undersökning av i fällor insamlat sediment.

Miljöövervakning med hjälp av sediment och sedimentfällor

Kunskapen om att tungmetaller och persistenta organiska föreningar härrörande från olika former av utsläpp till sjöar, floder och havet lagras in i bottensedimenten har lett till att dessa blivit ett viktigt verktyg i arbetet med att dokumentera och följa människans

påverkan på miljön. I synnerhet sediment från lugna sedimentationsmiljöer utmed kuster och i flodmynningsområden, som geologiskt sett har en hög sedimentationshastighet, har befunnits användbara. Under de sista tre decennierna har i Sverige, liksom i övriga världen, sedimentkärnor framgångsrikt nyttjats till att historiskt dokumentera förändringar i tillförseln av dessa miljöfarliga ämnen. På samma sätt har sedimentprov från bottenytan utnyttjats för att spegla den aktuella miljöbelastningen, alternativt för att följa spridningen av utsläpp från industrier och samhällen (se översikter i Förstner & Müller 1974; Förstner 1976; Cato 1977; Förstner & Wittman 1983).

Ett alternativ till bottensedimentprov i miljöövervakningen är sediment insamlade med hjälp av sedimentfällor (se t ex Broman et al. 1988).

Ett vanligt förekommande tillvägagångssätt med syfte att följa utvecklingen och tillförseln av miljögifter har varit att upprätta ett antal fasta sediment eller sedimentfällor

ner i den havsmiljö som skall övervakas. Beroende på sedimentationshastigheten tas sedan för analys ytsedimentprov alternativt prov från fällor från dessa stationer med jämna intervall, vanligen fem år för bottensediment respektive ett antal månader för sedimentfällor. Intervallet mellan bottensedimentprovtagningarna bör vara tillräckligt långt så att vid varje ny provtagning nysedimenterat material erhålls. Härigenom blir det möjligt att följa utvecklingen och ändringarna i belastningen av miljögifter på respektive station. Med ett större antal stationer inom ett begränsat område, t ex en fjord, blir bedömningarna av miljöutvecklingen säkrare.

Koncentrationen av persistenta miljögifter i ytsedimenten, främst tungmetaller, jämförs ofta med ämnets naturliga bakgrund. Denna återfinns normalt djupare ned i sedimenten, och då i lager som avsatts under preindustriell tid. Vanligen återfinns sådana lager ca en halv meter ned i sedimentet. Genom att ta kvoten mellan koncentrationen i ytsedimentet och den naturliga bakgrunden erhålls en anrikningsfaktor (F), som utgör ett mått på den recenta belastningen (Olausson 1975, Förstner 1976, Cato 1977). Ju större anrikningsfaktor ju mer har belastningen ökat sedan preindustriell tid och ju mer förorenat är området. Denna teknik lämpar sig inte för metaller som är mobila i sedimentet, t ex mangan, eller icke persistenta substanser. SGU och Naturvårdsverket har för ett antal ämnen och substanser tillsammans tagit fram generella bakgrundsvärden för svenska kust och havsområden, s.k. jämförvärden (SNV 1999). Dessa värden kan även nyttjas vid jämförelse med värden erhållna i sediment insamlade i sedimentfällor.

Bedömningsgrunder

Grundämnen och många kemiska föreningar förekommer naturligt runt om i miljön, men förhöjda halter kan ha uppkommit till följd av naturliga anrikningsprocesser eller genom antropogen tillförsel. Det senare förknippas ofta och också helt riktigt med vårt moderna industrisamhälle, men har även förekommit långt före industrialismen. Ett av de äldsta kända exemplen är Romarnas utvinning av

bly för mer än 2 000 år sedan. Deras primitiva smältverk gav upphov till en omfattande atmosfärisk spridning av bly, bl a upp till våra breddgrader, vilket nyligen dokumenterats i svenska sjösediment (Renberg *et al.* 1994).

Många metaller är livsnödvändiga för organismer, t ex Fe, Cu, Co, Cr, Mn och Zn. Vid förhöjda halter kan dock giftverkan uppstå. Toleransen mot skadliga effekter av förhöjda halter varierar mellan olika metaller men också mellan olika arter och organismgrupper. Kadmium, kvicksilver och bly är exempel på metaller där marginalen mellan naturlig halt och förhöjd, skadlig halt är liten hos människa och däggdjur. Inom ramen för Oslo-Paris-kommissionen (OSPAR) har man enats om s k EAC-värden (Ecotoxicological assessment criteria), vilka är uttryckta som det ämnesspecifika koncentrationsintervall under vilket skadliga effekter ej kan förväntas på den känsligaste arten i ekosystemet. Varje EAC-värde är baserat på 1/10 av det lägsta uppmätta NOEC-värde (no effect concentration) som rapporterats i litteraturen för ämnet ifråga. Detta innebär att inga biologiska effekter kan förväntas när koncentrationen ligger under detta värde. EAC-värdena grundar sig således dels på experiment dels på ett teoretiskt resonemang.

Eftersom koncentrationerna varierar i olika miljöer kan man utgå ifrån att organismerna anpassats till den miljö de levit i under generationer. Detta innebär att vid val av bedömningsgrunder för naturliga ämnen måste man utgå från de naturliga bakgrundsvärden som fanns i miljön innan människan störde den. Dessa värden kan vara olika för olika regioner beroende på berggrund, sedimenttyper etc. Mot bakgrund av denna kunskap har man i flera länder utarbetat bedömningsgrunder, dvs riktvärden för tillståndsklassificering av vatten, sediment och organismer.

Den svenska klassificeringen (SNV 1999) bygger på fem avvikelseklasser (se tabell 2) och föroreningsgraden bestäms utifrån förhållandet mellan mätt tillstånd och förväntat tillstånd (jämförvärdet). Det förväntade na-

turliga tillståndet varierar från plats till plats och skall helst undersökas där. När det gäller tungmetaller och polyaromatiska kolväten återfinns dessa värden (bakgrundsvärdena) vanligen i preindustriellt avsatta sediment. När sådana uppgifter saknas kan man utgå ifrån det generella nationella jämförvärdet. För syntetiskt framställda organiska miljögifter borde värdet vara noll, men i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har man

tagit hänsyn till att det finns en global diffus spridning av dessa ämnen varför man utgår från halter långt från punktkällor och som endast är påverkade av denna diffusa spridning. Svenska bedömningsgrunder finns endast för ett mindre antal ämnen. Vad föreliggande undersökning beträffar endast för metallerna.

Tabell 2. Avvikelseklassning av metaller i ytsediment (0-2 cm). Gränsen mellan klass I och II utgörs av jämförvärdet. Gränsen mellan klass IV och V utgörs av 95-percentilen (*=99-percentilen) av insamlade data (SNV 1999).

Element	Jämförvärden mg/kg	Klass I Ingen/ /Obetydlig avvikelse från jämförvärdet	Klass II Liten avvikelse från jämförvärdet	Klass III Tydlig avvikelse från jämförvärdet	Klass IV Stor avvikelse från jämförvärdet	Klass V Mycket stor avvikelse från jämförvärdet
Arsenik	10	<1	1.01.7	1.72.8	2.84.5	>4.5
Bly	25	<1	11.6	1.62.6	2.64.4	>4.4
Kadmium	0.2	<1	12.5	2.56	615	>15
Koppar	15	<1	12	23.3	3.35.3	>5.3
Krom	40	<1	11.2	1.21.5	1.51.8	>1.8
Kvicksilver	0.04	<1	13	310	1025	>25
Nickel*	30	<1	11.5	1.52.2	2.23.3	>3.3
Zink	85	<1	11.5	1.52.4	2.44.2	>4.2

Metoder

Undersökningen genomfördes med sedimentfällor av typ Broman et al. (1990). Fällan består av ett i två bojar, kardanskt upphängt PVC-rör försett med strömfena. I röret finns en glascylinder med en innerdiameter av 9.9 cm och en höjd av 46.5 cm, vilket ger en H/D-kvot av ca 5. Varje fälla var förankrad med en lina i en på botten liggande 20kilosvikt. Fällans mynning var placerad 1.5 m över botten (enligt kravspecifikation). Från ankarvikten löpte sedan en 200 meter lång dragglina utmed botten. I dragglinans ända var fäst en 5kilosvikt. I syfte att förhindra mikrobiell nedbrytning av sedimenterat organiskt material tillsattes fem droppar

kloroform (triklormetan) i varje glascylinder vid fällans utsättning inför varje mätperiod.

Vid utsättning, tömning och hemtagning av fällorna har flera mindre båtar utnyttjats. Behjälpliga i fältarbetet har varit Anders Lönnbom, Ödängla, Mattias Ottosson, Svartö, Bo Juhlin och Björn Becker, SMHI, samt Urban Åsbrink, SGU.

Kartan i figur 2 utvisar den geografiska placeringen av sedimentfällorna. I tabell 3 redovisas positionsuppgifter (i svenskt datum samt omräknade till WGS 84 och Rikets nät) och vattendjup samt i tabell 4 tidpunkten för fällornas utsättning, tömning och hemtagning. Fällornas placering har positionsbe-

stämms med GPS (Global Positioning System).

Av tabellen framgår att vid första tömningstillfället (1996:1) kunde endast tre av fällorna

återfinnas och vittjas. Hård blåst samt sträng kyla bidrog till stora svårigheter vid dragningen efter bottenlinan. Vid andra tömningstillfället (1997:2) återfanns ingen fälla.

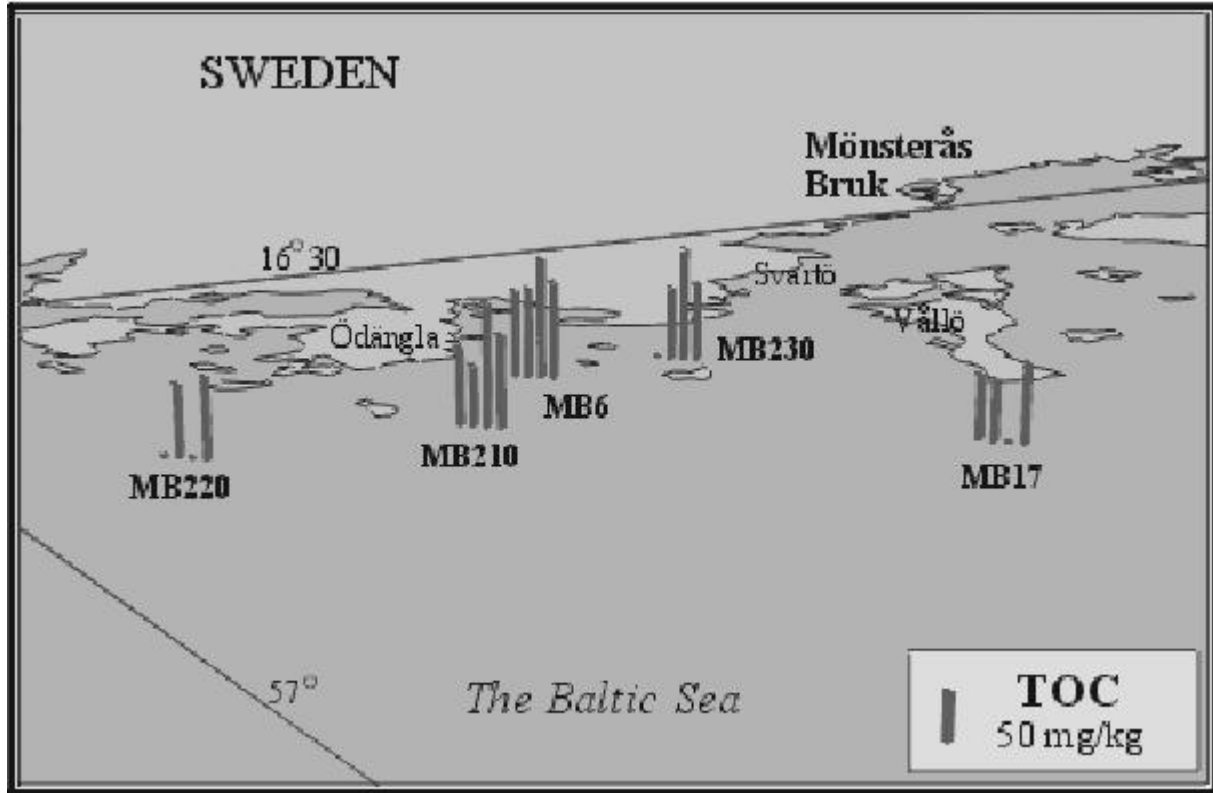


Fig. 2. Geografisk fördelning på sedimentfällor utsatta i recipienten utanför Mönsterås Bruk samt koncentrationen av totalt organiskt kol (TOC) i sediment insamlat i sedimentfällorna under fyra olika perioder under 1996/97. Vid sammanlagt fyra tillfällen har ingen tömning kunnat ske av fällorna MB220, MB230 och MB17 (därav ingen stapel, se vidare texten och tabell 4).

Hård blåst, sträng kyla samt isproblem bidrog även denna gång till svårigheter vid dragningen. Vid det tredje tömningstillfället (1997:3) återfanns samtliga fällor välbehållna och vid det fjärde tömningstillfället (1997:4)

kunde en fälla inte återfinnas. Samtliga fällor bärgades i december 1997 efter det att undersökningsperioden förlängts ett kvartal. Orsaken till det senare var det av vädret orsakade dåliga resultatet i mars 1997.

Tabell 3. Uppgifter om positioner och vattendjup för sedimentfällor utplacerade i recipienten utanför Mönsterås bruk 1996-1997.

Station	Lat	Long	Lat	Long	Rik. Nät	Rik.nät	Vattendjup m
	Svenskt datum	Svenskt datum	WGS84	WGS84	X	Y	
MB 220 Msf	57 01,1	16 37,4	57 01,08	16 37,2	6321593.3	1549501.6	17
MB 210 MSf	57 02,7	16 37,7	57 02,68	16 37,5	6324566.0	1549769.6	14
MB 6 Msf	57 03,5	16 36,1	57 03,48	16 35,9	6326031.5	1548134.0	10
MB 230 Msf	57 04,45	16 36,1	57 04,43	16 37,8	6327794.4	1548113.5	15
MB 17 Msf	57 04,9	16 40,7	57 04,88	16 40,5	6328686.2	1552752.0	22

Vid tömningen av sedimentfällorna uppmättes först mäktigheten på det nysedimenterade materialet (fig. 3 och tabell 5) samt genomfördes, baserat på en okulär besiktning, en beskrivning av sedimentet (tabell 6) innan det överliggande vattnet försiktigt dekanterades av. Det kvarvarande sedimentet överfördes därefter via en glastratt till glasflaskor med inslipad tätsittande glaspropp. Sedimentproven infrysades därefter i väntan på senare analys.



Fig. 3. Uppmätning av mäktigheten på, i sedimentfällan, insamlat sediment (Foto Bo Juhlin 1997).

Tabell 4. Uppgifter om utplacering, tömning och hemtagning av sedimentfällor i recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997.

Station	Sept 1996	Dec 1996:1	Mars 1997:2	Juni 1997:3	Sept 1997:4	Dec 1997:5
MB 220 Msf	960926	Hittades ej	hittades ej	970611	hittades ej	971210
MB 210 VMSf	960926	961219	hittades ej	970611	970926	971210
MB 6 Msf	960926	961218	hittades ej	970611	970926	971211
MB 230 Msf	960926	Hittades ej	hittades ej	970611	970926	971211
MB 17 Msf	960926	961219	hittades ej	970611	970926	971211

Tabell 5. Uppmätt mäktighet på i fällorna sedimenterat material. Observera att perioderna varierar i längd. (n.d. = ej uppmätt)

Station	Djup m	Utlagd Sept 1996	Sediment mäktig- het Dec-96:1	Sediment mäktig- het mars 97:2	Sediment Mäktighet Juni 97:3 1	Sediment mäktig- het Sept 97:4	Sediment mäktig- het Dec 97:5
MB 220 Msf	17	960926	n.d.	n.d.	56 mm	n.d.	28 mm
MB 210 VMSf	14	960926	25 mm	n.d.	34 mm	25 mm	18 mm
MB 6 Msf	10	960926	20 mm	n.d.	36 mm	19 mm	27 mm
MB 230 Msf	15	960926	n.d.	n.d.	50 mm (varav 15 mm H ₂ S)	12 mm	30 mm
MB 17 Msf	22	960926	10 mm	n.d.	29 mm (varav 15 mm H ₂ S)	9 mm	15 mm

Tabell 6. Beskrivning av i sedimentfällorna sedimenterat material

Dec 1996:1
MB 17 : 30 mm sediment, mörkgrönt, H ₂ S-lukt, märlor, växtrester
MB 210: 41 mm sediment, grågrönt, H ₂ S-lukt, rikligt med fintrådiga alger (ludd)
MB 6 : 45 mm sediment, grågrönt, växtrester
Juni 1997:3
MB 230: 50 mm sediment varav undre 15 mm sulfidförande, H ₂ S-lukt
MB 17 : 29 mm sediment varav undre 15 mm sulfidförande, H ₂ S-lukt
MB 220: 56 mm sediment, H ₂ S-lukt, växtrester
MB 210: 34 mm sediment H ₂ S-lukt
MB 6 : 36 mm grågrönt sediment. Spigghanne med rom i fällan.
Sept 1997:4
MB 230: 12 mm sediment, grågrönt, ca 45 märlor
MB 17 : 9 mm sediment, sulfidförande, H ₂ S-lukt,
MB 210: 25 mm sediment, grågrönt, märlor, växtrester
MB 6 : 19 mm sediment, grågrönt, 6 märlor
Dec 1997:5
MB 210: 18 mm sediment, grågrönt, märla
MB 6: 27 mm sediment, grågrönt, <i>Macoma baltica</i> , 3 märlor
MB 17: 15 mm sediment, grågrönt, 6 märlor
MB 220: 28 mm sediment grågrönt, <i>Macoma baltica</i> , <i>Mytilus edulis</i> , märla, rikligt med växtrester
MB 230: 30 mm sediment, grågrönt

Analyser

De med hjälp av sedimentfällor insamlade proven analyserades med avseende på ett flertal parametrar, grundämnen och organiska substanser (se tabellerna 5 - 74). Följande analyser har utförts:

Totalkol, totalkväve och totalt organiskt kol

Torkat och homogeniserat sediment vägdes in i tennkapslar för analys av totalkol (TC) och totalkväve (TN). För analys av totalt organiskt kol (TOC) vägdes prov in i silverkapslar varefter oorganiskt kol drevs bort genom tillsats av några droppar 5-6 M HCL. Koncentrationsbestämning har därefter skett i en Fisons Instruments NA 1500 NC-analysator. Analyserna har utförts av Kristinebergs Marinbiologiska Station, som är ackrediterade på metoden.

Totalfosfor

Totalfosfor har bestämts på Kjeldahl-uppslutningar. Analys med AutoAnalyzer 2.

Grundämnen

Sedimentprovets torrhalt (TS) har bestämts efter torkning vid 105 °C (enligt svensk standard SS028113). Prov avsedda för elementanalys har däremot torkats vid 50 °C med senare TS-korrigerings för elementhalterna. Upplösning av proven har skett i 7 M salpetersyra i slutna teflonbehållare och med hjälp av mikrovågsugn. Detta förfarande motsvarar svensk standard med upplösning i autoklav (SS028150, SS028183). Slutbestämning av metallhalterna har sedan skett med plasmaemissionspektrometri (ICP-AES) och plasmamasspektrometri typ Quadrupol (ICP-QMS). Analyserna har skett enligt modifikation av de amerikanska EPA-metoderna

200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-MS). Analyserna har utförts av Svensk Grundämnesanalys AB (SGAB) som är ackrediterat av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll för analys av bl a sediment (registreringsnummer 1087).

Klororganiska föreningar, steroler samt fett och hartssyror

Använd analysmetodik finns beskriven i SNVs allmänna råd (1994). Eftersom provmängden var begränsad utfördes både extraktion av fett och hartssyror, steroler samt klororganiska föreningar på samma provmaterial. Extrakten fraktionerades sedan på en GPC-kolonn (SX-3). Två fraktioner samlades, fettsyror i en fraktion och de övriga i en fraktion. Fettsyror analyserades som propylestrar med GC/FID medan klororganiska föreningar, hartssyror och steroler analyserades som silystrar med GC/MS/EI i SIM-läge. Identiteten av fettsyror konfirmerades genom att några extrakt analyserades med GC/MSEI med fullscan-analys. Analyserna har utförts av Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM) vid Stockholms universitet.

Eftersom några droppar kloroform tillsattes i sedimentfällorna i syfte att förhindra mikrobiell nedbrytning av sedimenterat organiskt material (se Broman et al. 1990) har inga analyser av extraherbart organiskt klor (EOCl, EPOCl) varit meningsfulla att utföra. Detta beslut fattades efter hörande av flera laboratorier bl a SI i Oslo. Inget laboratorium

kunde garantera korrekt koncentrationsbestämning av EOCl och EPOCl. Alm (1991) använde sig av formaldehydlösning som konserveringsmedel. Bedömningen var liknande för detta ämne.

Resultat

Analysresultaten uttryckt som koncentrationen per torrsbstans (torrt sediment) från undersökningen 1996/97 presenteras i tabellerna 7-12. I allmänhet omfattar varje period mellan sedimentfällornas tömning 3 månader. I de fall data saknas för någon period omfattar påföljande period 6 månader. Perioderna är numrerade från 1-5. I period 2 kunde ingen sedimentfälla återfinnas och tömmas (se ovan), vilket innebär att period 3 för fällorna MB220MS och MB230MS omfattar tre kvartal.

I tabell 13 redovisas medelvärden (MV), medianvärden (Md), standardavvikelse (stdav) samt min- och maxvärden för varje element och ämne. Dessa uppgifter är baserade på data från alla perioderna och hänför sig till det homogenerade sedimentets koncentration i varje period.

I tabell 14 a och b redovisas avvikelseklassningen för metaller i ytsediment, dvs kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärdet enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet i kust och hav (SNV 1999). I detta avseende har det insamlade materialet i fällorna likställts med ytsediment.

Tabell 7. Koncentrationen av totalfosfor (TP), totalkol (TC), totalkväve (TN), totalt organiskt kol (TOC) samt metallerna arsenik (As), kadmium (Cd) och kobolt (Co) i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrsubstans (ts).

Station	Provtagningsdatum	Period	TP mg/g	P mg/kg	TC %	TN %	TOC %	As mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg
MB220MS	961218	1								
	970611	3	1	2010	12	1	10	11	1	12
	970926	4								
	971211	5	1,64	2590	12	1,49	10,9	9,34	1,52	10
MB210VMS	961218	1	1,54	2380	10,6	1,37	10,6	10,7	1,42	10,2
	970611	3	1,01	1470	8,66	1,07	8,32	7,23	0,993	8,89
	970926	4	2,82	3630	17	2,03	16,9	8,82	1,95	8,7
	971211	5	2,02	3100	13,2	1,64	12,7	12,6	1,74	9,98
MB6MS	961218	1	1,99	2790	13,1	1,64	12,4	14,4	1,63	9,26
	970611	3	2,1	2990	13,6	1,65	12,7	13,7	1,49	7,89
	970926	4	3,15	4210	17,6	2,1	17,1	10,4	2,39	6,63
	971211	5	2,21	3200	14,5	1,78	14	14,7	1,8	7,75
MB230MS	961218	1								
	970611	3	1,46	2240	10,8	1,35	10,5	12,1	1,56	11,1
	970926	4	2,74	3770	17	2,16	16,5	11,3	1,98	10,6
	971211	5	2,08	3170	13,2	1,63	11,3	15	1,97	10,9
MB17Ms	961218	1	1,71	2710	8,96	1,12	8,86	12,6	0,845	18,8
	970611	3	1,5	2340	8,49	1,05	8,33	11,1	0,647	15,7
	970926	4	1,61	2450				8,03	2,03	8,98
	971211	5	1,91	2980	11,2	1,32	10,8	13,7	1,11	17,1

Tabell 8. Koncentrationen av krom (Cr), koppar (Cu), järn (Fe), kvicksilver (Hg), mangan (Mn), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrsubstans (ts).

Station	Provtag- nings- datum	Period	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	Hg mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
MB220MS	961218	1								
	970611	3	33	36	28100	0	748	29	62	160
	970926	4								
	971211	5	172	39,9	29900	0,102	468	109	94,5	157
MB210VMS	961218	1	26,4	39,3	23800	0,111	1430	25,8	54	145
	970611	3	24,5	27,2	22500	0,0955	416	21,7	47,5	129
	970926	4	18,1	35,8	17900	0,156	2110	26,3	36	153
	971211	5	25,9	46,5	25100	0,127	2110	26,7	50,2	146
MB6MS	961218	1	29,4	48,4	28200	0,179	1610	26	61,4	143
	970611	3	27	38,8	25900	0,148	621	22,6	54	136
	970926	4	21,3	48,5	23000	0,168	2350	20	41,7	190
	971211	5	25,6	56,8	26100	0,169	1770	22,7	49,8	144
MB230MS	961218	1								
	970611	3	30,9	39,6	27100	0,13	795	28,3	60,3	163
	970926	4	23,3	39	24500	0,13	1200	28,1	46,4	189
	971211	5	27,3	53,3	29700	0,117	1740	31,1	55	170
MB17Ms	961218	1	39,8	46,1	35500	0,112	3070	36,4	75	182
	970611	3	38,8	35,4	33100	0,109	859	32,5	71,3	172
	970926	4	24,9	43,2	18200	0,0872	166	37,1	43,8	172
	971211	5	35,8	37,1	32000	0,103	2670	33,7	65,3	168

Klassningen visar att ingen/obetydlig eller liten avvikelse föreligger i koncentrationshänseende vad avser metallerna arsenik (As) och kobolt (Co) samt också med ett enda undantag för krom (Cr) och nickel (Ni). Vid ett tillfälle (dec. 1997) uppvisade station MB220MS en mycket stor avvikelse, dvs en mycket kraftig kontaminering vad avser de två senare elementen.

Kvicksilver (Hg) och zink (Zn) uppvisade i allmänhet tydlig avvikelse medan kadmium (Cd), koppar (Cu) och bly (Pb) i allmänhet uppvisade stor avvikelse. Resultaten visar på att området är belastat med avseende på de senare metallerna men inte utöver den allmänna diffusa regionala påverkan vad avser As, Co, Cr och Ni.

I figurerna 2, 4 – 11 redovisas mätresultatens rumsliga fördelning i recipienten för i nämnd ordning totalt organiskt kol (TOC), totalfosfor (TP), kadmium (Cd), krom (Cr), kvicksilver (Hg), bly (Pb), summa fettsyror, summa hartssyror och summa klororganiska föreningar. För övriga ämnen hänvisas till berörda tabeller.

Den geografiska fördelningen av metallerna visar i allmänhet inte på några större skillnader i koncentration mellan stationerna. Vissa tendenser kan dock utläsas. Kadmium-, kvicksilver- och kopparhalterna är något högre i området utanför Mönsterås Bruk och i närheten av avloppstuben (fig. 5 och 7). Kobolt och mangan däremot uppvisar de högsta halterna i områdets norra del (station MB17). Krom (fig. 6) och nickel uppvisar en relativt hög koncentration vid ett måttillfälle (december 1997) på station MB220. I övrigt är fördelningen jämn för dessa element liksom för järn, bly (fig. 8) och zink.

Den geografiska fördelningen för i synnerhet summa steroler och summa hartssyror (fig. 10) men också till viss del för summa fettsyror (fig. 9) visar en tydlig koncentrationsförhöjning utanför Mönsterås Bruk och vid av-

loppstuben. En liknande tendens kan ses för summa klorfenoler men högre koncentrationer förekommer också periodvis på de yttre stationerna. Detta kan tyda på en mer omfattande spridning av klorfenoler.

Resultaten visar dock klart och tydligt att en områdespåverkan föreligger från Mönsterås Bruk vad gäller framförallt de organiska substanserna. Eftersom klor inte ingår i blekningsprocessen efter 1995 tyder resultaten från de klororganiska föreningarna också på att tidigare utsläppta ämnen fortfarande är i omlopp. Att vissa tungmetaller (Cd, Hg, Cu) uppvisar högre koncentration i närrecipienten torde hänga samman med dessa elements förmåga att bindas till organiskt material. Den organiska kolhalten är högre i närrecipienten (fig. 2). På samma sätt påverkar den organiska kolhalten fördelningen av kväve och fosfor (fig. 4) samt de studerade organiska substanserna. I det senare fallet är dock förhöjningarna i närrecipienten betydligt större än vad som motsvaras av kolanrikningen.

Tabell 8a. Koncentrationen av några klorfenoler och klorguajakoler i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrsubstans (ts).

Station	Prov tagnings datum	TS %	2,4-diklorfenol mg/kg	2,4,6-triklorfenol mg/kg	2,4,5-triklorfenol mg/kg	4,5-diklorguajakol mg/kg	4,5-diklorkatekol mg/kg	2,3,4,6-tetraklorfenol mg/kg
MB220MS	961218							
	970611	26	<	<	<	<	<	<
	970926							
	971211	24,7	<	<	<	<	<	<
MB210VMS	961218	23,5	<	<	<	<	<	<
	970611	26,6	<	<	<	<	<	<
	970926	16,1	<	<	<	<	<	<
	971211	22,2	<	<	<	<	<	<
MB6MS	961218	22,4	<	<	<	<	<	<
	970611	28,2	<	<	<	<	<	<
	970926	12,7	<	<	<	<	<	<
	971211	23,7	<	<	<	0,1606	<	<
MB230MS	961218							
	970611	24,7	<	<	<	<	<	<
	970926	16,9	<	<	<	<	<	<
	971211	19,7	<	<	<	0,0724	<	<
MB17Ms	961218	21	<	<	<	0,0926	<	<
	970611	22,4	<	<	<	<	<	<
	970926	13,7	<	<	<	<	<	<
	971211	21,6	<	<	<	<	<	<

Tabell 8b. Koncentrationen av några klorfenoler, klorguajakoler samt summa klorfenoler i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrsubstans (ts).

Station	Provtagningsdatum	3,4,5-triklor-guajakol	4,5,6-triklor-guajakol	3,4,5-triklor-katekol	Tetra klorguajakol	Penta klorfenol	Tetra klorcatekol	Summa klorfenoler
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
MB220MS	961218							
	970611	<	<	<	<	0,0689	<	0,0800
	970926							
	971211	<	<	<	<	0,688	<	0,709
MB210VMS	961218	<	<	<	<	0,0166	<	0,0335
	970611	<	<	<	<	<	<	0,0063
	970926	0,0378	0,0167	<	<	<	<	0,0545
	971211	0,0249	<	<	<	0,3	<	0,335
MB6MS	961218	0,0576	0,0237	0,0253	0,00000	0,2019	<	0,3084
	970611	<	<	<	<	0,0493	<	0,0653
	970926	0,1392	<	<	<	<	<	0,1392
	971211	0,0766	<	<	<	0,2314	<	0,4882
MB230MS	961218							
	970611	<	<	<	<	0,269	<	0,269
	970926	<	<	<	<	<	<	<
	971211	<	<	<	<	0,34	<	0,412
MB17Ms	961218	<	0	0	<	0,138	<	0,251
	970611	<	<	<	<	<	<	<
	970926	<	<	<	<	<	<	<
	971211	<	<	<	<	0,0874	<	0,0874

Tabell 9. Koncentrationen av några hartssyror i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrsubstans (ts).

Station	Provtag- nings- datum	Pimar	San- daro-pi- mar	Iso- pimar o. pa- lust-rin	Levo- pimar	Dehyd- ro-abie- tin	Abietin	Neoa- bietin	Summa hartssy- ror
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
MB220MS	961218								
	970611	1	0,251	0,302	<	17	1	<	20
	970926								
	971211	1,77	0,276	0,459	0,169	14,9	1,5	<	19,2
MB210VMS	961218	0,996	0,196	0,294	0,139	17,3	1,1	<	20,1
	970611	1,52	0,3	0,378	0,106	18,9	1,42	<	22,7
	970926	5,47	0,75	1,42	0,64	74,1	3,56	1,54	87,5
	971211	3,15	0,508	0,802	0,494	38,1	1,8	0,153	45
MB6MS	961218	5,49	1,16	1,67	<	67,7	3,6	<	79,8
	970611	2,88	0,573	0,744	<	27,2	1,28	<	32,7
	970926	38,04	3,8	9,06	2,81	233	10,6	1,35	299
	971211	14,8	1,97	3,42	1,14	85,8	5,74	0,492	113
MB230MS	961218								
	970611	0,518	1,14	1,26	0,204	28,7	3,34	0,127	35,3
	970926	7,61	1,47	1,87	0,39	96,8	4,76	0,225	113
	971211	1,09	0,195	0,306	0,138	13,5	0,846	<	16,2
MB17MS	961218	<	0,132	0,183	0,188	11,8	0,105	<	12,5
	970611	0,377	<	0,165	<	27,2	0,301	<	28,3
	970926	0,172	<	<	<	3,89	<	<	4,15
	971211	0,122	<	<	<	3,3	<	<	3,58

Tabell 10. Koncentrationen av några steroler i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrsubstans (ts).

Station	Prov-tagn. Datum	Koleste- rol mg/kg	Stigmaste- rol mg/kg	b-sitoste- rol mg/kg	Stigmasta- nol mg/kg	Lupeol mg/kg	Summa steroler mg/kg
MB220MS	961218						
	970611	6	14	35	16	28	99
	970926						
	971211	70,1	52,6	0,23	36,2	41,9	201
MB210VMS	961218	<	<	<	<	<	<
	970611	77,9	18,4	60,4	32,2	60,5	249
	970926	314	210	411	198	200	1330
	971211	28	16,5	137	80,4	114	376
MB6MS	961218	6,11	29,9	219	1,44	125	382
	970611	11	13,1	69,6	24,7	47,9	166
	970926	11,4	40,6	261	187	205	706
	971211	22,8	59,5	239	187	311	820
MB230MS	961218						
	970611	27,5	14,1	<	30	60	132
	970926	226	169	363	112	98,3	968
	971211	20	30,8	59,4	31,4	47,5	189
MB17Ms	961218	21,2	12,7	11,5	6,9	12,6	65
	970611	30,8	8,94	16,6	6,23	10,3	72,9
	970926	84,2	41,4	48,4	13,6	2,91	190
	971211	0,85	19	63,4	3,3	0,92	87,5

Tabell 11a. Koncentrationen av några fettsyror i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrsubstans (ts).

Station	Provtagningsdatum	10-0 mg/kg	12-0 mg/kg	14--1 mg/kg	14-0 mg/kg	16--1 mg/kg	16-0 mg/kg
MB220MS	961218						
	970611	5	5	8	91	277	145
	970926						
	971211	5,84	9,97	1,7	36,2	56,1	110
MB210VMS	961218	3,34	5,64	6,12	43,4	102	185
	970611	1	2,34	9,77	66,4	237	164
	970926	5,43	16,4	36,8	286	325	656
	971211	5,6	9,44	13,6	77,1	164	287
MB6MS	961218	4,72	6,87	1,54	37,7	87,4	176
	970611	7,28	11,7	2,69	106	266	322
	970926	8,57	13,1	24,5	275	455	764
	971211	5,09	8,78	1,4	53,7	178	252
MB230MS	961218						
	970611	4,92	6,43	9,63	84,4	212	224
	970926	3,57	11,6	24,7	379	932	926
	971211	6,78	10,8	2,5	61,5	114	161
MB17Ms	961218	5,5	8,09	1,38	68,1	65,4	220
	970611	11,1	4,85	5,89	68,6	232	186
	970926	27,5	43	10,5	233	326	594
	971211	6,1	8,16	3,02	98,9	139	277

Tabell 11b. Koncentrationen av några fettsyror samt summa fettsyror (tabell 11a-b) i sedimenterat material i sedimentfällor från recipienten utanför Mönsterås Bruk 1996-1997. Varje period omfattar 3 månader. Saknas uppgifter från en period medför detta att nästkommande period omfattar 6 månader. Halterna är uttryckta per torrs substans (ts).

Station	Provtagningsdatum	18-1,2,3 mg/kg	18-0 mg/kg	20-0 mg/kg	Summa fettsyror mg/kg
MB220MS	961218				
	970611	13	64	6	615
	970926				
	971211	24,9	14	10,4	269
MB210VMS	961218	107	52,4	10,7	516
	970611	20,6	17,1	8,33	527
	970926	251	119	50,6	1746
	971211	174	76,8	16,9	824
MB6MS	961218	45,8	20,8	13,4	394
	970611	43,2	24,1	12,5	795
	970926	195	174	45,7	1960
	971211	135	71,2	15,9	721
MB230MS	961218				
	970611	18,2	45,3	9,47	614
	970926	163	197	33,5	2670
	971211	39,5	20,4	13	429
MB17Ms	961218	77	24,2	9,46	479
	970611	14,2	61,3	7,23	591
	970926	183	69	28,8	1520
	971211	95,1	31,5	13,2	672

Tabell 12. Några statistiska uppgifter för näringsämnen, metaller, klorfenoler, klorguajakoler, hartssyror, steroler, fettsyror i sediment från fem sedimentfällor i recipienten för Mönsterås Bruk 1996-1997 (n = 17 för varje element respektive ämne).

Ämne	MV	Md	Stdav	Min	Max
Näringsämnen:					
TotP (g/kg)	1.93	1.91	0.57	1.01	3.15
TotP (ICPMS) (g/kg)	2.83	2.79	0.677	1.47	4.21
TC (g/kg)	12.6	12.6	2.88	8.49	17.6
TN (g/kg)	1.54	1.56	0.35	1.05	2.16
TOC (g/kg)	12	11.1	2.89	8.32	17.1
Metaller:					
As	11.6	11.3	2.34	7.23	15.0
Cd	1.54	1.56	0.471	0.647	2.39
Co	10.9	10.0	3.36	6.63	18.8
Cr	36.7	27.0	35.4	18.1	172
Cu	41.8	39.6	7.34	27.2	56.8
Fe	26 500	26 100	4 790	17 900	35 500
Hg	0.127	0.122	0.0276	0.0872	0.179
Mn	1 420	1 430	855	166	3 070
Ni	32.8	28.1	20.3	20.0	109
Pb	57	54	14.2	36.0	94.5
Zn	160	160	18.1	129	190
TS (torrsubstans) %	21.5	22.4	4.45	12.7	28.2
Klororg. föreningar:					
2,4-diklorfenol	0.01	0.01		0.01	0.01
2,4,6-triklorfenol	0.01	0.01		0.01	0.01
2,4,5-triklorfenol	0.01	0.01		0.01	0.01
4,5-diklorguajakol	0.0274	0.01	0.0420	0.01	0.161
4,5-diklorcatekol	0.01	0.01		0.01	0.01
2,3,4,6-tetraklorfenol	0.01	0.01		0.01	0.01
3,4,5-triklorguajakol	0.0262	0.01	0.0351	0.01	0.139
4,5,6-triklorguajakol	0.01	0.01	0.00315	0	0.0167
3,4,5-triklorcatekol	0.00972	0.01	0.00282	0	0.0153
tetraklorguajakol	0.00941	0.01	0.00243	0	0.01
pentaklorfenol	0.144	0.0689	0.182	0.01	0.688
tetraklorcatekol	0.01	0.01		0.01	0.01
Summa klorfenoler	0.192	0.0874	0.204	0.0063	0.709

Kalmar kustvattenkontroll 1998

Ämne		MV	Md	Stdav	Min	Max
Hartssyror:						
Pimar		5.01	1.52	9.30	0.05	38.0
Sandaropimar		0.757	0.3	0.964	0.05	3.8
Isopimar o. palustrin		1.32	0.459	2.18	0.05	9.06
Levopimar		0.395	0.139	0.685	0.05	2.81
Dehydroabietin		45.8	27.2	56.3	3.3	233
Abietin		2.42	1.42	2.71	0.05	10.6
Neoabietin		0.261	0.05	0.461	0.05	1.54
Summa hartssyror		56.0	28.3	72	3.58	299
Steroler:						
Kolesterol		56.4	22.8	85.9	0.1	314
Stigmasterol		44.1	19	57.5	0.1	210
b-sitosterol		117	60.4	132	0.1	411
Stimastanol		56.9	30	70.1	0.1	198
Lupeol		80.3	47.9	87.3	0.1	311
Summa steroler		355	190	377	0.1	1330
Fettsyror:						
Kaprinsyra	10-0	6.88	5.5	5.74	1	27.5
Laminsyra	12-0	10.7	8.78	8.99	2.34	43
Myristolensyra	14-1	9.63	6.12	10.1	1.38	36.8
Myristinsyra	14-0	122	77.1	104	36.2	379
Palmitolensyra	16-1	245	212	207	56.1	932
Palmitinsyra	16-0	332	224	245	110	926
Summa 18-1,2,3:		94.1	77	76.1	13.4	251
Oleinsyra	18-1					
Linolsyra	18-2					
Linolensyra	18-3					
Stearinsyra	18-0	63.7	52.4	53.8	14	197
Arakinsyra	20-0	17.9	13	13.5	5.79	50.6
Summa fettsyror		902	615	664	269	2 670

Tabell 13 a. Avvikelseklassning av metaller enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (SNV 1999). Klasserna I-V har följande betydelse:

Klass I Ingen/obetydlig avvikelse

Klass II Liten avvikelse

Klass III Tydlig avvikelse

Klass IV Stor avvikelse

Klass V Mycket stor avvikelse.

Station	Provtag- nings datum	Period	As klass	Cd klass	Co klass	Cr klass	Cu klass	Hg klass	Ni klass
MB220MS	961218	1							
	970611	3	II	III	II	I	III	I	I
	970926	4							
	971211	5	I	IV	I	V	III	II	V
MB210VMS	961218	1	II	IV	I	I	III	II	I
	970611	3	I	III	I	I	II	II	I
	970926	4	I	IV	I	I	III	III	I
	971211	5	II	IV	I	I	III	III	I
MB6MS	961218	1	II	IV	I	I	III	III	I
	970611	3	II	IV	I	I	III	III	I
	970926	4	II	IV	I	I	III	III	I
	971211	5	II	IV	I	I	IV	III	I
MB230MS	961218	1							
	970611	3	II	IV	I	I	III	III	I
	970926	4	II	IV	I	I	III	III	I
	971211	5	II	IV	I	I	IV	II	II
MB17Ms	961218	1	II	III	II	I	III	II	II
	970611	3	II	III	II	I	III	II	II
	970926	4	I	IV	I	I	III	II	II
	971211	5	II	III	II	I	III	II	II

Tabell 13 b. Avvikelseklassning av metaller enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder SNV 1999. För förklaring till klasserna se tabell 13a.

Station	Provtagningsdatum	Period	Pb klass	Zn klass
MB220MS	961218	1		
	970611	3	III	III
	970926	4		
	971211	5	IV	III
MB210VMS	961218	1	III	III
	970611	3	III	III
	970926	4	II	III
	971211	5	III	III
MB6MS	961218	1	III	III
	970611	3	III	III
	970926	4	III	III
	971211	5	III	III
MB230MS	961218	1		
	970611	3	III	III
	970926	4	III	III
	971211	5	III	III
MB17Ms	961218	1	IV	III
	970611	3	IV	III
	970926	4	III	III
	971211	5	III	III

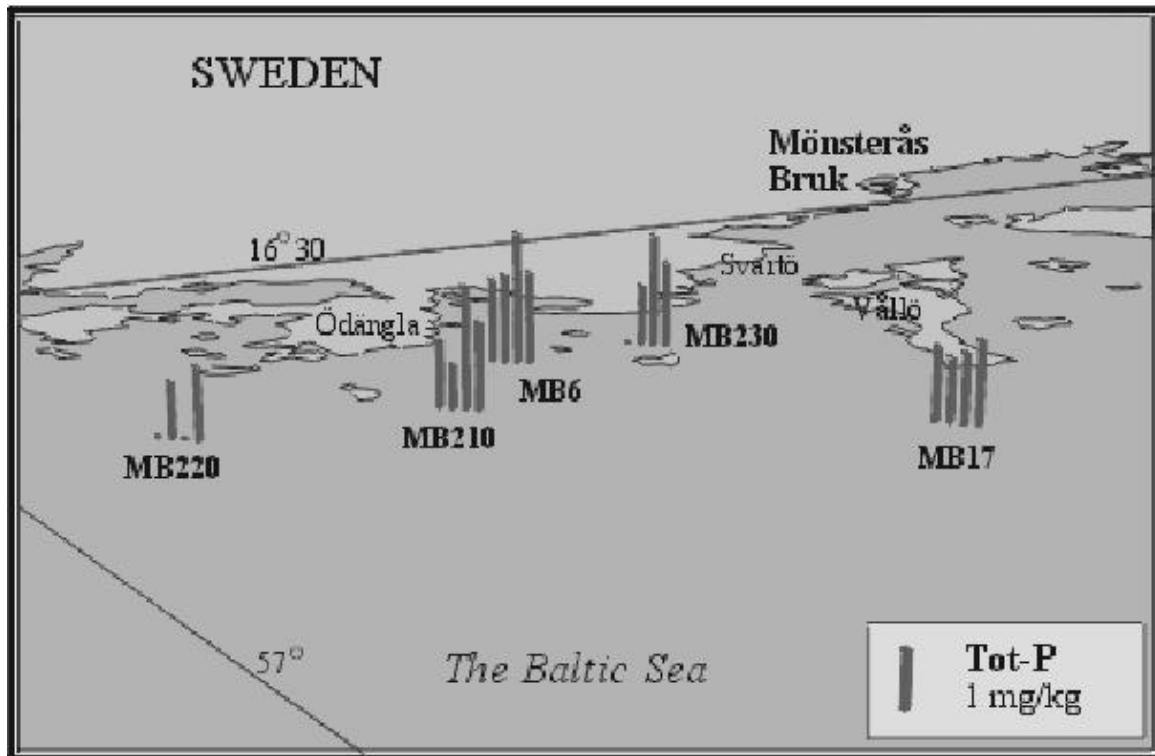
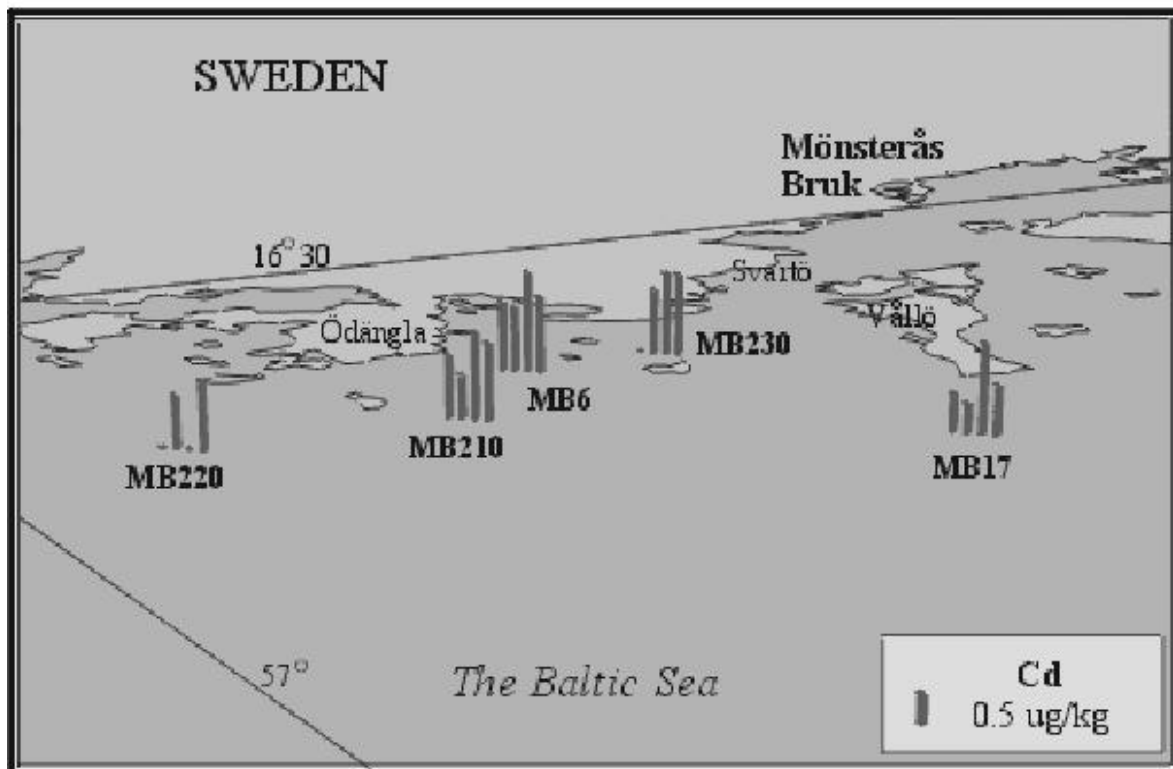


Fig. 4 (ovan) och 5. Koncentrationen av totalfosfor (TP) respektive kadmium (Cd) i sediment insamlat i sedimentfällorna under fyra olika perioder under 1996/97 i recipienten utanför Mönsterås Bruk. Vid sammanlagt fyra tillfällen har ingen tömning kunnat ske av fällorna MB220, MB230 och MB17 (därför ingen stapel, se vidare texten och tabell 4).



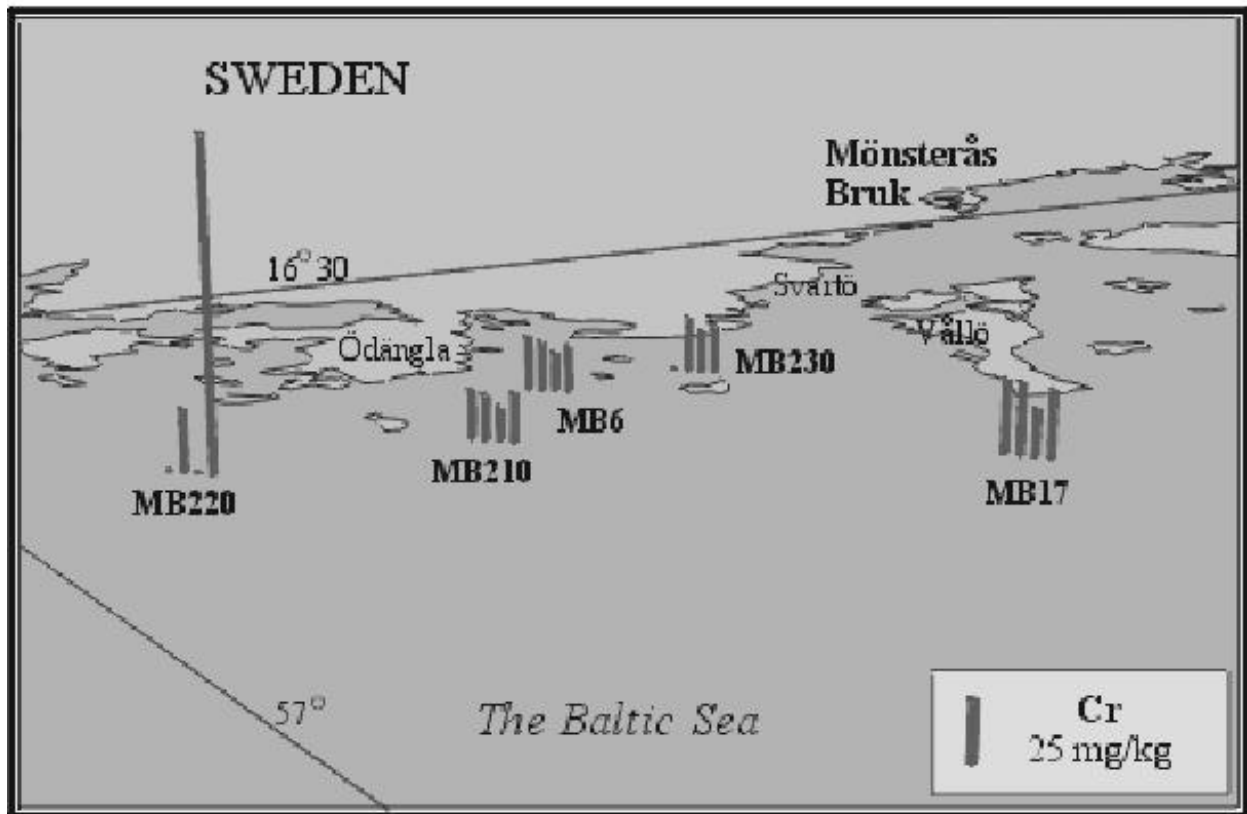
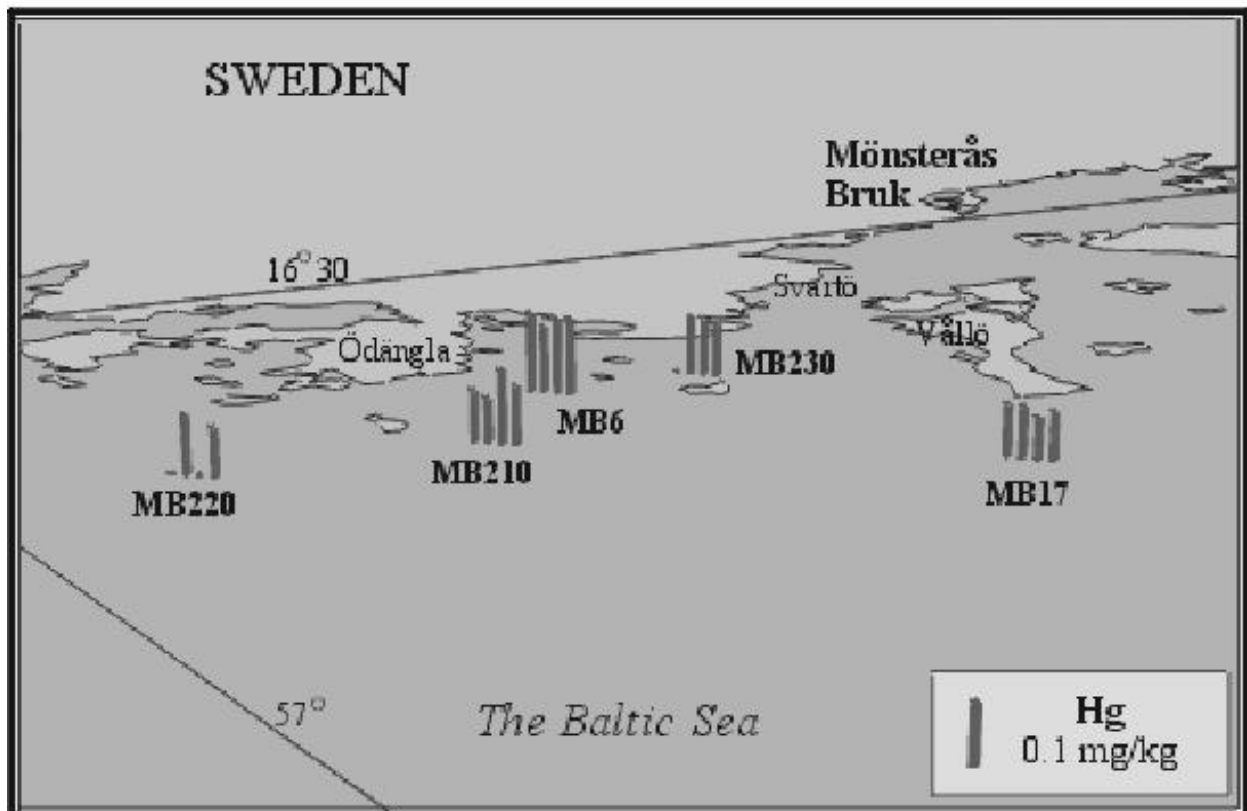


Fig. 6 (ovan) och 7. Koncentrationen av krom (Cr) respektive kvicksilver (Hg) i sediment insamlat i sedimentfällorna under fyra olika perioder under 1996/97 i recipienten utanför Mönsterås Bruk. Vid sammanlagt fyra tillfällen har ingen tömning kunnat ske av fällorna MB220, MB230 och MB17 (därav ingen stapel, se vidare texten och tabell 4).



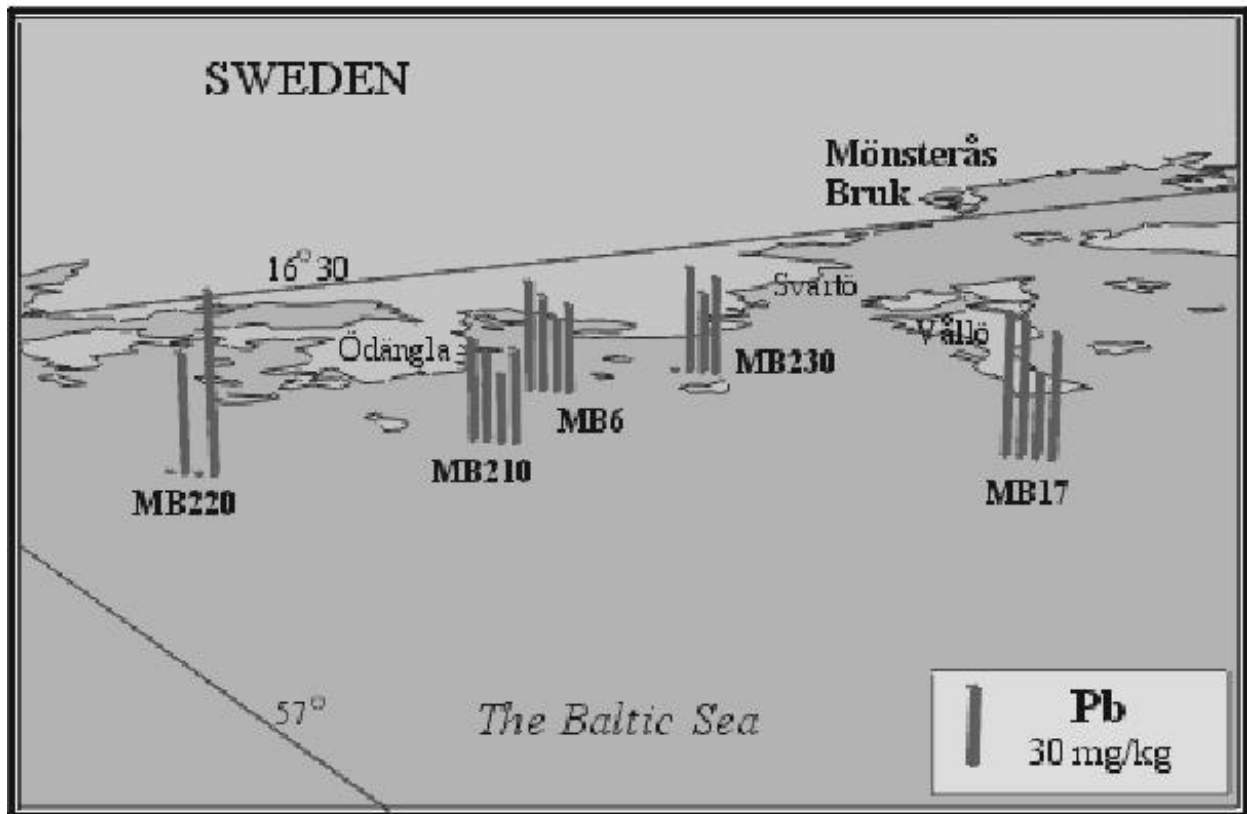
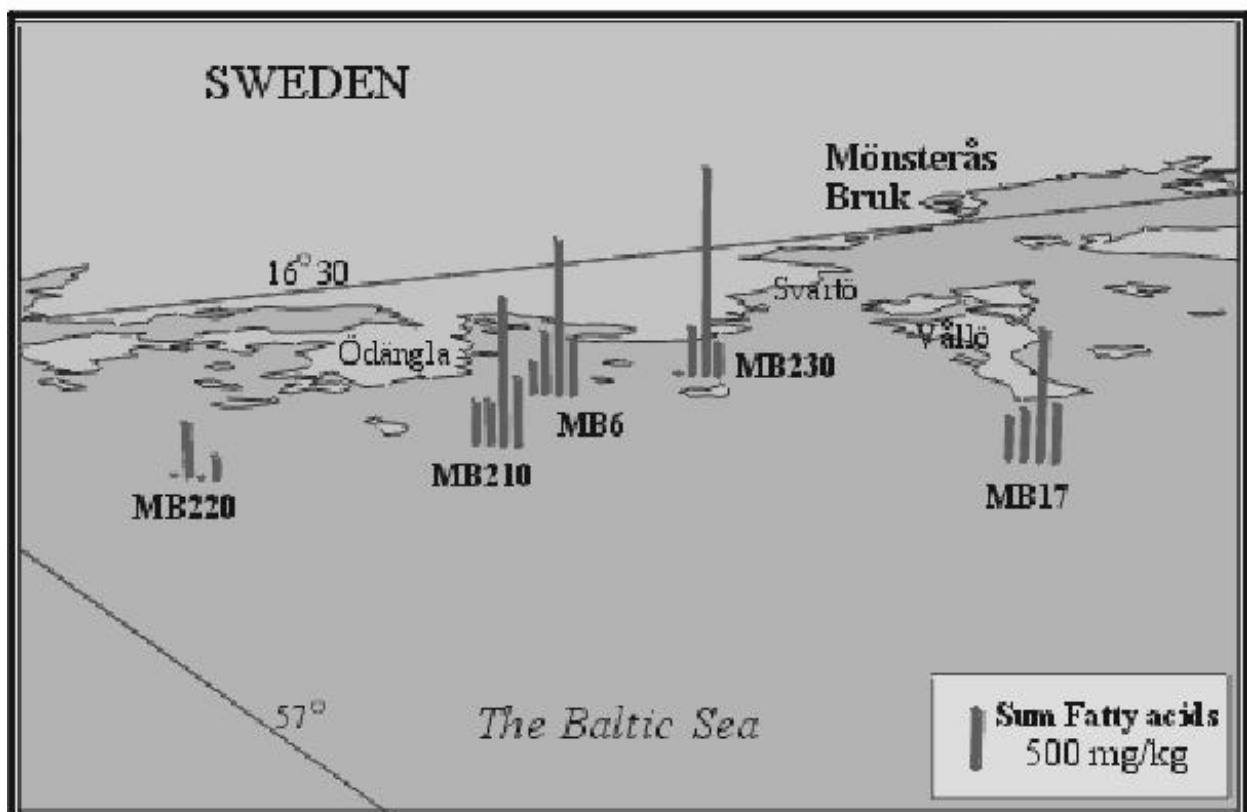


Fig. 8 (ovan) och 9. Koncentrationen av bly (Pb) respektive summa fettsyror i sediment insamlat i sedimentfällorna under fyra olika perioder under 1996/97 i recipienten utanför Mönsterås Bruk. Vid sammanlagt fyra tillfällen har ingen tömning kunnat ske av fällorna MB220, MB230 och MB17 (därför ingen stapel, se vidare texten och tabell 4).



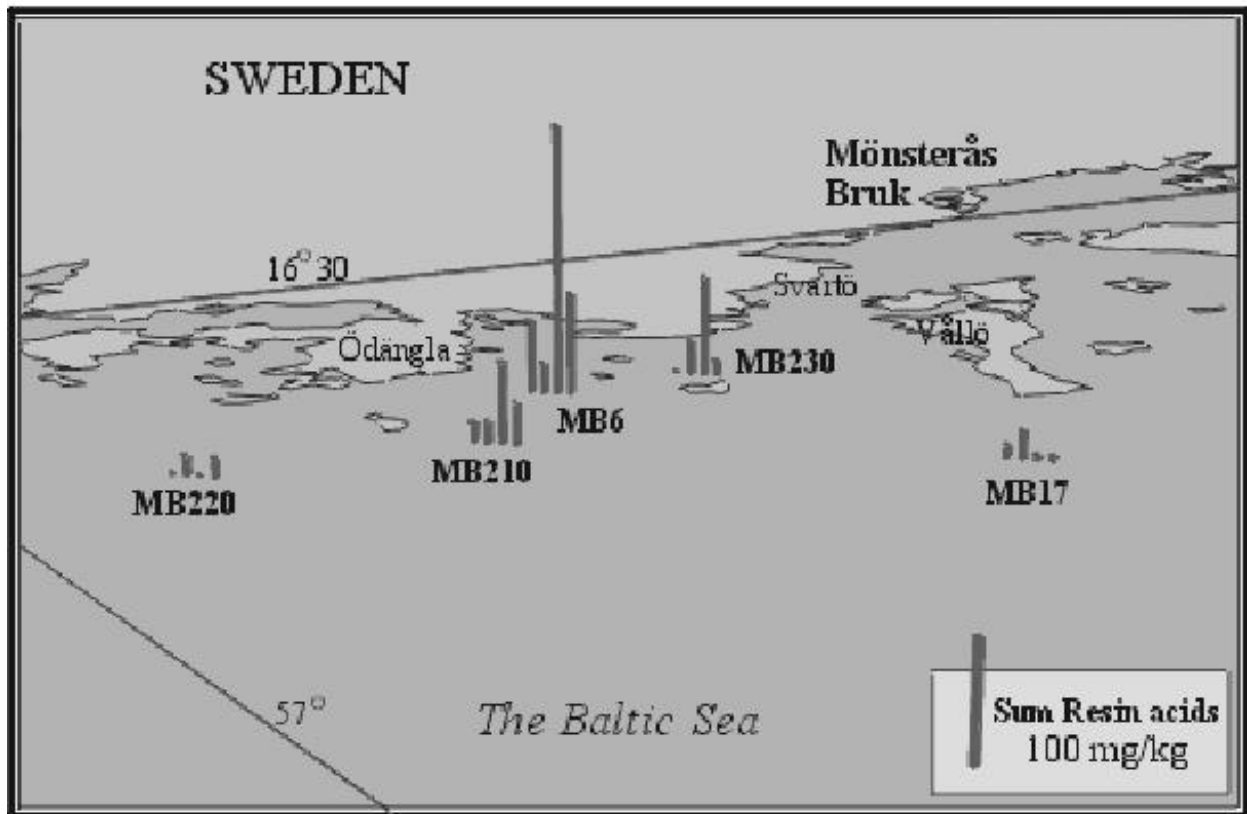
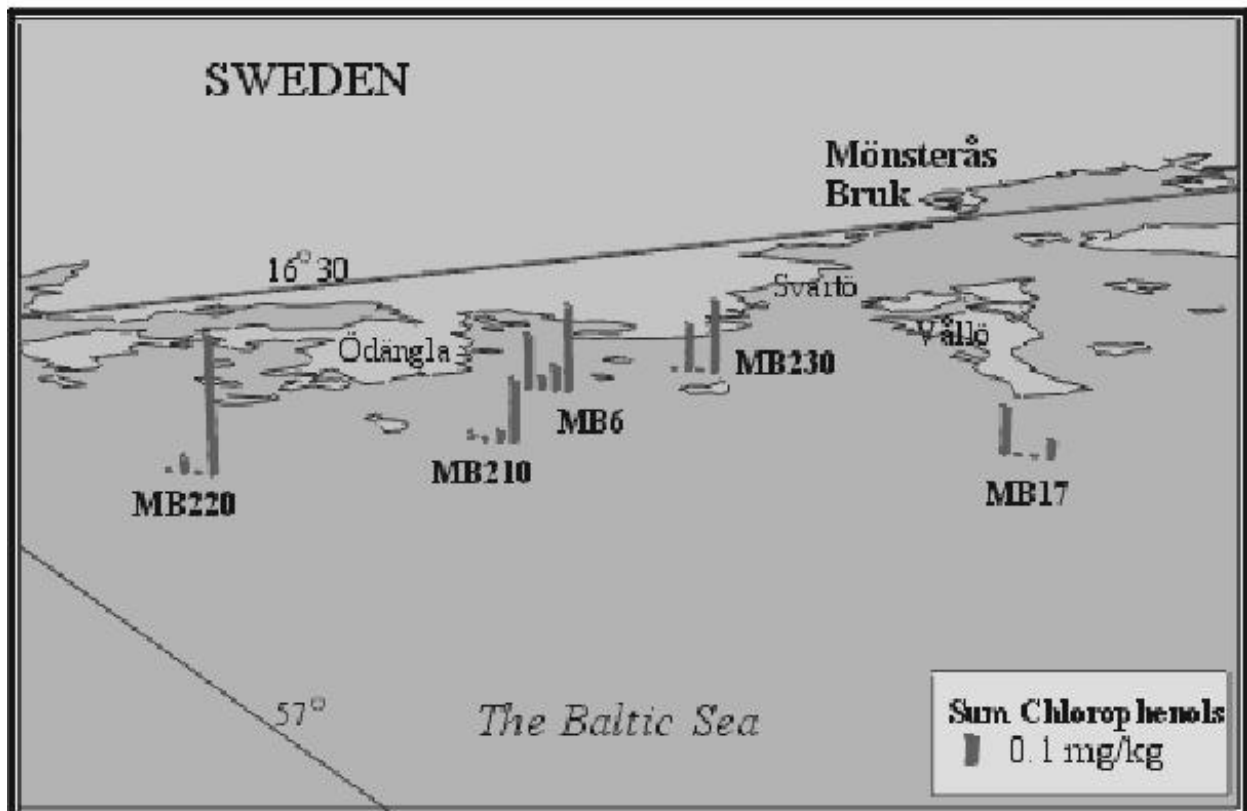


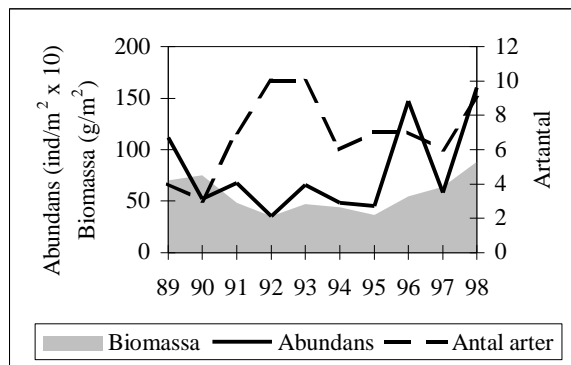
Fig. 9 (ovan) och 10. Koncentrationen av summa hartssyror och klorfenoler i sediment insamlat i sedimentfällorna under fyra olika perioder under 1996/97 i recipienten utanför Mönsterås Bruk. Vid sammanlagt fyra tillfällen har ingen tömning kunnat ske av fällorna MB220, MB230 och MB17 (därav ingen stapel, se vidare texten och tabell 4).



7.2.5 Oskarshamn

Mjukbottenfauna

Vid Påskallavik söder om Oskarshamn (O6M) bröts den tidigare dominansen av fjädermygglarver; de föll tillbaka till en andra plats i rangordningen för antal. Faunan bestod 1998 till största delen av glattmaskar (antal) och Östersjömusslor (vikt). Under de senaste åren har biomassan här ökat successivt. Förhållandena för mjukbottenfaunan var oförändrade inne i Oskarshamns hamn (O7M) och värdena för art- och individantal samt vikt var alltså mycket låga. Samhället präglades till både antal och vikt av en enda art, nämligen rovorstmasken *Nereis diversicolor*, vars bestånd för övrigt stärktes betydligt. Under året ökade abundansen vid Grimskalledjupet utanför Oskarshamn (O8M) och fjädermygglarver återkom i stort antal för att liksom 1996 dominera faunan. Biomassan steg för tredje året i följd och utgjordes liksom tidigare så gott som uteslutande av Östersjömusslor.



Figur 7.16 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan i Grimskallefjärden (O8MS) åren 1989-1998.

Hårdbotten

Hårdbottenlokalen vid Påskallavik (O12H) hade hösten 1998 ett sammanhängande blåstångsbälte med hög täckning på alla profilerna, vilket innebär en förbättring från året före. Bältet var dock något smalare och de djupaste plantorna växte något grundare. Vid S Bergholmen (O10H), norr om Oskarshamns tätort fanns fortfarande ett sammanhängande bälte på två av profilerna och detta

hade ökat sin djuputbredning. Lokalen närmast hamnen vid Tällskär (O14H) hade bälte på en profil, med små förändringar från tidigare. Måttlig betning konstaterades vid Påskallavik och rekryteringen var måttlig på alla tre lokalerna. Stationen vid Bergholmen var relativt starkt nedslammad och påvuxen.

Algsamhället i rödalgsbältet var svagare utvecklat än föregående år och tillhörde de svagare i länet. Fintrådiga brunalger dominerade vid S Bergholmen och den mest exponerade lokalen vid Tällskär hade ett måttligt bestånd av fjäderslick. Djursamhällena var svaga och tusensnäckor dominerade till individantal. Härvidlag noterades måttliga förändringar från föregående år. Biomassan var däremot betydligt lägre, i synnerhet vid S Bergholmen och Påskallavik, genom en markerad tillbakagång för blåmussla.

7.2.7 Figeholms Bruk

Mjukbottenfauna

Än en gång inträffade stora förändringar beträffande mjukbottenfaunan i Figeholmsviken. I den grundare delen (FB1M) ökade både art- och individantal samt vikt efter nedgången 1997. Andelen glattmaskar (*Oligochaeta*) halverades, medan fjädermygglarver (båda släktena *Chironominae* och *Tanytoidinae*) utgjorde hälften av antalet organismer i samhället. Antalet Östersjömusslor minskade drastiskt, emedan deras vikt reducerades i mindre utsträckning från 21 till 14 g m⁻². Beståndet av rovorstmaskar återhämtade sig och viktjämsigt dominerade de som 1996. Även på den yttre, djupare lokalen (FB2MS) förelåg en abundansökning, vilken orsakades av återkomsten av fjädermygglarver, enbart av släktet *Chironominae* (jfr ovan). Biomassan däremot minskade betydligt då Östersjömusslornas bestånd, som varit starkt i två års tid, i det närmaste försvann. Dessa förändringar resulterade i att fjädermygglarverna dominerade till 90 respektive 100 % beträffande antal och vikt. En långvarig syrgasbrist i Figeholmsviken kan ha varit orsaken till denna omstrukturering av faunan.

Det var under 1998 dubbelt så många tillfällen med låga (<2 ml/l) syrgashalter i bottenvattnet som 1997, speciellt vid Almviken och där bildades svavelväte, vilket indirekt kan avläsas på ammoniumkvävehalten, som i december rusade upp i över 60 $\mu\text{mol/l}$ i denna station. Redan i augusti, när syrgashalten nådde nollnivån, började fosfatfosforhalten öka drastiskt, vilket förmodligen kan kopplas till att fosfatfosfor som lagrats i bottensediment löstes ut.

7.3.2 OKG AB

Hårdbotten

Tångbältet vid Stubbskär (OKG1H) hade återhämtat sig ytterligare efter att ha varit helt borta 1996 och var nu sammanhängande på tre av profilerna. Det var också bredare än året innan, vilket även gällde för stationen närmast kylvattenutsläppet vid Simpevarp (OKG2H). Både denna station och stationen vid St Rönnen (OKG3H) hade bälten på alla fem profilerna. Vid St Rönnen har tidigare funnits ett separat bälte på 4-6 m djup. Detta bedömdes inte längre vara sammanhängande vid besöket 1998. Sågtång förekommer i de djupare delarna på alla tre lokalerna och djuputbredningen var stor i förhållande till övriga lokaler i länet. Rekryteringen var måttlig vid Stubbskär och Simpevarp och god vid St Rönnen. Betskador och påväxt förekom i svag till måttlig omfattning.

Länets bäst utvecklade rödalgsbälten återfanns i området. Gaffeltång dominerade vid Stubbskär och fjäderslick på de båda andra lokalerna. Rödalgsbältenas djursamhällen stod i särklass avseende individrikedom och biomassan var hög. En ökning noterades för abundansen på två av lokalerna och tusensnäckor och blåmusslor dominerade. Märkräftar och tånggråsuggor var andra arter med för länet höga tätheter. Blåmusslor stod för större delen av biomassan och stationen vid Stubbskär svarade för länets högsta värde med närmare 1,3 kg våtvikt per kvadratmeter.

7.3.3 Sjöängsviken

1998 är andra året som prover tas i Sjöängsviken. Provtagning sker varannan månad. Det är en grund vik som endast är ca 1 m djup, i princip är det ett instängt våtmarksområde, vilket gör att man bara tar vattenprover från en nivå vid varje mättillfälle.

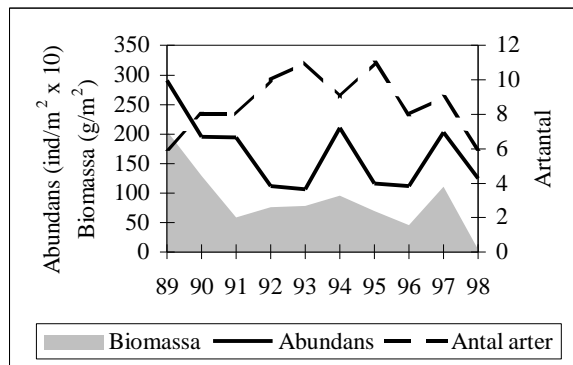
Inga extrema temperaturer jämfört med övriga stationer uppmättes under året. Salthalten var noll under maj-juli vilket korresponderar med sötvattentillrinningen från land under dessa månader. Syrgashalterna låg ett par ml/l under övriga stationer fram t.o.m. augusti då halten var som lägst (ca 5 ml/l). Fosfatforsforhalten var låga hela året, totalfosfor var som högst i augusti. Endast i maj och augusti avvek halten av totalfosfor vid Sjöängsviken från övriga stationers värden. Årsmedelvärdet av totalfosfor var 1998 1,5 $\mu\text{mol/l}$ (0,047 mg/l).

Totalkvävehalten var extremt hög jämfört med övriga provtagningsstationer, speciellt i augusti då halten var uppe i 100 $\mu\text{mol/l}$. Under övriga tidpunkter låg totalkvävehalten kring 10-20 $\mu\text{mol/l}$ över övriga stationer. Ammoniumhalterna i Sjöängsviken var vid varje tillfälle större än de flesta andra stationer. Årsmedelvärdet av totalkväve var 1998 66 $\mu\text{mol/l}$.

7.3.4 Västervikssågen

Mjukbottenfauna

Förhållandena för mjukbottenfaunan i Skeppsbrofjärden (VS2MS, figur 7.17) försämrades markant under året. Troligen har en längre period med låga syrgashalter inträffat, vilket fått till följd att bestånden av Östersjömusslor och rovbörstmaskar minskat starkt. Faunan bestod 1998 nästan uteslutande av akvatiska glattmaskar (90 % av antalet) och en restpopulation av Östersjömusslor (45 % av vikten).



Figur 7.19 Förändringar av artantal, abundans och biomassa för mjukbottenfaunan i Skeppsbrofjärden vid Västervik (VS2MS) åren 1989-1998.

7.3.5 Västervik

Mjukbottenfauna

Allmänt sett kunde ingen positiv utveckling skönjas för mjukbottenfaunan i Västerviksrecipienten. Liksom tidigare år noterades extremt låga värden för art- och individtätheter samt vikter i den södra delen i Blanka-holmsfjärden (V6VMS), i Almviken innanför Västervik (V10MS) samt vid Skeppsbron (V13MS). Vivassen vid Loftahammar (V8MS) var faunan lika svagt utvecklad, med vikande värden för biomassa samt för abundans efter en temporär uppgång 1997 av den senare. Art- och viktökningen 1997 i Gamlebyviken vid Finland (V12MS) visade sig också vara kortvarig, då vikten av Östersjö- och sandmusslor m fl arter minskade eller försvann under året. Individtätheten förblev emellertid oförändrad och andelen unga Östersjömusslor förblev stor (65 resp 71 % unga individ 1997 och 1998). Övergödning samt låga syrgashalter under vissa årstider har således utvecklats till ett kroniskt problem i stora delar av denna recipient. I Lusärnafjärden (V14MS) var emellertid miljöförhållandena bättre. Värdena för antalet vitmärlor samt biomassa, vilka var höga redan tidigare, steg ytterligare något.

Lokalerna i Syrsan har med sina fortlevande bestånd av vitmärlor uppenbarligen varit förskonad från övergödningssproblem. Här ökade artantalet på båda lokalerna, men inga andra faunaförändringar utöver det normala kunde iakttas. Vitmärlornas beståndsut-

veckling uppvisade en viss fasförskjutning; i den inre lokalen (S1VMS) expanderade beståndet alltså, medan det större beståndet i den yttre delen (S2VMS) hade passerat klimax 1998 (Figur 6.14).

Hårdbotten

De tre hårdbottenstationerna vid Västervik representerar en gradient från Skeppsbrofjärden nära stadskärnan ut till Krokö. Alla stationer har förhållandevis skyddade lägen och är därmed i liten utsträckning påverkade av vågrörelser. Det svaga bälte som etablerades vid Lusärna (V15H) 1997 hade försvunnit, men ett nytt smalt bälte hade etablerats på 1,5 m djup på lokalen i södra Lusärnafjärden (V16H). Stationen vid Krokö hade fortfarande ett relativt välutvecklat bälte på alla profiler, men den undre gränsen låg något grundare. Rekryteringen var måttlig vid Krokö och svag på de båda andra stationerna. Ringa betskador och måttlig påväxt och nedslamning noterades vid Krokö. Övriga lokaler var starkt nedslammade och påvuxna, men saknade betskador.

Rödalgsbältena var svagt utvecklade och starkt dominerade av fintrådiga brunalger. Det associerade djursamhället präglades av tusensnäckor och markerad tillbakagång för abundansen noterades för de båda yttre lokalerna. Blåmusslan hade en måttlig biomassa i södra Lusärnafjärden, medan de båda övriga lokalerna noterades för länets lägsta djurbiomassa.

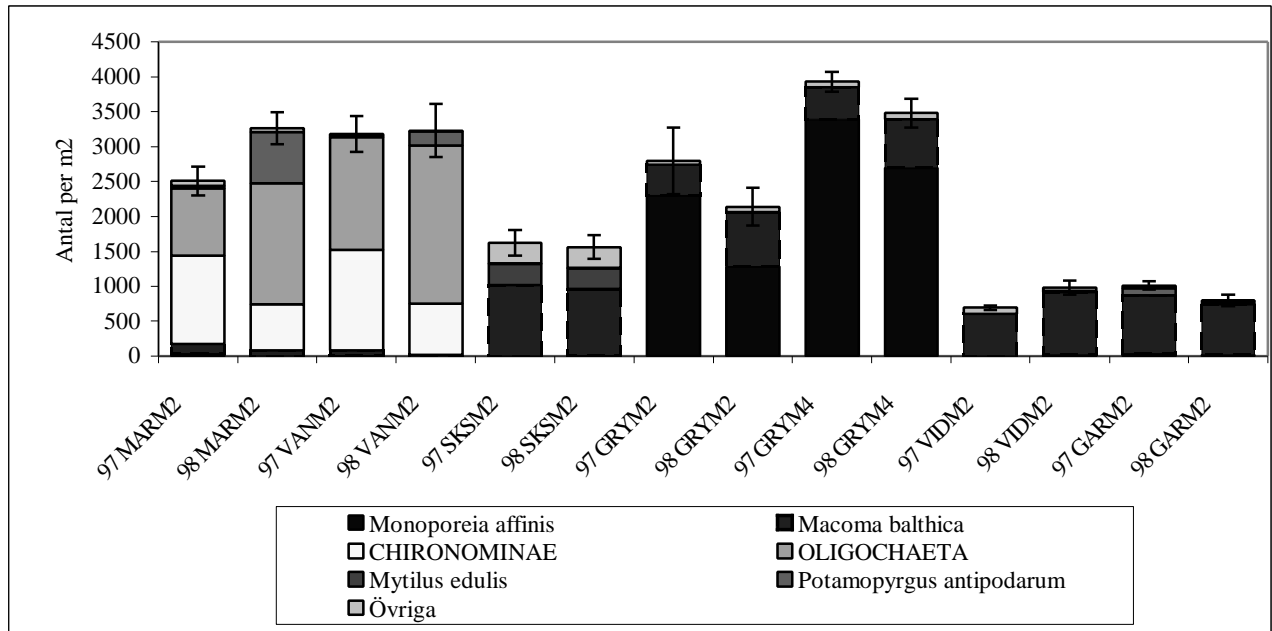
7.4 Fiskodlingar

Mjukbottenfauna

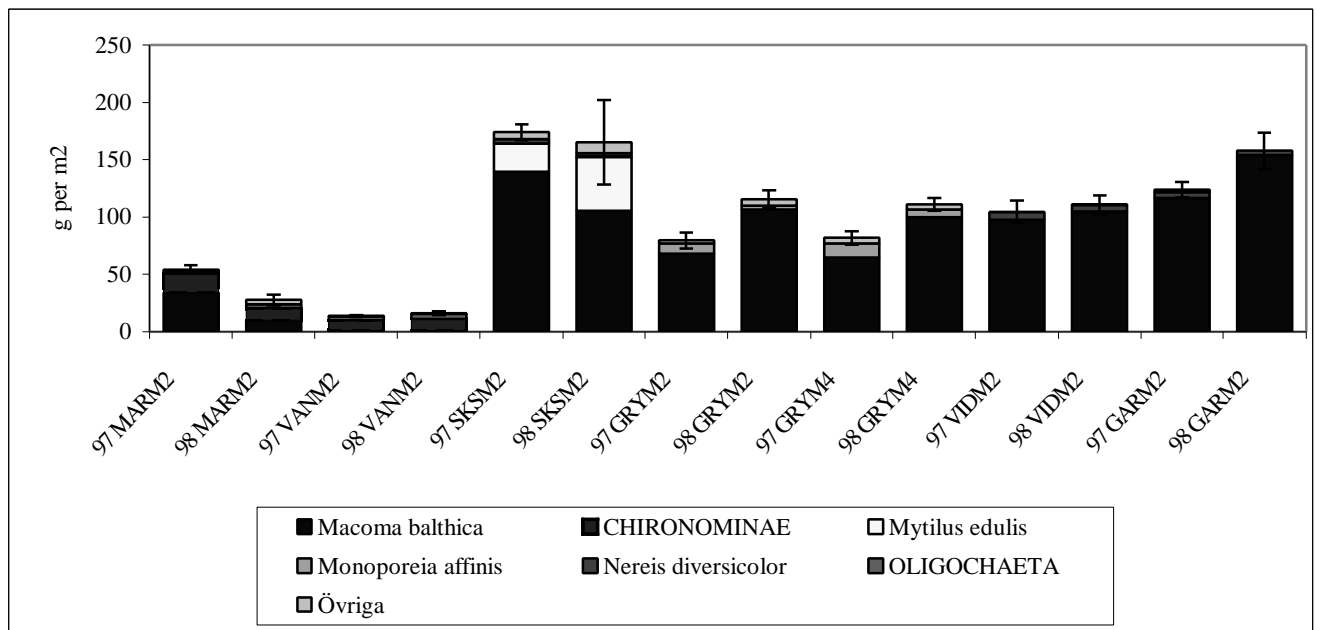
Situationen för bottenfaunan hade förändrats i ringa grad mellan 1997 och 1998, såväl avseende individrikedom som biomassa. De båda lokalerna vid Vånevik (MARM2 och VANM2) präglades fortfarande av fjädermygglarver och glattmaskar, arter, som är toleranta mot låga syrgaskoncentrationer. Sedimentet hade ett oxiderat ytskikt på båda lokalerna, men vid provtagningen märktes en tydlig lukt av svavelväte. Övriga fiskodlingar hade måttliga till höga tätheter av Östersjömusslor och biomassorna låg över genom-

snittet för länet som helhet (88 g/m²). Lokaler vid Grytsholmen i Blankaholmsfjärden hade fortfarande relativt höga tätheter av

vitmärta, men arten hade gått tillbaka något sedan 1997.



Figur 7.20 Abundans för mjukbottenfauna vid fiskodlingar 1997 och 1998.



Figur 7.21 Biomassa för mjukbottenfauna vid fiskodlingar 1997 och 1998.

Hårdbotten

Översiktlig dykinventering av algsamhällen på hårda bottenar vid länets fiskodlingar genomförs vartannat år. Vid de båda odlingarna vid Vånevik (VANH1 och MARH1), söder om Oskarshamn förekom 1998

sammanhängande tångbälten ner till ca 1,5 m djup. Täckningsgraden var hög (75-100%) på båda lokalerna och tången växte ner till ca 3 m djup. Nedslamning och påväxt var kraftig och nyrekryteringen måttlig.

Fiskodlingen i Skavdösund (SKSH1) hade ett smalt bälte med hög täckningsgrad och riklig

påväxt och nedslamning. Stora plantor var nedtyngda av påväxt. Undre utbredningsgräns för tången var 3,5 m och rekryteringen var måttlig.

De båda lokalerna i anslutning till odlingen vid Grytholmen nära Blankaholm hade båda bälten mellan 0,5 och 1,3 m djup med hög täckning och hög grad av nedslamning och påväxt och enstaka tångplantor växte ner till 3-4 m djup. Närmast odlingen vid Grytholmen (GRY1H) konstaterades måttlig nyrekrytering, medan rekryteringen vid Mörkholmen (GRY2H), som fungerar som referens, konstaterades vara god.

Tångbältet i anslutning till odlingen vid Vidö i Gudingen (VIDH1) var smalt (0,4-1,1 m) och hade låg täckningsgrad. Tångplantor observerades ner till 4,2 m djup och rekryteringen var måttlig. Även här konstaterades en kraftig påväxt och nedslamning.

Vid Gärdsholmen i Syrsan (GARH1) noterades ett drygt en meter brett bälte, som sträckte sig ner till 1,5 m djup och tången växte ner till 4 m. Täckningsgraden var måttlig (50%). Påväxt och nedslamning var kraftig och rekryteringen måttlig.

REFERENSER

- Aebi H.* 1974. Catalase. In *Methods of enzymatic analysis*. ed Bergmeyer H.U., Academic Press, pp. 671-684.
- Allmänna råd för Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier. 1994 Allmänna Råd 94:2, SNV, Solna.
- Alm, A.*, 1991: Sedimentering och sedimentegenskaper i Kalmarsund. Mönsterås Bruk Rapport 1991-05-24, bilaga H, 12 sid.
- Alsberg, T. & Nylund, K.*, 1993. Långlivade organiska ämnen och miljön. Naturvårdsverket Rapport 4136, 136 sid.
- Andersson T., Förlin L., Härdig J. and Larsson Å.* 1988. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft mill effluents. *Can. J. Fish Aq. Sci.* 45, 1525-1536.
- Andersson T., Förlin L., Härdig J. and Larsson Å.*, 1988. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft mill effluents. *Can. J. Fish Aq. Sci.* 45, 1525-1536.
- Ariese, F., Kok, S.J. Verkaik, M. Gooijer, C. Velthorst, N.H. and Hofstraat, J.W.* 1993. Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: A rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquat. Toxicol.*, 26, 273-286.
- Arnemo, R., Bergbäck, B., Carlsson, D., Persson, L.E. och Tobiasson, S.*, 1990. Kuststatus Kalmar kommun. Kortversion. Miljö och hälsoskyddskontoret. 12 sid.
- Balk L., Andersson T., Förlin L., Söderström M. and Larsson Å.*, 1993. Indications of regional and largescale biological effects caused by bleached pulp mill effluents. *Chemosphere* 27, 631650.
- Bastrop, R., Rohner, M., Sturmbauer, C&K. Jurss* 1997. Where did *Marenzelleria* spp.(*Polychaeta Spionidae*) in Europe come from? *Aquatic Ecology* 31:119-136
- Broman, D., Kugelberg, J. & Näf, C.*, 1990. Two hydrodynamically stable selfsuspended buoyant sediment traps. *Eustarine, Coasta and Shelf Science* 30, 429-436.
- Bydén S., Larsson AM. & Olsson, M.* 1992. Mäta vatten. Göteborgs Universitet.
- Carlberg I. and Mannervik B.* 1974. Purification and characterization of the flavoenzyme glutathione reductase from rat liver. *J. Biol. Chem.* 250, 5475-5480.
- Cato, I.*, 1977. Recent sedimentological and geochemical conditions and pollution problems in two marine areas in southwestern Sweden. *Striae* 6, 158 s.
- Enequist P.*, 1950. Studies on the softbottom amphipods of the Skagerrak. *Zool. Bidr.* 28:297492
- Ericson, G., Lindesjö, E., and Balk, L.* 1998. DNA adducts and histopathological lesions in perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) along a polycyclic aromatic hydrocarbon gradient on the Swedish coastline of the Baltic Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:815-824.
- Förlin L. Andersson T., Balk L. and Larsson T.*, 1995. Biochemical and physiological effects of bleached pulp mill effluents in fish. *Ecotox. Environ. Safety.* 30, 1641-70.

- Karås P., 1998.* Yngelstudier i Kalmarsund 1996-1997. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. Rapport. 11 s.
- Förstner, U. & Müller, G., 1974.* Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung, 225 s. Springer, Berlin. Heidelberg & New York.
- Förstner, U. & Wittman, G.T.W., 1983.* Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer Verlag. Heidelberg. 486 s.
- Förstner, U., 1976.* Lake sediments as indicators of heavymetal pollution. *Naturwiss.* 63, 465-470.
- Förstner, U., 1980.* Inorganic pollutants, particularly heavy metals in estuaries. *In Olausson, E. & Cato, I. (eds.): Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries.* s. 307-348. John Wiley & Sons. Chichester.
- Grahn, O. och Monfelt, C., 1991.* Förekomst av vissa klorerade organiska föreningar och extraktivännen i bottensediment i norra Vättern. Rapport Svenska miljöforskargruppen AB, 6 sid.
- Grimås U. & Suárez JM. 1989.* Metaller efter Östersjökusten Naturvårdsverket.
- Habig W.H. Pabts M.J. and Jacoby W.B. 1974.* Glutathione S-transferase, the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem.* 249, 7130-7139.
- Juhlin B. & Wickström K., Andersson J. & Smith S. 1997.* Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län 1996
- Kozin, I. Gooijer, C, Velthorst, N.H. Hellou, J. and Zitko, V 1996.* Isomer-specific detection of PAHs and PAH metabolites in environmental matrices by shpol'skii luminescence spectroscopy. *Chemosphere*, 33(8), 1435-1447.
- Lindesjö, E., Husøy, A.-M., Petterson, I. and Förlin, L. 1996.* Histopathological and immunohistochemical studies in roundnose grenadier *Coryphaenoides rupestris* in the Skagerrak, North Sea. *Mar. Environ. Res.* 42:229-233
- Mats Notini & Arno Rosmarin. 1993.* Kartering av växter och djur på grunda bottnar i recipienten till planerad CTMP-fabrik vid Emsfors bruk. Miljöforskargruppen. MFG-rapport F93/003.
- Olausson, E., 1975.* Manmade effect on sediments from Kattegatt and Skagerrak. *Geol. Fören. Stockh. Förh.* 97, 312. Stockholm.
- Renberg, I., Wik Persson, M. & Emteryd, O., 1994.* Preindustrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature* 368, 323-326.
- Sandström, O., Förlin, L., Lagenfelt, I., Lindesjö, E. och Vetemaa, M. 1996.* Undersökning av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Mörrums bruk 1995. Rapport från Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Juni 1996. 17 s.
- Sjöberg B., Andersson J. & Smith S., 1996.* Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län 1995
- SNV 1994. Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier. Naturvårdsverket Allmänna Råd 94:2, 46-49.

SNV 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och Hav. Naturvårdsverket Rapport 4914, 134 sid.

Södergren, A. (red.), 1988. Biologiska effekter av blekeriavlopp. Naturvårdsverket Rapport 3498, 134 sid.

Wester, P.W., Vethaak, A.D., van Muiswinkel, W.B. 1994. Fish as biomarkers in immunotoxicology. Toxicology. 86:213-232

*Zettler M.L. 1997 Population dynamics, growth and production of the neozoon *Marenzelleria* sp. *viridis* (Verrill 1873)(Polychaeta Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic Sea Aquatic Ecology 31: 177-186*