

Organiska miljögifter i marin biota i Skåne län

En sammanställning och
utvärdering 1992-2000



Jeanette Sveder

Organiska miljögifter i marin biota i Skåne län

En sammanställning och utvärdering 1992–2000

Jeanette Sveder
Miljöenheten
Länsstyrelsen i Skåne län

Titel: **Organiska miljögifter i marin biota i Skåne län**
En sammanställning och utvärdering 1992–2000.

Författare: Jeanette Sveder
Miljöenheten
Länsstyrelsen i Skåne län

Utgiven av: Länsstyrelsen i Skåne län

Beställningsadress: Länsstyrelsen i Skåne län
Miljöenheten
205 15 Malmö
Tfn: 040-25 25 67

Copyright: Innehållet i denna rapport får gärna citeras eller refereras med uppgivande av källa.

ISSN: 1402-3393

Upplaga: 200 ex.

Tryckeri: Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö

Papper: Miljömärkt

Omslagsbild: Teckning: Alma Bokenstrand

Innehållsförteckning

<u>Inledning</u>	7
<u>Material och metoder</u>	7
<u>DDT</u>	8
<u>Skrubbskädda</u>	8
<u>Sandskädda</u>	11
<u>Torsk</u>	12
<u>Blåmussla</u>	13
<u>Östersjömussla</u>	16
<u>Havsborstmask</u>	17
<u>TBT</u>	18
<u>Blåmussla</u>	19
<u>Snäckor</u>	21
<u>Skrubbskädda</u>	22
<u>HCH</u>	24
<u>Blåmusslor</u>	24
<u>Havsborstmask</u>	25
<u>HCB</u>	27
<u>Blåmusslor</u>	27
<u>Skrubbskädda och andra fiskar</u>	29
<u>Klorfenoler, klorguajakoler och extraherbart organiskt klor (EOCI)</u>	31
<u>Blåmusslor</u>	32
<u>Polycykliska aromatiska kolväten, PAH-föreningar</u>	34
<u>Blåmusslor</u>	34
<u>Skrubbskädda</u>	35
<u>EROD och ALAT/ASAT</u>	37
<u>Skrubbskädda</u>	37
<u>Tånglake</u>	38
<u>PCB</u>	40
<u>Blåmussla</u>	40
<u>Havsborstmask</u>	44
<u>Skrubbskädda</u>	45
<u>Övriga fiskar</u>	50
<u>Bromerade difenyletrar</u>	52
<u>Blåmussla</u>	52
<u>Referenslista</u>	54

Bilaga 1: Utförda undersökningar av miljögifter i biota längs kusterna i Skåne län.

Bilaga 2: Vattenvårdsförbundens skånska mätstationer vid undersökningar av organiska miljögifter i fisk samt fiskfysiologi.

Bilaga 3: Vattenvårdsförbundens mätstationer vid undersökningar av organiska miljögifter i blåmusslor.

Bilaga 4: Mätstationerna inom Helsingborgs kommuns kustkontrollprogram 1995-2000.

Inledning

Syftet med denna sammanställning är att ge en samlad regional bild av miljögifters förekomst i biota längs kusterna i Skåne län. Det sammanställda materialet består av de undersökningar av mer lokal karaktär som finns tillgängliga på länsstyrelsen. Syftet är även att visa på eventuella brister i miljöövervakningen på regional nivå samt att ge förslag till möjliga förbättringar.

Eftersom det inom miljögiftsövervakningen inte alltid finns en standardiserad provtagningsmetodik kan det vara svårt att jämföra alla tillgängliga data. Det uppkommer även vissa problem med att jämföra miljögiftshalterna i organismer som lever i skilda miljöer, eftersom miljögifternas biotillgänglighet varierar exempelvis beroende på temperatur, turbiditet (organiskt material i vattnet) och salthalt i vattnet. Dessutom varierar känsligheten mellan olika organismer. Dessa faktorer bidrar till osäkerheter i jämförelser mellan skilda undersökningar, vilket gör att denna sammanställning inte bör tolkas som en beskrivning av absoluta förhållanden, utan snarare ses som en beskrivning av kustvattenmiljöns utveckling.

De organismer som främst undersökts är skrubbskädda (*Platichthys flesus*), en bottenlevande fisk som lever relativt stationärt inom vissa områden, samt blåmussla (*Mytilus edulis*) som livnär sig genom att filtrera suspenderat material från vattnet. I vissa undersökningar har även andra indikatororganismer använts.

Material och metoder

Provtagningsorganism, provtagningsmetodik, analyt, kemisk analysmetod och resultat sammanställdes för miljögiftundersökningar i biota utförda av bland annat vattenvårdsförbund och kommuner i Skåne län. Resultatens jämförbarhet bedömdes utifrån provtagningsmetodik, undersökt organism, tidpunkt under året och analysmetod. Bedömningen gjordes på en övergripande nivå, det togs till exempel ingen hänsyn till om det insamlade materialet poolats till fem prover eller ett prov. Resultaten ansågs vara jämförbara om proverna togs under samma årstid, med likvärdig metodik och kemisk analysmetod. Uppmätta halter jämfördes mot Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav i de fall sådana finns utarbetade. Inga statistiska analyser genomfördes.

DDT

Användningen av insekticiden DDT i Sverige nådde sin kulmen på 60-talet, men förbjöds under 70-talet efter att ett flertal negativa miljöeffekter kunde påvisas i samband med användningen. DDT används dock fortfarande i vissa tropiska länder med syfte att bekämpa malariamyggan. Sedan 40-talet har totalt över en miljon ton DDT producerats i världen.

Det finns flera olika isomerer av DDT, den kommersiella insekticiden består till 70- 80 % av isomeren p,p'-DDT. DDT har relativt låg akut giftighet, men dess långa nedbrytningstid och fettlöslighet möjliggör ackumulering av ämnet i levande organismer där det bland annat kan påverka fortplantningen och nervsystemet. Organismer metaboliserar så småningom DDT till DDD och DDE. Den sistnämnde har en mycket toxisk verkan och är svårnedbrytbar, vilket gör att även denna nedbrytningsprodukt kan lagras i organismers fettvävnad under flera år. DDD omvandlas däremot med tiden till DDA, som är vattenlösligt och kan utsöndras ur kroppen via urinen. Förmågan att metabolisera DDT varierar mellan olika arter och djurgrupper. Förutsatt att man jämför halterna i organismer av samma art kan förhållandet mellan DDT och dess nedbrytningsprodukter ge viss information om när föroreningen ägt rum. (Barnes, 1998)

Skrubbskädda

Det finns ett antal analyser gjorda på skrubbskäddans DDT-innehåll. I Helsingborgs kommun, Nordvästskånes kustvattenkommitté och Öresunds vattenvårdsförbund ingår DDT-analyser i respektive kontrollprogram. Regelbundna undersökningar genomförs även inom det danska kontrollprogrammet. En enskild undersökning har dessutom utförts av Landskrona kommun.

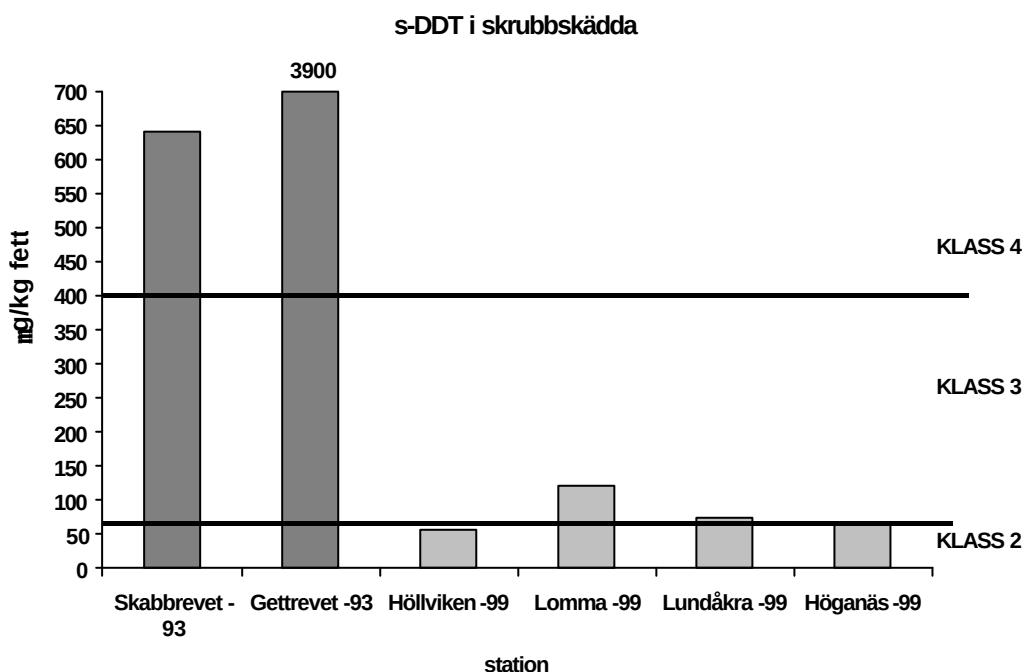
Jämförbarhet

Samtliga undersökningar är inte jämförbara. Jämförbarheten emellan varierar beroende på vilka isomerer och nedbrytningsprodukter av DDT som har analyserats, vilket organ som undersökts samt i vilken enhet resultaten presenteras (se bilaga 1). Resultaten från Nordvästskånes kustvattenkommitté, Öresunds vattenvårdsförbund och Landskrona kommun är direkt jämförbara i de fall resultaten presenteras i samma enhet. Öresunds vattenvårdsförbund har valt att presentera sina resultat i flera olika enheter, vilket bidrar till en ökad jämförbarhet. Helsingborgs kommun har som standard att analysera muskelprover i sitt

kontrollprogram och eftersom övriga analyser är utförda på leverprover är en direkt jämförelse inte är möjligt.

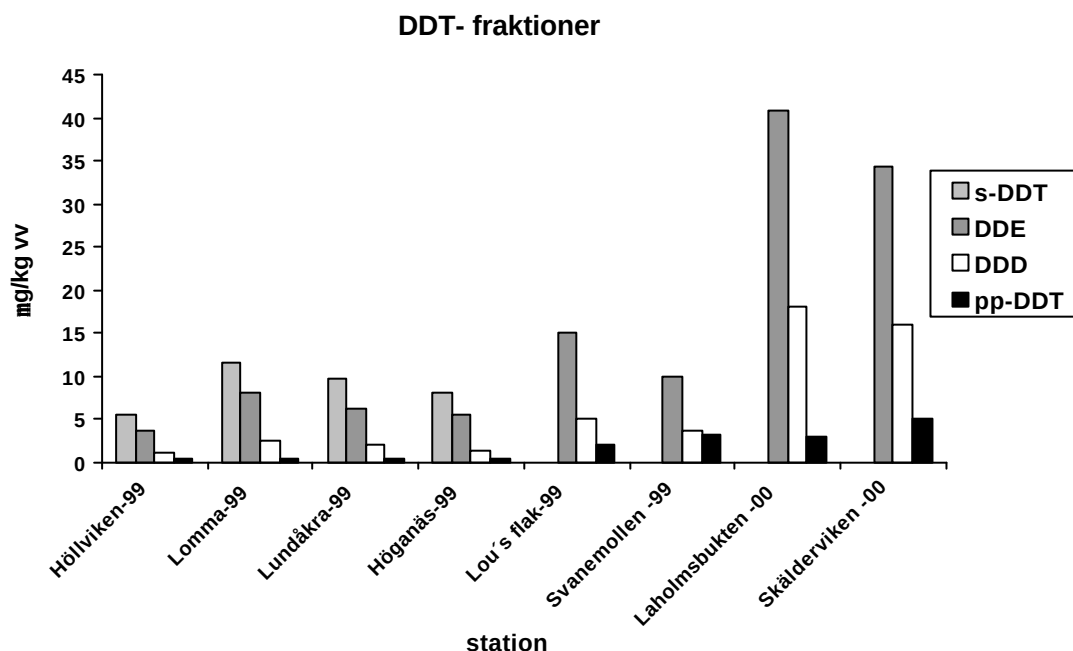
Resultat

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav saknar värden för tillståndsklassning av skrubbskäddans miljögiftshalt. Tillståndsklasser för miljögifter i fisk finns enbart tillgängliga för leverhalter (mg/kg fettvikt) i abborre och tånglake från Östersjön, samt för sill/strömming längs Sveriges kust. För att göra en grov uppskattning av skrubbskäddans tillstånd har s-DDT, det vill säga totala halten av DDT och dess nedbrytningsprodukter jämförts med tillståndsklasserna för tånglake (figur 1). Detta har däremot inte gjorts för de enskilda fraktionerna (nedbrytningsprodukterna) eftersom halterna i flera fall uttrycks i $\mu\text{g/kg}$ vv (våtvikt), eller $\mu\text{g/kg}$ ts (torrsubstans) vilket inte är direkt jämförbart med halter baserade på fettvikten (figur 2).



Figur 1. Summa-DDT i leverprover från skrubbskädda. Tillståndsklasserna gäller för halter i tånglake i Östersjön, klass 1 = 0 ingen halt, klass 2 låg halt (0-60), klass 3 medelhöghalt (60-400), klass 4 hög halt (400-2000), klass 5 mycket hög halt (> 2000). Skabbrevet och Gettrevet i Landskrona kommun 1993 (Toxicon, 1993) visar betydligt högre halter än vid mätstationerna i Öresund 1999 (Lundgren & Olsson, 1999). Mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 2.

Resultaten från undersökningarna utförda av Landskrona kommun 1993 och Öresunds vattenvårdsförbund 1999 är jämförbara eftersom de presenteras i samma enhet (figur 1). Summa-DDT visar att 1999-års halter i Öresund bedöms vara låga till medelhöga, medan halterna från 1993 i Landskrona kommun var höga eller mycket höga (figur 1). De höga halterna från 1993 kan delvis ha berott på hög föroreningsbelastning, men skillnaderna mellan 1993 och 1999 beror troligen även på olikheter i analyskänslighet. Station Skabbrevet är belägen i norra Lundåkrabukten och de höga halterna från 1993 upprepades ej i Öresunds vattenvårdsförbunds undersökning 1999 (figur 1). Resultaten från mätstationerna i Öresund tyder inte på några stora föroreningspunktkällor (Lundgren & Olsson, 1999).



Figur 2. Analyser av DDT-fraktioner i leverprover från skrubbskägda, utförda på uppdrag av Öresund vattenvårdsförbund 1999, och Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000. Mätstationernas geografiska position visas i bilaga 2. Svanemollan och Lou's flak är danska mätstationer och de angivna halterna kommer från det danska kontrollprogrammet (Lundgren, 2000).

Öresunds vattenvårdsförbunds undersökning 1999 presenterar även halterna av respektive DDT-fraktion. Resultaten är jämförbara med resultaten från Nordvästskånes kustvattenkommitté och det danska kontrollprogrammets undersökningar (figur 2). Man kan se att halterna i Laholmsbukten och Skälderviken är betydligt högre än motsvarande halter vid mätstationerna i Öresund (figur 2). Förhållandet tyder på att Laholmsbukten och Skälderviken

är mer utsatta för DDT-föroreningar än de andra stationerna, vilket kan ha orsakats av läckage från gamla DDT-rester i jordbruksmarker i respektive avrinningsområde.

Enligt OSPAR (Oslo– Paris konventionen) ligger NOEC (no observed effect concentration) för DDE i fisk på ca 15 µg/kg vv (Naturvårdsverket, 1999), vilket överskrids i både Laholmsbukten och Skälderviken (figur 2). NOEC är beräknat för den känsligaste arten, vilket betyder att de uppmätta halterna inte nödvändigtvis behöver ha negativ effekt på skrubbskäddorna i dessa områden (Lundgren, 2000).

I Helsingborg har man räknat fram en kontamineringsfaktor för s-DDT (tabell 1) genom att ta kvoten mellan de uppmätta värdena och de jämförelsevärden som används i det nationella övervakningsprogrammet (Fladen och Väderöarna 1994 respektive 1997). Analyserna är gjorda på muskelprover.

Tabell 1. Kontamineringsfaktorer (den uppmätta halten dividerat med det nationella övervakningsprogrammets jämförelsevärden) för s-DDT i skrubbskädda enligt Helsingborgs kommun 1998 (Göransson & Karlsson, 2000). Analysen är utförd på muskelprover. Mätstationernas geografiska placering visas i bilaga 4.

Station	Västå -98	F23 -98	KE -98	R3 -98
Kontamineringsfaktor	1,8	1,89	0,44	1,81

Kontamineringsfaktorerna visar att områdena, med undantag för mätstationen KE (i Kopparverkshamnen, se bilaga 4), har utsatts för föroreningar av DDT (tabell 1). Det låga värdet för station KE bör dock betraktas med viss försiktighet eftersom höga halter av DDT har påvisats i andra organismer vid denna mätstation. Värdet kan till exempel bero på problem under den kemiska analysen. Kontamineringsfaktorerna ger ingen information om förhållandet mellan de olika fraktionerna (DDT och dess nedbrytningsprodukter), vilket gör att man inte kan säga hur den aktuella belastningssituationen ser ut.

Sandskädda

Sandskäddan (*Pleuronectes limanda*) är en annan bottenlevande fisk vars DDT-innehåll har analyserats av Helsingborgs kommun. Eftersom man valt att analysera muskelprover är värdena inte jämförbara med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, vilka gäller för leverprover.

Resultat

Kontamineringsfaktorerna visar att sandskäddan vid Helsingborgs kust är utsatt för DDT-föroreningar i högre utsträckning än fiskarna vid det nationella övervakningsprogrammets referensstationer (tabell 2). Faktorena säger dock ingenting om föroreningens ursprung. De låga halterna vid mätstationen KE som uppmättes i skrubbskäddan (tabell 1) upprepades inte vid analys av sandskäddan (tabell 2). Sandskägda och skrubbskägda exponeras för miljögifter på liknade sätt eftersom de båda är bottenlevande fiskar.

Tabell 2. Kontamineringsfaktorer (halten dividerat med det nationella övervakningsprogrammets jämförvärde) för s-DDT i sandskägda enligt Helsingborgs kommun 1998 (Göransson & Karlsson, 2000). Analysen är gjord på muskelprover. Mätstationernas geografiska placering visas i bilaga 4.

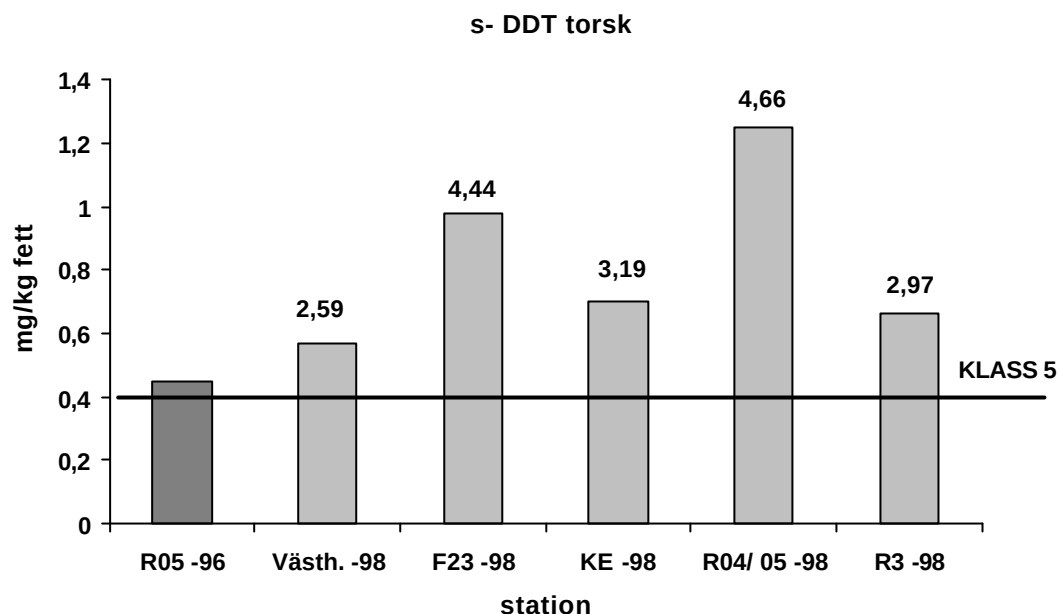
Station	Västå -98	F23 -98	KE -98	R04/05 -98	R3 -98
Kontamineringsfaktor	1,47	1,39	1,86	1,04	1,75

Torsk

Helsingborgs kommun har även analyserat förekomsten av DDT i torsklever under 1996 och 1998. Avsaknaden av liknade undersökningar längs den skånska kusten gör det svårt att jämföra förhållandena på olika platser.

Resultat

Kontamineringsfaktorerna visar att torsklevern innehåller kraftigt förhöjda halter i av s-DDT i jämförelse med nationella programmets jämförelsevärden (figur 3). Resultaten tyder även på att torsk innehåller högre halter av DDT än de andra undersökta fiskarterna (tabell 1 och 2). De stora haltskillnaderna mellan muskelprover och leverprover påverkas bland annat av att fettlösliga föroreningar ofta ansamlas i fettrika organ som levern. Naturvårdsverket saknar tillståndsklassning för torsk, men för att kunna göra en grov uppskattning av tillståndet jämförs halterna med tillståndsklasserna för abborre i Östersjön i figur 3. Om samma jämförelse skulle göras mot tillståndsklasserna för tånglake hamnar samtliga värden i klass 4, det vill säga hög halt (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 3. Summa-DDT i leverprover från torsk enligt Helsingborgs kommuns undersökningar 1996 och 1998 (Göransson & Karlsson, 2000). Kontamineringsfaktorerna (uppmätta halter dividerat med det nationella övervakningsprogrammets jämförvärde) för 1998 står ovan respektive stapel. Tillståndsklassen gäller för abborre i Östersjön, klass 5, >0,4 mg/kg fett -mycket hög halt (Naturvårdsverket, 1999). Mätstationernas läge visas i bilaga 4.

Man kan inte utesluta att de höga halterna bidrar till att påverka torskpopulationens utveckling negativt. När ämnen ackumuleras i organismer ökar även risken för biomagnifiering, vilket innebär att ämnet anrikas i näringskedjan. Den höga halten i torsklever kan vara ett resultat av både biomagnifiering och ackumulering från omgivningen, vilket medför att gravida och ammande inte bör konsumera torsklever från området kring mätstationerna (Göransson & Karlsson, 2000).

Blåmussla

Undersökningar av DDT-halter i blåmussla ingår i Helsingborgs kommuns, Nordvästskånes kustvattenkommittés och Öresunds vattenvårdsförbunds respektive kontrollprogram. Dessutom har enskilda undersökningar av DDT-halten i blåmusslor utförts av Sydkustens vattenvårdsförbund och Åtgärdsgrupp Syd (se bilaga 1).

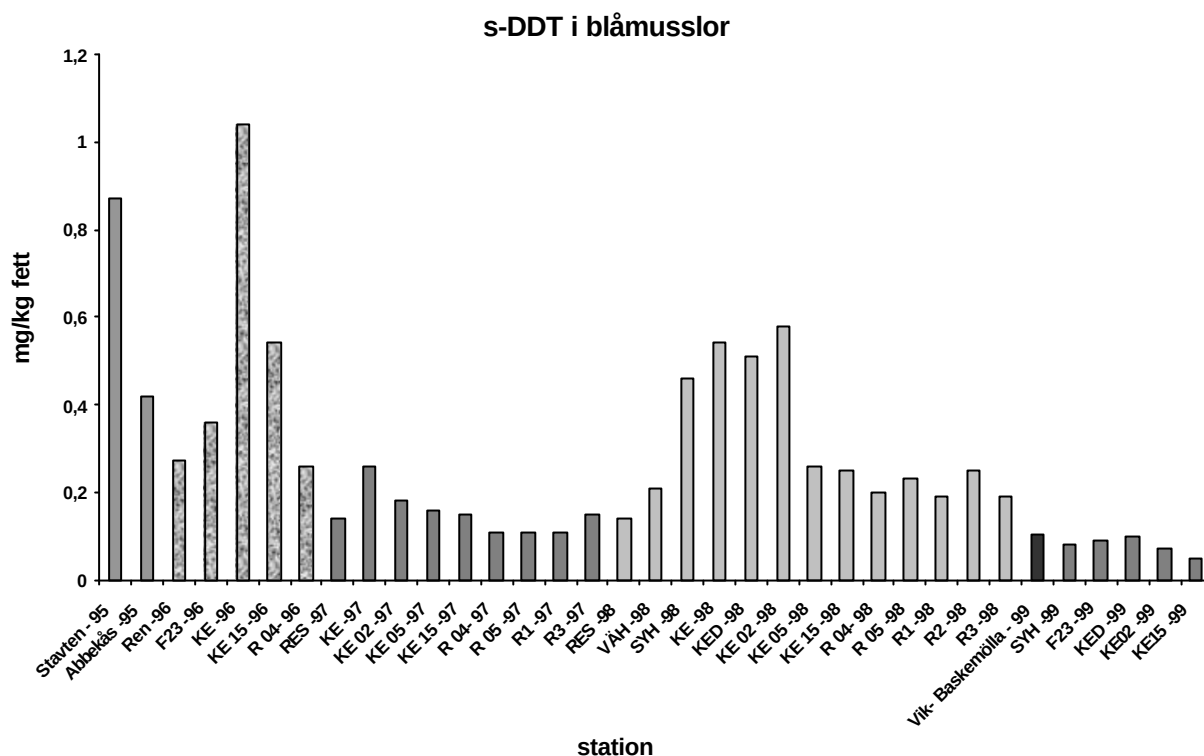
Jämförbarhet

Provtagningsmetoder och analysmetoder är jämförbara för samtliga undersökningar (se bilaga 1). Däremot har Helsingborgs kommun och Sydkustens vattenvårdsförbund valt att redovisa resultaten som s-DDT, medan Nordvästskånes kustvattenkommitté och Öresunds vattenvårdsförbund respektive kontrollprogram redovisar varje fraktion för sig. Blåmusslans fettinnehåll påverkar dess förmåga att binda organiska miljögifter, vilket gör att varierande fettinnehåll bidrar till osäkerhet i jämförelsen i de fall resultaten uttrycks i annat än mg/kg fett. Vid jämförelser bör de analyserade musslorna vara av samma ålder eftersom DDT och andra föroreningar ackumuleras med tiden. Storleksintervallen på de använda musslorna varierar något i de olika undersökningarna vilket bidrar till ytterligare osäkerhet i jämförelsen. Ålderskillnaden är dock svår att bedöma eftersom en rad olika faktorer påverkar tillväxten.

Resultat

Enligt undersökningar utförda av Sydkustens vattenvårdsförbund 1995, Helsingborgs kommun 1996-2000 samt Åtgärdsgrupp Syd 1999 har s-DDT varierat sedan mätningarna startade (figur 4). Resultaten visar tydliga förbättringar under de sista åren. Vid 1999-års undersökning var de uppmätta halterna vid Helsingborgs mätstationer lägre än tidigare, under 2000 låg de under detektionsgränsen (Göransson et al., 2001). Högst halter har man tidigare funnit vid stationerna i närheten av Kopparverkshamnen (figur 4). Anledningen till att Koppareverkshamnen varit mer belastad med DDT-föroreningar är oklart.

I Åtgärdsgrupp Syds undersökning 1999 ingick analyser av s-DDT-halten i blåmusslor längs den svenska Östersjökusten. Resultatet från den skånska mätstationen Vik-Baskemölla (figur 4) visade en s-DDT-halt som var dubbelt så hög som halterna vid övriga mätstationer längs Östersjökusten (icke Skånska mätstationer redovisas ej) (Bignert et al., 2000). Halten vid Vik-Baskemölla 1999 var dock betydligt lägre än de halter som uppmättes vid Kopparverkshamnen 1996-1998 (figur 4).



Figur 4. Summa-DDT i blåmusslor. Mätningarna från 1995 är utförda på uppdrag av Sydkustens vattenvårdsförbund (Olsson & Sjölin, 1995) och mätningarna från 1996-1999 av Helsingborgs kommun (Göransson et al., 2001) och Åtgärdsgrupp Syd 1999 (Bignert et al., 2000). Halterna vid Helsingborgs undersökning år 2000 hamnade under detektionsgränsen (Göransson et al., 2001). Mätstationernas geografiska position visas i bilaga 2 och 4.

Även kvoten DDT/s-DDT är avsevärt högre vid Vik-Baskemölla än vid Åtgärdsgrupp Syd's övriga mätstationer längs Östersjökusten. Detta tyder på att DDT-föroreningen är betydligt färskare än vid de andra lokalerna. Det höga värdet är även anmärkningsvärt i jämförelse med 1999- och 2000-års värden från undersökningar i Skåne (tabell 3). Mätresultat från Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000 och Öresunds vattenvårdsförbund 1999 visar att halterna på flertalet mätstationer blivit så låga att de underskrider detektionsgränsen (tabell 3). Den uppmätta koncentrationen av DDE i Höllviken var 3 µg/kg ts, även uttryckt som 0,0013 mg/kg fett (Lundgren & Olsson, 2000), vilket kan jämföras med OSPAR preliminära NOEC värde på 75 µg/kg ts (Naturvårdsverket, 1999). De uppmätta halterna under de sista åren kan alltså bedömas vara mycket låga.

DDT-halten i Vik-Baskemölla bör följas upp och kontrolleras, då föroreningssituationen avviker från den övriga Östersjökusten och då resultaten tyder på en lokal föroreningskälla (Bignert et al., 2000).

Tabell 3. Uppmätta halter av DDT-fraktioner 1999 och 2000 i blåmussla enligt mätningar utförda av Åtgärdsgrupp Syd 1999, Öresunds vattenvårdsförbund 1999 och Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000. U.d betyder under detektionsgräns vilken är 0,0012 mg/kg fett (Lundgren & Olsson, 2000). Mätstationernas geografiska placering visas i bilaga 3.

Station	DDT (mg/kg fett)	DDE (mg/kg fett)	DDD (mg/kg fett)	DDT/ s-DDT
Vik – Baskemölla (1999)	0,032	0,051	0,020	25 %
Höllviken (1999)	u.d	0,0013	u.d	-
Lomma (1999)	u.d	u.d	u.d	-
Lundåkra (1999)	u.d	u.d	u.d	-
Höganäs (1999)	u.d	u.d	u.d	-
Rönneås mynning (2000)	u.d	u.d	u.d	-
Vegeåns mynning (2000)	u.d	u.d	u.d	-
Görslovåns mynning (2000)	u.d	u.d	u.d	-
Stensåns mynning (2000)	u.d	u.d	u.d	-

På den danska sidan av Öresund visade 1999-års undersökningar av s-DDT i blåmusslor att halterna vid samtliga mätstationerna (Vedbaeck, Lynetten och Dragor) underskred 2 mg/kg vv (våtvikt). Enligt det danska kvalitetssystemet klassificeras dessa halter till kvalitetsklass 1, vilket innebär att halterna är så låga att risken för ekotoxikologiska effekter bedöms vara mycket liten (Angantyr et al., 1999).

Östersjömussla

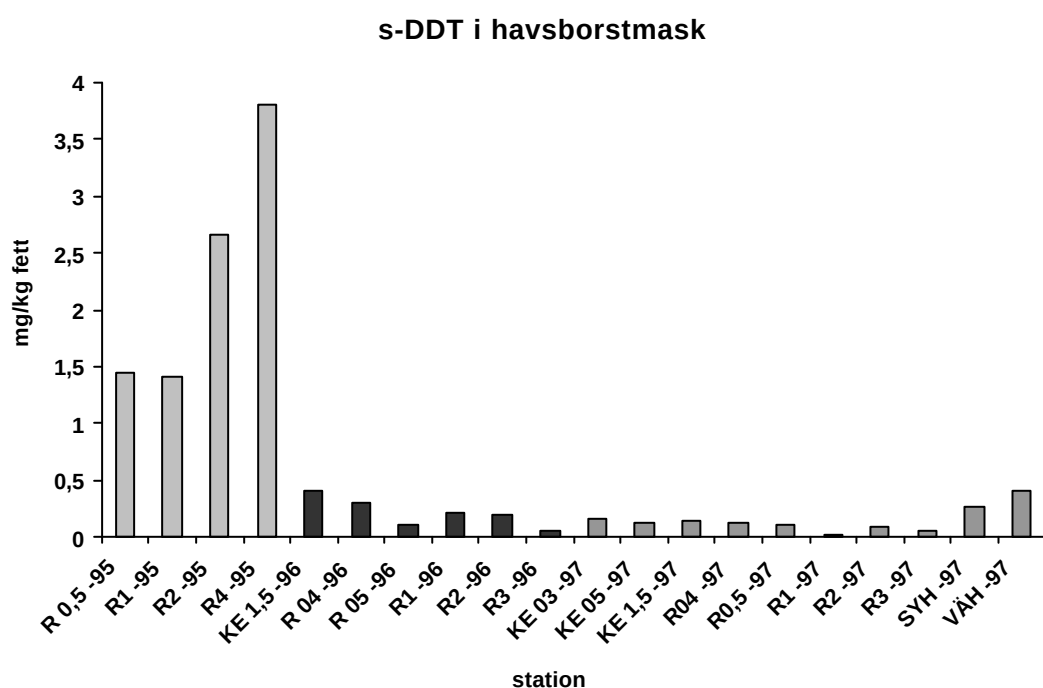
Östersjömusslan (*Macoma balthica*) skiljer sig från blåmusslan genom att den livnär sig på organiskt material som deponerats på botten istället för att filtrera suspenderat material från vattnet. Sydkustens vattenvårdsförbund använde sig av östersjömusslan som indikatororganism 1995. Man lyckades dock enbart samla in tillräckligt med material på en station, SY 4. Värdet för den uppmätta halten s-DDT var 0,31 mg/kg våtvikt, vilket var lägre än motsvarande halt i blåmussla (Olsson & Sjölin, 1995).

Havsborstmask

Helsingborgs kommun har använt havsborstmasken (*Terebellides stroemi*) parallellt med blåmusslan vid analys av miljögifter. Dessa två indikatororganismer utsätts för föroreningar på olika sätt. Havsborstmasken, liksom östersjömusslan, livnär sig av deponerat material på botten istället för att filtrera suspenderat material som blåmusslan (Göransson & Karlsson, 1997). Havsborstmasken har inte använts som indikatororganism på fler ställen än i Helsingborg.

Resultat

Jämförelsevärden för havsborstmasken saknas vilket innebär att man endast kan göra en tolkning av halterna i relation till varandra. Sedan undersökningarna startade 1995, har s-DDT-halterna minskat betydligt (figur 5). Data från 1997 visar att den högsta halten uppmättes i Västhamnen. Eftersom inga analyser har gjorts av havsborstmask under de senare åren är det svårt att veta hur situationen ser ut idag. Man kan därför inte säkerställa att DDT-halterna i havsborstmaskar sjunkit på samma sätt som i blåmusslor från området.



Figur 5. Summa-DDT i havsborstmask. Undersökningarna var gjorda på uppdrag av Helsingborgs kommun 1995-1997. 1995-års höga halter kunde inte påvisas vid senare mätningar (Göransson & Karlsson, 1999). Efter 1997 har inga mätningar utförts eftersom beståndet av havsborstmaskar ej varit tillräckligt stort (Göransson et al., 2001). Mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 4.

Sammanfattning:

- Data från länets södra och östra kust saknas.
- I jämförelse med andra mätstationer längs Östersjökusten påvisas höga halter i blåmusslor vid Vik–Baskemölla vilket motiverar en regelbunden kontroll av DDT av berörda vattenvårdsförbund.
- Enligt undersökningar av Helsingborgs kommun, Nordvästskånes kustvattenkommitté och Öresunds vattenvårdsförbund har DDT-halten i blåmusslor minskat de sista åren. Denna minskning syns inte i fisk.
- Samtliga undersökningar bör presentera fraktionerna av DDT, samt s-DDT för att underlätta en bedömning av den aktuella belastningssituationen.
- För att underlätta jämförelser med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder bör analyserna av halterna i fiskar utföras på leverprover och resultaten uttryckas i mg/kg fett.
- För att kunna jämföra olika undersökningar i länet bör resultaten från analyser av blåmusslor uttryckas som mg/kg fettvikt. För att kunna jämföra mot OSPAR NOEC-värde bör de dessutom uttryckas som mg/kg torrsubstans.
- Referensvärden saknas för flera indikatororganismer, vilket gör det svårt att bedöma föroreningsituationen.
- Vissa indikatororganismer används enbart i begränsad utsträckning, vilket begränsar jämförelser mellan olika delar av länet.

TBT

Tennorganiska föreningar har en mängd användningsområden, till exempel som stabilisatorer vid PVC tillverkning, som komponenter i fungicider och som tillsatts i båtbottnfärger (för att förhindra påväxt av alger och organismer). Det vanligaste sättet för människan att få i sig tennföreningar är troligen genom skaldjur som utsatts för tennbaserad båtbottnfärg. Andra källor kan vara livsmedelsförpackningar av PVC och diffus exponering från t.ex. golv, kemiska produkter och textilier. De mest frekventa tennföreningarna påverkar immunförsvaret på liknande sätt vilket gör att deras effekter adderas (Kemikalieinspektionen, 2001).

TBT (tributyltenn) började användas i båtottenfärg redan på 60-talet. Användningen är numera reglerad, men ännu ej helt förbjuden. Eftersom ämnet är svårnedbrytbart kan det lagras i sedimenten och läcka ut i vattnet långt efter det att användningen minskat (Kemikalieinspektionen, 2001). TBT är mycket giftigt för vattenlevande organismer. Gastropoder (snäckor), som är de känsligaste organismerna, påverkas redan vid koncentrationen 1 ng/l (Sjögren, 2000). En allvarlig effekt av TBT-exponering är missbildningar av honornas könsorgan, vilket leder till sterilitet.

Organismer metaboliserar TBT till DBT (dibutyltenn) och MBT (monobutyltenn). Förhållandet mellan de olika substanserna ger en indikation på den ursprungliga föroreningens ålder (Sjögren, 2000).

Blåmussla

TBT- och DBT-analyser ingår i Nordvästskånes kustvattenkommittés och Öresunds vattenvårdsförbunds respektive kontrollprogram, även det danska kontrollprogrammet utför vissa undersökningar. 1999 genomförde dessutom Helsingborgs kommun analyser av TBT och DBT i blåmusslor.

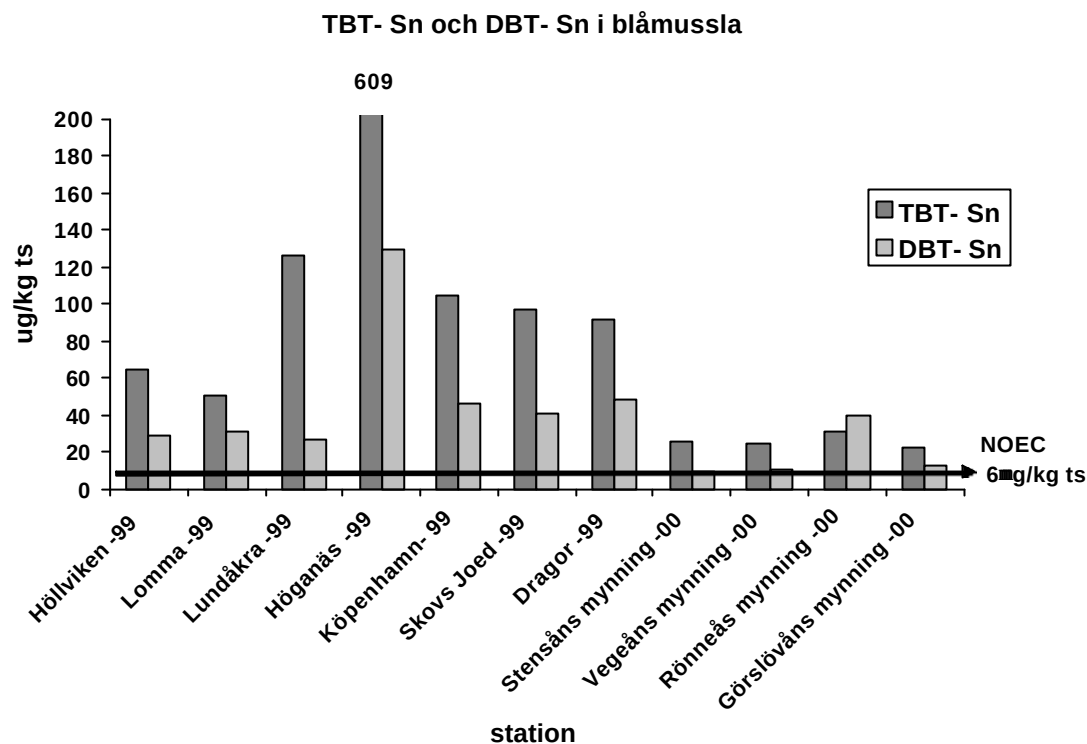
Jämförbarhet

Provtagnings- och analysmetoder är jämförbara (se bilaga 1). Resultatens jämförbarhet påverkas dock av enheten de presenteras i. Nordvästskånes kustvattenkommitté, Öresunds vattenvårdsförbund samt det danska kustkontrollprogram har uttryckt sina resultat som TBT-Sn och DBT-Sn, det vill säga tennfraktionerna av TBT och DBT. Helsingborgs kommun har istället uttryckt sina resultat som TBT och DBT, det vill säga totalhalterna. Det går att räkna om resultaten för att få dem enhetliga, detta har dock inte gjorts i denna sammanställning.

Resultat

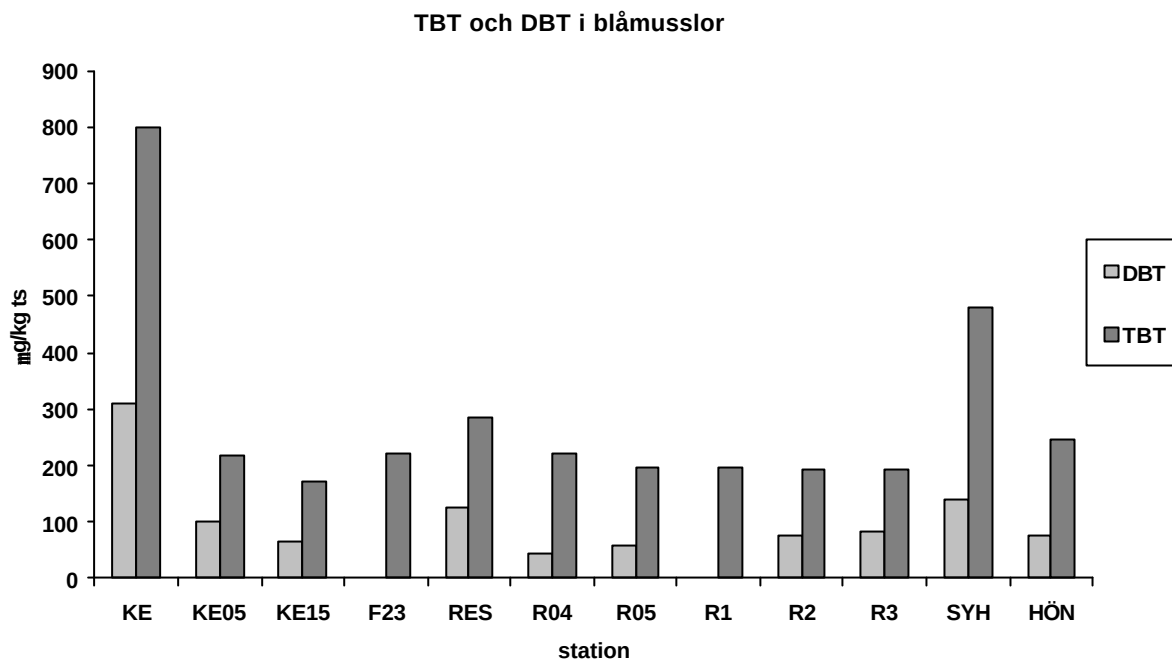
Resultaten visar att halterna TBT överskrider NOEC-värdet vid samtliga stationer (figur 6). De höga värdena gör att man inte kan utesluta negativa effekter på musslor och andra vattenlevande organismer. Halterna medför till exempel en påtaglig risk för hormonella störningar hos till exempel snäckor. Speciellt anmärkningsvärt är halten vid Höganäs, som avviker kraftigt jämfört med de andra stationerna och indikerar en hög belastning av lokal karaktär (figur 6). Även halterna i Lundåkrabukten och vid de danska mätstationerna är

mycket höga (figur 6). Stora hamnar, samt intensiv och tung båttrafik är bidragande orsaker till höga koncentrationer av TBT och DBT.



Figur 6. TBT-Sn och DBT-Sn (tennfraktionerna av TBT och DBT) i blåmusslor enligt undersökningar av Nordvästskånes kustvattenkommittè 2000 (Lundgren & Olsson, 2000), Öresunds vattenvårdsförbund 1999 (Lundgren, 2000), samt danska kustkontrollprogram 1999 (Angantyr et al., 1999). NOEC, no observed effect concentration, enligt OSPAR ligger på 6 $\mu\text{g/kg ts}$ för TBT (Naturvårdsverket, 1999). Mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 3.

Även TBT- och DBT-halterna i Helsingborgs kommun 1999 är anmärkningsvärt höga och värdena överskrider NOEC-värdet på 6 $\mu\text{g/kg ts}$ (Naturvårdsverket, 1999) för TBT vid samtliga mätstationer (figur 7). De uppmätta halterna är även höga i jämförelse med dem som uppmättes längs Bohuskusten 1997 och som ligger i intervallet 17-40 $\mu\text{g/kg ts}$ (Göransson et al., 2001). Speciellt anmärkningsvärd är halten vid mätstationen KE (i Kopparkvarnshamnen, se bilaga 4) (figur 7). Att områdena runt Öresund är så kraftigt belastade med TBT jämfört med Bohuskusten kan bero på att stora fartyg, som fortfarande tillåts använda TBT-haltiga båtbottnsfärger, är betydligt vanligare i Öresund än i Bohuslän. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder saknar värden för TBT i blåmusslor.



Figur 7. Uppmätta TBT- och DBT-halter i blåmusslor enligt Helsingborgs kommuns undersökning 1999 (Göransson et al., 2001) NOEC, no observed effect concentration, enligt OSPAR ligger på 6 mg/kg ts för TBT (Naturvårdsverket, 1999), vilket överskrids i samtliga fall. Mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 4.

Generellt sett är TBT-halten högre än DBT-halten i de undersökningarna som utförts i Skåne (figur 6 och 7). Detta tyder på att musslorna utsatts för föroreningar under senare tid.

Sammanfattningsvis kan man säga att de höga halterna i blåmusslor visar på att TBT-föroreningar fortfarande är ett mycket aktuellt miljöproblem i länets kustvatten.

Snäckor

På den svenska sidan av Öresund finns en enskild undersökning av TBT-innehållet, samt förekomsten av intersex (onaturligt könsbyte på grund av hormonella störningar), hos strandsnäckan (*Littorina littorea*) gjord vid Kullaberg och i Malmös industrihamn.

I undersökningen bedömdes påverkan av TBT med hjälp av intersex-index. Detta index delas in i fem steg, noll till fyra, där noll är en fullt normal hona (Sjögren, 2000). Honorna vid station M3 (Malmös inre industrihamn) visade ett intersex-index på 2,0, vilket betyder att honornas missbildningar är så allvarliga att de orsakar sterilitet. De uppmätta intersex-indexen, dvs. missbildningsförekomsten, minskade med avståndet från hamnen. Intersex-indexen vid mätstationerna Mölle och Arild var betydligt lägre (0,11-0,19) (Sjögren, 2000).

1998 ingick även intersex-undersökningar av nätsnäckan (*Hinia reticulata*) i det danska kontrollprogrammet utfört av danska kommuner och amter. Resultaten från undersökningen uttrycks som andelen påverkade snäckor. Två stationer i närheten av Köpenhamn visade 100 % intersex, mätstationen norr om Köpenhamns visade 54,84 % intersex (Angantyr et al., 1999). Dessa resultat överensstämmer med förhöjda halter TBT i blåmusslor på samma mätstationer.

Hormonella störningar hos känsliga organismer, som till exempel snäckor, är en direkt effekt av TBT-föreningar. Detta gör det lämpligt att använda snäckor som indikatororganismer för att kontrollera effekterna av TBT-belastningen. Resultaten från undersökningarna av olika snäckor visar att de i dagsläget är mycket påverkade av TBT-föreningar vilket motiverar regelbundna regionala undersökningar av intersex för att kontrollera utvecklingen.

Skrubbskädda

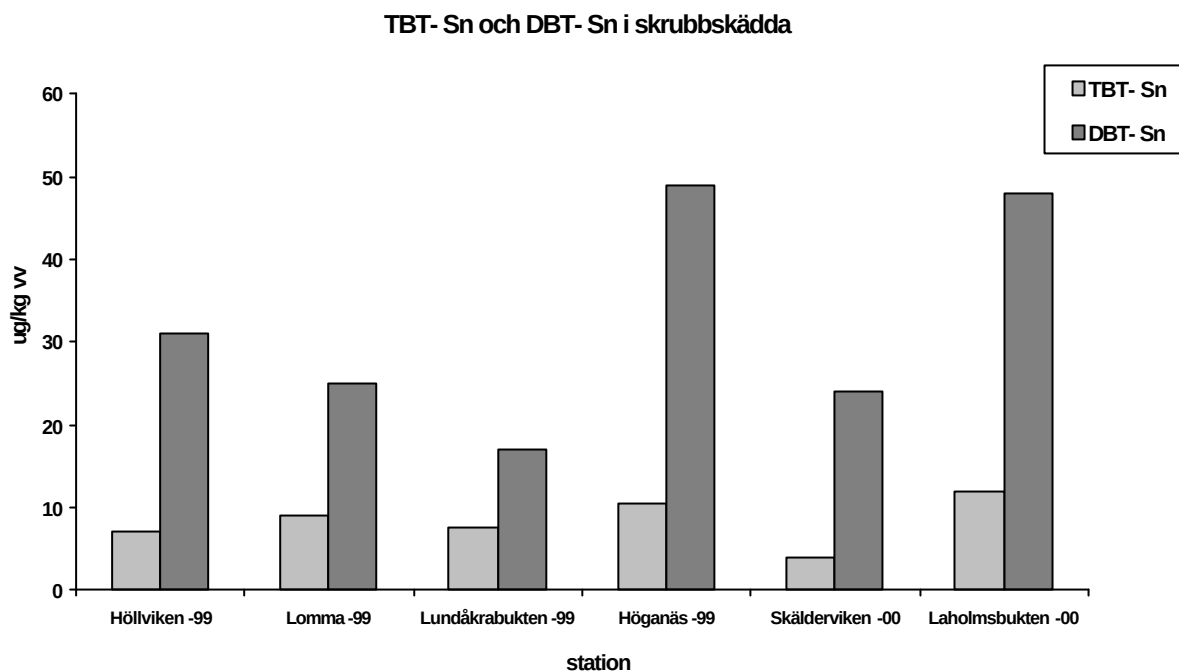
TBT- och DBT-analyser av skrubbskäddan ingår i Nordvästskånes kustvattenkommittés och Öresunds vattenvårdsförbunds respektive kontrollprogram.

Jämförbarhet

Samma metod har använts vid de olika undersökningarna, vilket gör dem direkt jämförbara.

Resultat

Halterna är mätbara och relativt höga på samtliga mätstationer, i synnerhet vid Laholmsbukten och Höganäs (figur 8), vilket överensstämmer med motsvarande mätningar i blåmusslor (figur 6). Halten DBT-Sn är betydligt högre än TBT-Sn, vilket tyder på att föreningarna härstammar från äldre föroreningskällor. Undersökningarna av halterna i blåmusslor visade på motsatt förhållande, vilket kan bero på att blåmusslor inte metaboliserar TBT lika effektivt som skrubbskäddor. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder saknar jämförelsedata för TBT och DBT för skrubbskäddor, vilket gör det svårt att bedöma den aktuella belastningssituationen jämfört med övriga Sverige.



Figur 8. TBT- och DBT-Sn (tennfraktionerna av TBT och DBT) i skrubbskädda enligt mätningarna utförda av Öresunds vattenvårdsförbund 1999 och Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000 (Lundgren, 2001). Mätstationernas geografiska lägen visas i bilaga 2.

Antalet undersökningar av TBT och DBT i biota är, liksom kunskapen om de långsiktiga effekterna, begränsade vilket motiverar en regelbunden kontroll i länet.

Sammanfattning:

- TBT och DBT är fortfarande mycket aktuella miljögifter.
- Data från de södra och de östra delarna av Skåne saknas.
- Kunskapen om de långsiktiga effekterna är begränsad och eftersom de data som finns tyder på höga halter, bör TBT-belastningen få mer uppmärksamhet av vattenvårdsförbunden och kontrolleras i alla delar av länet.
- Intersex-undersökningar av snäckor, som är den känsligast gruppen, är ett lämpligt sätt att studera TBT vilket borde utnyttjas av vattenvårdsförbunden.
- Resultaten från undersökningarna av blåmusslor bör uttryckas på fettviktsbasis för att underlätta jämförelser mellan olika undersökningar i länet, men även på torrviktsbasis för att kunna jämföras mot utarbetade NOEC-värden.

HCH

Hexaklorcyklohexan (HCH) är en organisk förening vilken används som insektsbekämpningsmedel. Vid tillverkningen av HCH bildas flera stabila och svårnedbrytbara former, α -HCH, β -HCH och γ -HCH, varav enbart den sistnämnde är verksamt mot insekter. I Sverige marknadsförs HCH under namnet Lindan. Denna kemikalie användes till en början som ersättningsmedel för DDT men förbjöds i slutet av 80-talet eftersom man kunde påvisa substansen i flertalet organismer. (Naturvårdsverket, 2001) HCH har hög akut giftighet för vattenorganismer (främst γ -HCH) och eftersom det är svårnedbrytbart kan det bioackumuleras i organismerna eller lagras i sedimenten. HCH är även giftigt för människor och andra djur. (Bernes, 1998)

Blåmusslor

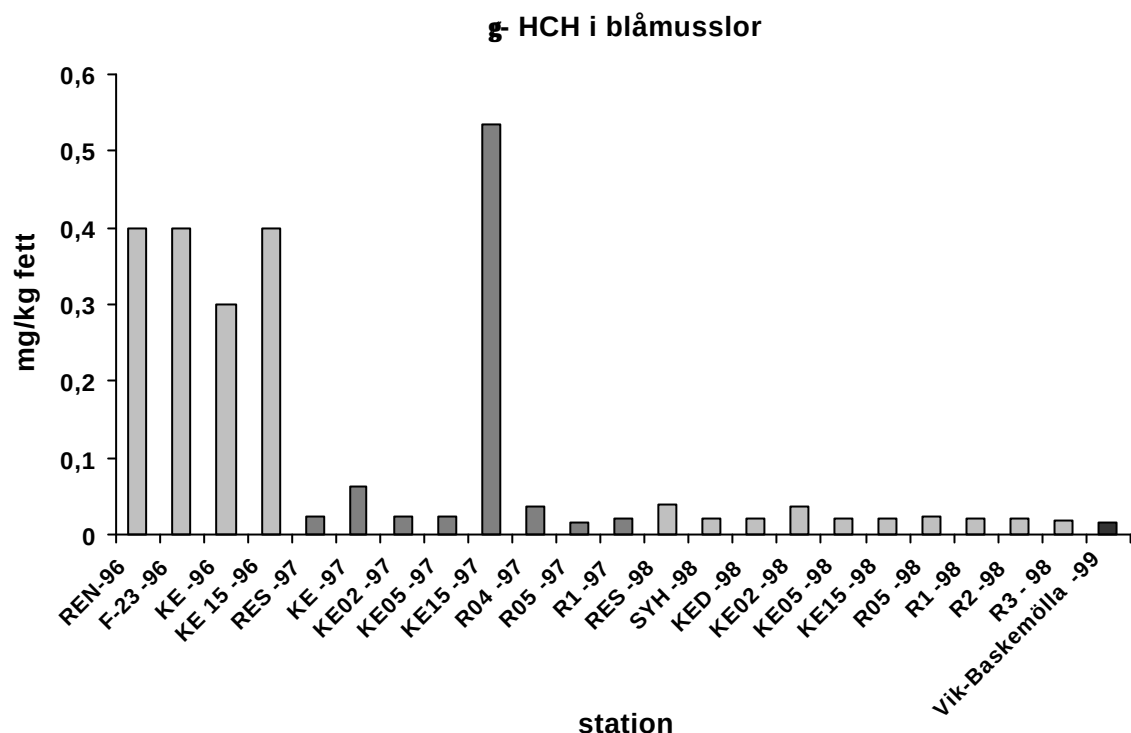
HCH har analyserats i blåmusslor av Helsingborgs kommun, samt av Åtgärdsgrupp Syd.

Jämförbarhet

Resultaten från de båda undersökningarna är jämförbara. De kemiska analysmetoderna kan variera något, men detta bedöms inte påverka jämförbarheten nämnvärt.

Resultat

Alla tre isomererna kunde påvisas i Helsingborgs undersökningar mellan 1995-1999, dock redovisas enbart γ -HCH grafiskt (figur 9). Halterna av samtliga isomerer har dock minskat under de senare åren och vid Helsingborgs kommuns undersökning 2000 kunde ingen av isomererna detekteras (Göransson et al., 2001). Eftersom det saknas jämförelsedata för HCH i blåmusslor är det svårt att bedöma hur utvecklingen sett ut i Skåne jämfört med övriga Sverige.



Figur 9. γ -HCH i blåmusslor enligt Helsingborgs kommun (Göransson & Karlsson, 1999) samt Åtgärdsgrupp Syd (Bignert et al., 2000). Vid undersökningarna påvisades även α -och β -HCH i samma storleksordning. Samtliga mätstationer förutom Vik-Baskemölla tillhör Helsingborgs kustkontrollprogram. Vid Helsingborgs analys av HCH 2000 låg halterna under detektionsgränsen (Göransson et al., 2001) Helsingborgs mätstationers geografiska läge visas i bilaga 4.

Enligt Åtgärdsgrupp Syds undersökning av mätstationer längs Östersjökusten har referensstationerna på västkusten betydligt högre halt av γ -HCH och högre kvot γ -HCH/summa-HCH än stationerna på östkusten. Förhållandet återspeglar förmodligen användningen av ren Lindan (γ -HCH) i Västeuropa, vilket påverkar västkusten i högre utsträckning än östkusten (Bignert et al., 2000).

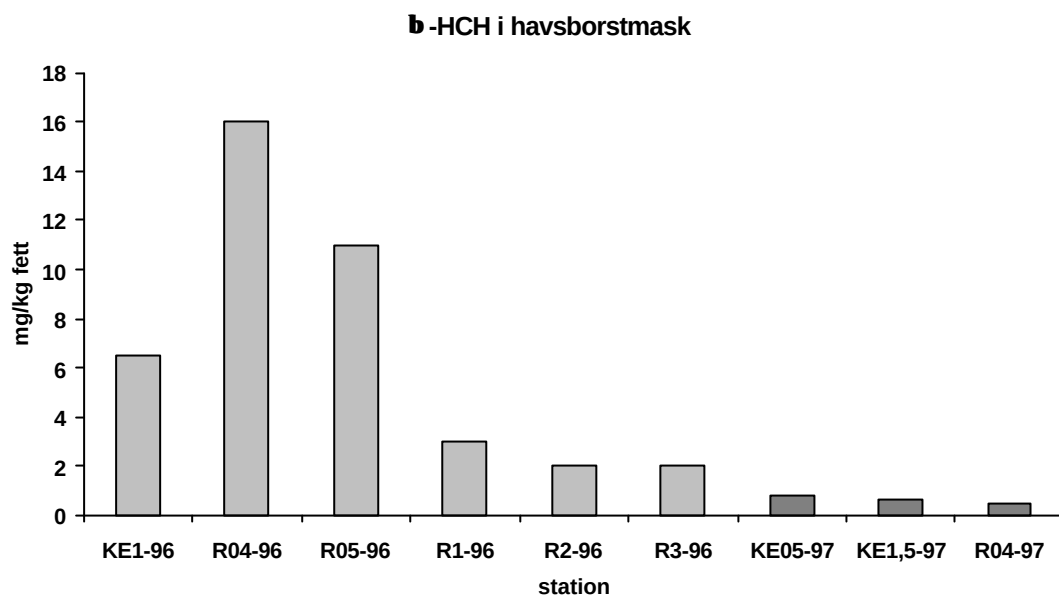
Havsborstmask

Helsingborgs kommun har även undersökt HCH-halterna i havsborstmask, som en del av deras kustkontrollprogram.

Resultat

Enligt Helsingborgs kommuns undersökningar 1996- 1997 verkar havsborstmasken ackumulera mer HCH än blåmusslan, vilket kan bero på att de representerar olika levnadssätt (figur 10). De höga halterna av β -HCH från 1996 kunde ej påvisas 1997 och sedan dess har

inga undersökningar utförts på just havsborstmasken eftersom beståndet under senare år ej varit tillräckligt stort.



Figur 10. β -HCH halter i havsborstmask enligt Helsingborgs kommun 1996-1997 (Göransson & Karlsson, 1998). Efter 1997 har inga undersökningar av havsborstmasken utförts. Den höga halten från 1996 misstänks vara en misstolkning av resultaten eftersom flera andra ämnen likar β -HCH (Göransson & Karlsson, 1997).

Halterna från 1996 misstänks vara missvisande på grund av att man hittade flera ämnen som likar β -HCH. Vid undersökning av β -HCH i torsklever från Rååns mynningsområde under 1996 kunde ämnet inte detekteras (Göransson & Karlsson, 1997). Referensvärden för havsborstmask saknas vilket gör att enbart en relativ jämförelse är möjlig. Naturvårdsverket har däremot upprättat bedömningsgrunder för HCH-halter i lever från abborre, tånglake samt sill/strömming

Sammanfattning:

- Enbart ett begränsat antal undersökningar är utförda.
- Det finns utarbetade bedömningsgrunder för HCH- halter i olika fiskarter, vilket motiverar att dessa bör användas som indikatororganismer. Undersökningar av HCH-halter i fisk saknas i Skåne.
- Data från syd- och östkusten saknas.
- Enligt Helsingborgs kommuns mätningar har HCH-halten i blåmusslor minskat under de sista åren.

HCB

HCB (hexaklorbensen) är ytterligare ett klorerat kolväte som har hög fettlöslighet, persistens och giftighet, det är dessutom relativt flyktigt. I Sverige användes tidigare HCB för att behandla utsäde i syfte att förhindra svampangrepp. Användningen upphörde i början av 80-talet. HCB återfinns dock fortfarande i höga halter ute i naturen, vilket främst beror på att det även bildas som förorening vid till exempel klorframställning, avfallsförbränning och tillverkning av klorhaltiga lösningsmedel. (Bernes, 1998)

När HCB metaboliseras i levande organismer kan andra giftiga ämnen som till exempel pentaklorfenol bildas. Många organismer har dock svårt att överhuvudtaget metabolisera HCB, vilket gör att ämnet har mycket hög potential att bioackumuleras. (Ectoxnet, 2001)

Blåmusslor

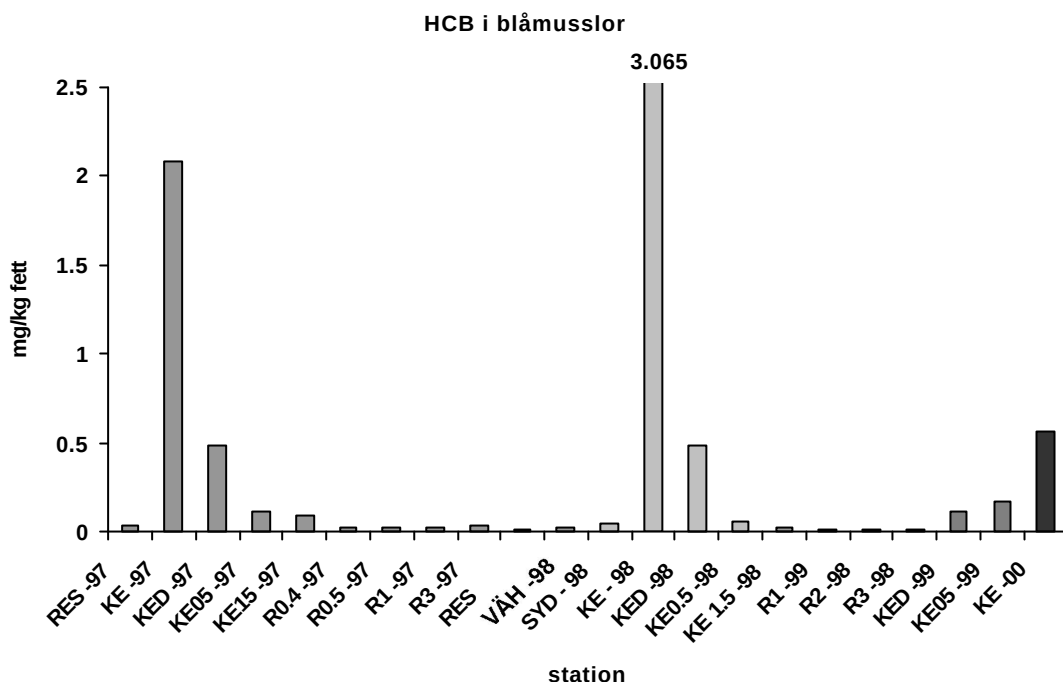
HCB har under senare år analyserats i blåmussla av Helsingborgs kommun. Det har även analyserats som tillfällig mätparameter av Öresunds vattenvårdsförbund och av Åtgärdsgrupp Syd.

Jämförbarhet

Samtliga undersökningar är jämförbara (se bilaga 1).

Resultat

I Helsingborgs kommuns undersökningar 1997 och 1998 kunde mycket höga halter av HCB detekteras, framförallt i Kopparverkshamnen (mätstation KE, figur 11). Eftersom halterna minskat med avståndet från hamnen har det förmodligen handlat om en lokal föroreningskälla (figur 11). Mätningarna från 1999 och 2000 visar att halterna över lag har minskat (enbart de mätstationer där HCB kunde detekteras redovisas grafiskt i figur 11). Kopparverkshamnen är dock fortfarande mer utsatt för HCB än övriga mätstationer (Göransson et al., 2001).



Figur 11. HCB-halten i blåmusslor enligt mätningar utförda på uppdrag av Helsingborgs kommun 1997- 2000 (Göransson et al., 2001). Vid 1999- och 2000-års mätningar kunde HCB enbart detekteras vid ett fåtal mätstationer, övriga halter låg under detektionsgränsen. Även halterna i Öresunds vattenvårdsförbunds undersökning 1999 låg under detektionsnivå (Lundgren & Olsson, 2000). Stationernas geografiska placering visar i bilaga 3 och 4.

Helsingborgs kommun gjorde en noggrannare undersökning av Kopparverkshamnen under 1999 och 2000 (data från denna undersökning redovisas ej grafiskt). Den högsta halten vid denna specifika undersökning av Kopparverkshamnen uppmättes i de musslors som befann sig intill ett rör som mynnade ut i östra delen av hamnen. De höga halterna från 1998 upprepas dock inte (Göransson & Karlsson, 1999). Mätningarna utförda av Öresunds vattenvårdsförbund 1999, låg under detektionsnivå (Lundgren & Olsson, 2000).

Vid Åtgärdsgrupp Syds undersökning av HCB-halten i blåmusslor vid mätstationen i Vik-Baskemölla 1999, uppmättes en halt på 6,6 ng/g fett (Bignert et al., 2000). Halten avvek inte från vad som uppmättes vid Åtgärdsgrupp Syds andra mätstationer längs Östersjökusten men var högre än halterna som uppmättes i musslorna vid Åtgärdsgrupp Syds referenslokaler (belägna på västkusten) (Bignert et al., 2000).

NOEC-värden för HCB i blåmusslor saknas vilket gör det svårt att bedöma hur känsliga organismer kan påverkas av uppmätta halter. Man vet dock att HCB har hög potential att bioackumuleras vilket bidrar till att ämnet riskerar att anrikas i näringskedjan.

Skrubbskädda och andra fiskar

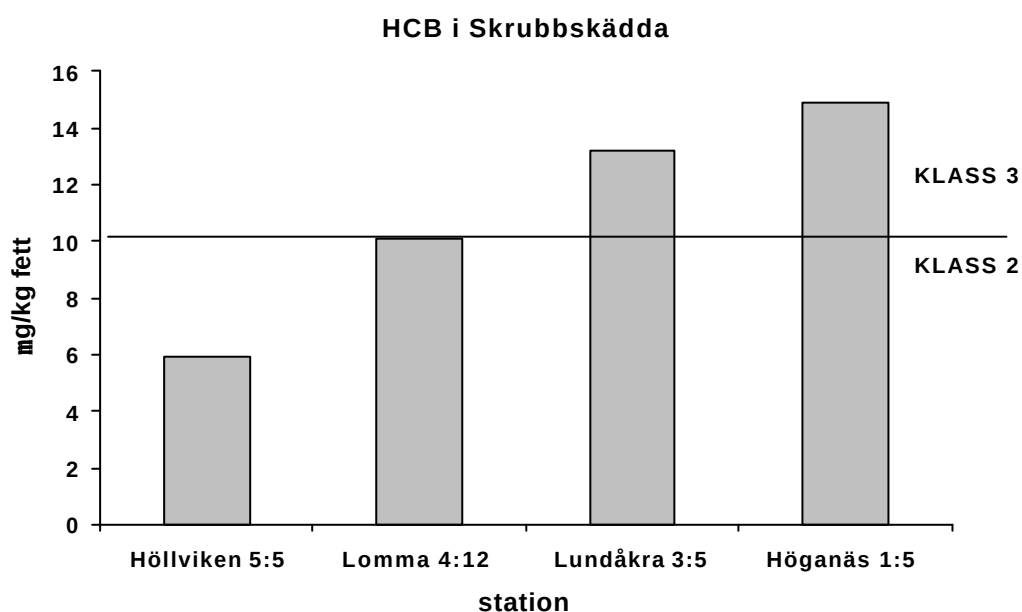
Helsingborgs kommun har analyserat HCB i skrubbskädda, sandskädda, torsk och ål. Öresunds vattenvårdsförbund har gjort en tillfällig mätning av HCB i skrubbskädda.

Jämförbarhet

Resultaten från de olika undersökningarna är inte direkt jämförbara eftersom Helsingborgs kommun analyserar muskelprover medan Öresunds vattenvårdsförbund analyserar leverprover (se bilaga 1).

Resultat

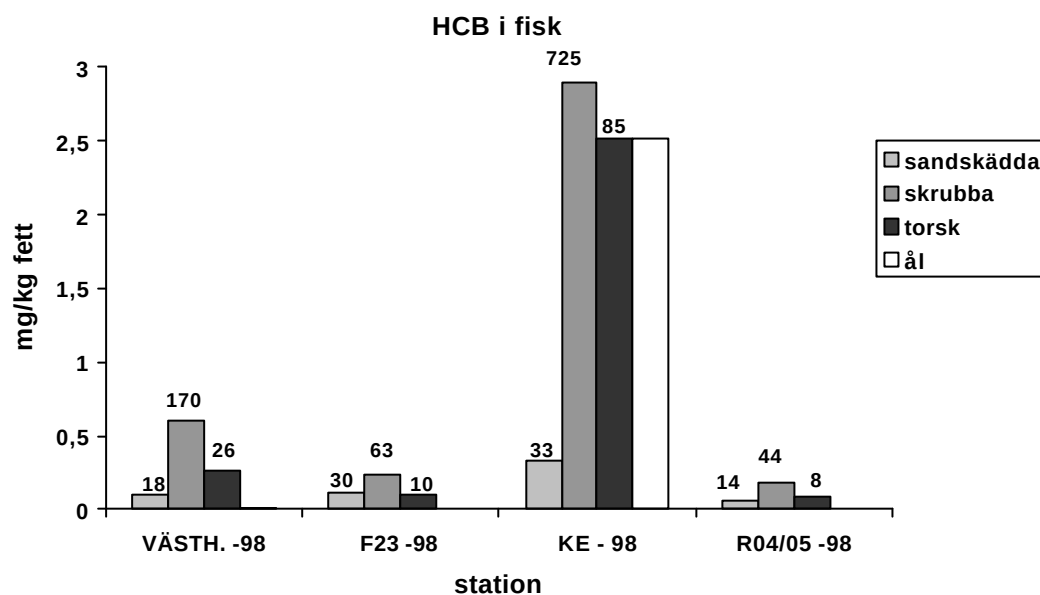
Halterna HCB i skrubbskädda runt Öresund är inte anmärkningsvärt höga i jämförelse med tillståndsklasserna för tånglake (figur 12). Däremot är halterna uppmätta av Helsingborgs kommun betydligt högre (figur 13).



Figur 12. Halter av HCB i lever hos skrubbskädda analyserade av Öresunds vattenvårdsförbund 1999 (Lundgren & Olsson, 2000). Naturvårdsverkets tillståndsklassning gäller tånglake i Östersjön. Klass 2 = låg halt, 0-0,01 mg/kg fettvikt, klass 3 = medelhög halt, 0,01-0,03 mg/kg fettvikt (Naturvårdsverket, 1999).

Eftersom tillståndsklassningen utgår från leverprover är det enbart Helsingborgs uppmätta halter i torsk (figur 13) som kan jämföras med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Gränsen för klass 5 (mycket hög halt) för abborre i Östersjön ligger på 0,01 mg/kg och för tånglake på 0,1 mg/kg fettvikt (Naturvårdsverket, 1999) De uppmätta halterna i torsklever

skulle således klassificeras som mycket höga (figur 13). För samtliga fiskarter har de högsta halterna påvisats vid Kopparverkshamnen (mätstation KE, figur 13) vilket tyder på att aktiviteter i hamnområdet orsakat utsläpp av HCB. Resultaten från fiskundersökningen överensstämmer med resultaten från motsvarande undersökning av blåmusslor. Eftersom inga fiskundersökningar har genomförts efter 1998, kan man inte säkerställa att halterna i fisk minskat på samma sätt som i musslor (figur 11). Det saknas NOEC-värden för HCB i fisk, vilket gör effekterna av de höga halterna svårbedömda.



Figur 13. Halterna HCB i muskelprover (med undantag för torsk som är leverprov), uppmätta av Helsingborgs kommun. Siffrorna ovan staplarna anger kontamineringsfaktorn för respektive fiskart, dvs. kvoten mellan uppmätta halter och jämförvärden från det nationella övervakningsprogrammet (Fladen och Väderöarna 1994 resp. 1997) (Göransson & Karlsson, 2000). Mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 4.

Sammanfattning:

- **Trots att HCB inte längre används som fungicid eller inom den kemiska industrin har man uppmätt höga halter i vissa organismer, vilket motiverar att ämnet fortfarande uppmärksammas.**
- **Det saknas data från syd- och östkusten.**
- **Få regelbundna mätningars utförs.**
- **Höga halter har påträffats i blåmusslor, men resultaten från de sista årens mätningar pekar på en nedåtgående trend.**
- **Regelbundna fiskundersökningar bör genomföras.**
- **För att underlätta jämförelser med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder bör halterna undersökas i fiskarnas lever och uttryckas i mg/kg fett.**

Klorfenoler, klorguajakoler och extraherbart organiskt klor (EOCl)

Eftersom pappersmassa tidigare blektes med hjälp av klorgas bestod en stor del av det organiska avfallet från massaindustrier av klorerade ämnen. Majoriteten av dessa föreningar är fortfarande oidentifierade. Sedan mitten på 80-talet har massaindustrier successivt gått över till andra blekmedel, men en stor del av de klorerade ämnen som släppts ut finns fortfarande kvar i miljön på grund av att de är mycket svårnedbrytbara. Vissa klorerade föreningar frigörs ur utsläppta vedämnen efterhand som dessa bryts ner. Exempel på sådana ämnen är klorfenoler och klorguajakoler vars halter ofta analyseras i organismer och sediment för att undersöka massaindustriens miljöpåverkan (Bernes, 1998). Ett annat sätt att mäta mängden klorerade föreningar är att analysera Extraherbart Organiskt Klor (EOCl). Enbart en liten del av de ämnen som bidrar till EOCl är kända, varav ca 1 % utgörs av klorfenoler (Tobiasson et al., 1999).

Många organiska klorföreningar är persistenta och giftiga för levande organismer. I vissa fall bryts organiska klorföreningar ner av bakterier i sedimenten. Nedbrytningen kan leda till att ännu giftigare och mer bioackumulerbara ämnen bildas.(Bernes, 1998)

Blåmusslor

Analys av klorfenoler, klorguajakoler och EOCl ingår i vattenvårdsförbundet för Västra Hanöbuktens kontrollprogram. Klorfenoler har även analyserats utanför Lernacken på uppdrag av Öresundskonsortiet 1995 och 1997.

Jämförbarhet

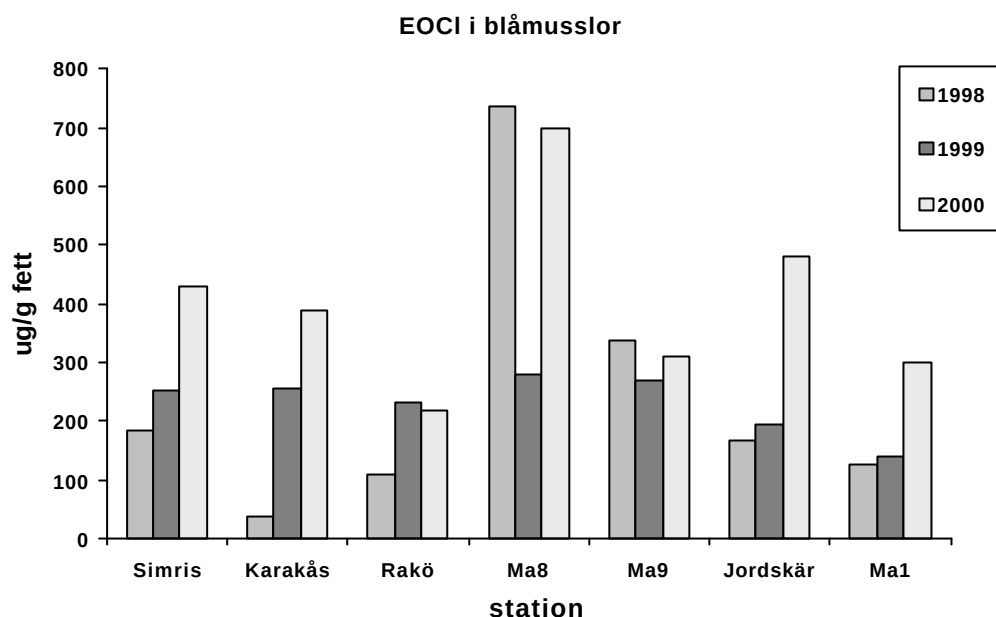
Undersökningar är inte jämförbara eftersom man tittat på olika klorfenoler och uttryckt resultaten i olika enheter (se bilaga 1).

Resultat

Sedan Västra Hanöbuktens kontrollprogram infördes 1998 har halterna av klorfenoler och klorguajakoler legat under detektionsgränsen. Enligt ansvarigt laboratorium har mängden musselkött varit för liten för att analysen skall kunna utföras på ett tillfredställande sätt, vilket gör resultaten osäkra. (Tobiasson & Wickström, 2001)

Vid Öresundskonsortiets mätningar kunde diklorfenoler detekteras på 7 av 11 mätstationer under 1995 (Birklund & Petersen, 1998). Halterna låg mellan 0,5-20,7 µg/kg vv. Generellt var halterna av diklorfenoler något högre under 1997. Halter av triklorfenoler kunde detekteras på 4 av 11 mätstationer i intervallet 0,5-4,9 µg/kg vv, under 1995. Halterna 1997 låg under detektionsgränsen och bedöms således vara låg (Birklund & Petersen, 1998). Det saknas bedömningsgrunder för di-och triklorfenoler i blåmusslor vilket gör tillståndet svårbedömt.

Halterna av EOCl har däremot varit mätbara på samtliga mätstationer. De högsta halterna är uppmätta utanför Mörrums bruk (mätstation Ma 8, fig.14), vilket tyder på att tidigare utsläpp påverkar miljön i närheten. Det sista årets mätningar visar generellt de högsta halterna av EOCl (figur 14).



Figur 14. Extraherbart organiskt klor, EOCl, i blåmusslor enligt mätningar utförda på uppdrag av Blekingekustens vattenvårdsförbund, tillsammans med vattenvårdsförbundet för Västra Hanöbukten. (Tobiasson & Wickström, 1999 & 2000). Bedömningsgrunder och NOEC-värden för EOCl saknas. De skånska mätstationernas (Simris, Karakås oh Rakö) geografiska position visas i bilaga 3. Övriga mätstationer ligger i Blekinge.

Naturvårdsverket har inte upprättat bedömningsgrunder för EOCl vilket gör det svårt att jämföra halterna med andra platser. Eftersom man ändå kan detektera halter upp till 750 µg/g fett kan man fastställa att det finns en mängd extraherbart organiskt klor närvarande i miljön, majoriteten kommer från oidentifierade klorerade ämnen. De långsiktiga effekterna av de uppmätta halterna är oklara. Eftersom trenden tyder på en ökning snarare än en minskning bör miljöpåverkan från massafabrikerna uppmärksammas även i fortsättningen.

Sammanfattning:

- Enbart enstaka undersökningar är utförda på klorfenoler och klorguajakoler, dessutom har resultaten hittills varit osäkra på grund av för små mängder analysmaterial.
- EOCl-halten ökar, vilket motiverar fortsatta mätningar.
- Bedömningsgrunder saknas, vilket gör resultaten svårtolkade.
- Svårt att jämföra resultaten från Västra Hanöbukten med andra platser i Skåne eftersom EOCl ofta mäts för att undersöka påverkan från pappersindustrier.

Polycykliska aromatiska kolväten, PAH-föreningar

PAH-föreningar tillhör de ämnen som uppkommer som oönskade biprodukter vid olika tillverknings- och förbränningsprocesser. De utgör dessutom en del av komponenterna i råolja. Kreosot, som framställs ur stenkolkstjära, består huvudsakligen av PAH-föreningar. PAH-föreningar är generellt sett fettlösliga, stabila och i vissa fall bioackumulerbara. I vattenmiljön binds dessa ämnen till sedimenten där de kan vara mycket persistenta (Bernes, 1998).

Flera PAH-föreningar är cancerframkallande och förekommer i mätbara koncentrationer i de flesta miljöer. Flertalet djurgrupper kan metabolisera PAH-föreningar relativt snabbt, problemet är att vissa metaboliter kan vara mycket reaktiva och i sin tur kan orsaka genetiska skador (Bernes, 1998).

Blåmusslor

Musslor kan inte metabolisera PAH-föreningar i någon högre utsträckning, vilket gör dem lämpliga att använda när man vill undersöka belastningen av PAH-föreningar (Bernes, 1998). Analys av 16 olika PAH-föreningar i blåmusslor ingår i Nordvästskånes kustvattenkommittés, Sydkustens- och Öresunds vattenvårdsförbunds respektive kontrollprogram. Dessutom har halterna av PAH-föreningar i blåmusslorna undersökts av danska amter och kommuner (Overvågning af Øresund).

Jämförbarhet

Metoderna i undersökningarna är jämförbara, men resultaten uttrycks i olika enheter ($\mu\text{g/g}$ vv resp. $\mu\text{g/g}$ ts). De kemiska analysmetoderna skiljer sig åt, men detta bör ej påverka jämförbarheten. Samma PAH-föreningar undersöks i Nordvästskånes kustvattenkommittés, Sydkustens- och Öresunds vattenvårdsförbunds respektive kontrollprogram, vilket gör resultaten jämförbara under förutsättning att de redovisas i samma enhet (se bilaga 1). Det danska kontrollprogrammet analyserar betydligt fler PAH-föreningar än de svenska, vilket gör att totalhalterna inte är direkt jämförbara (se bilaga 1).

Resultat

När det gäller mätningarna 1998 vid sydkustens stationer översteg halterna detektionsgränsen för endast två av de sexton analyserade PAH-föreningarna. Koncentrationen flourantren uppmättes till 0,01 µg/g vv i Abbekås. Halterna av fenantren uppmättes till 0,020 µg/g vv vid Abbekås och Svarte, samt 0,03 µg/g vv vid Stavsten (Lundgren & Sjölin, 1998).

I Öresund 1999 låg halterna under detektionsnivå för alla undersökta PAH-föreningar vid samtliga mätstationer (Lundgren & Olsson, 2000). Det samma gäller för mätningarna i nordvästra Skåne 2000, med undantag för ett replikat från Görslövsåns mynning som uppvisade en pyren-halt på 0,25 mg/kg ts vilket kan jämföras med OSPAR NOEC värde 6,6 mg/kg ts (Lundgren, 2001). Pyrenhalten kan alltså bedömas vara låg.

På den danska sidan uppmättes 1999 fenantrenhalter mellan 0,015-0,03 µg/g vv i Lynette, Vedbaek och Dragør, vilka var de högsta halterna av enskilda PAH-föreningar som analyserades i den danska undersökningen. Totalhalter av PAH-föreningar i den danska undersökningen varierade mellan 0,120-0,190 µg/g vv. (Angantyr et al, 2000).

OSPAR har definierat preliminära NOEC-värden för ett antal PAH-föreningar: naftalen 1,3 mg/kg ts, fenantren 17 mg/kg ts, antracen 0,02 mg/kg ts, bens(a)pyren 8,5 mg/kg ts och pyren 6,6 mg/kg ts (Naturvårdsverket, 1999). Majoriteten av resultaten från ovanstående undersökningar uttryckts i mg/kg vv och är därför inte direkt jämförbara med dessa NOEC-värden.

Eftersom halterna för varje enskild PAH-förening generellt ligger under detektionsgränsen är den totala belastningen mycket svårbedömd. Det finns en risk att den totala PAH-halten kan vara klart förhöjd utan att det går att säkerställa genom att mäta på enskilda PAH-föreningar (Lundgren & Sjölin, 1998).

Skrubbskädda

Analys av PAH-föreningar i skrubbskädda ingår i kontrollprogrammen för Öresunds vattenvårdsförbunds och för Nordvästskåne kustvattenkommittés. Dessutom har två enskilda undersökningar utförts på uppdrag av Lomma respektive Landskrona kommun.

Jämförbarhet

Samtliga resultat är inte jämförbara. Inom kontrollprogrammen i Öresund och Nordvästskåne analyseras leverprover med samma analysmetoder, vilket gör dem jämförbara. Lomma och Landskrona kommun har däremot analyserat muskelprover, vilket bidrar till att deras resultat inte är direkt jämförbara med resultaten erhållna av Öresunds vattenvårdsförbund och Nordvästskånes kustvattenkommitté (se bilaga 1).

Resultat

Halterna i skrubbskäddor i Lundåkrahamnen och Lommabukten 1996 låg under detektionsgränsen för samtliga 16 föreningar, med undantag för flouranten som uppmättes till 0.01-0.02 µg/g vv vid mätstationerna Höllviken, Spillepeng och Saltviken (Toxicon ^a, 1998). Vid undersökningen av skrubbskäddor i Öresund 1999 låg samtliga 16 PAH-föreningar under detektionsgränsen (Lundgren & Olsson, 2000). Nordvästskånes kustvattenkommitté har ännu inte genomfört någon analys eftersom att det insamlade materialet vid undersökningstillfället ej var tillräckligt stort (Lundgren, 2001).

De låga halterna beror endera på liten belastning av PAH-föreningar eller att fiskarna har förmåga att metabolisera PAH-föreningar i cellerna. Metaboliterna kan dock, som tidigare nämnts, vara mer reaktiva och giftiga än ursprungsämnet.

Sammanfattning:

- **Data från östra delarna av kusten saknas helt och hållet.**
- **Jämförbarheten försämras när det gäller undersökningarna av skrubbskädda eftersom resultaten presenteras i olika enheter och analyserna antingen är utförda på lever- eller muskelprover.**
- **För att kunna jämföra med NOEC-värden och underlätta jämförelser mellan olika undersökningar i länet bör resultaten från analyser av musslor presenteras på både torrvikts- och fettviktsbasis.**
- **Eftersom det har visat sig vara svårt att detektera enskilda PAH-föreningar kan framtida analyser av metaboliterna vara mer intressant.**

EROD och ALAT/ASAT

EROD-analyser bygger på att man mäter aktiviteten hos cellernas enzymsystem cytokrom p-450. Detta enzymsystem spelar en viktig roll i metabolismen av främmande ämnen, som till exempel PAH-föreningar, plana PCB och dioxiner. Vid exponering av dessa ämnen induceras tillverkningen av vissa enzymer i enzymsystemet och EROD-aktiviteten ökar. När det sker en ökning av EROD aktiviteten måste cellerna arbeta hårdare och använda mer energi till att upprätthålla normala förhållanden. (Toxicon ^b, 1998)

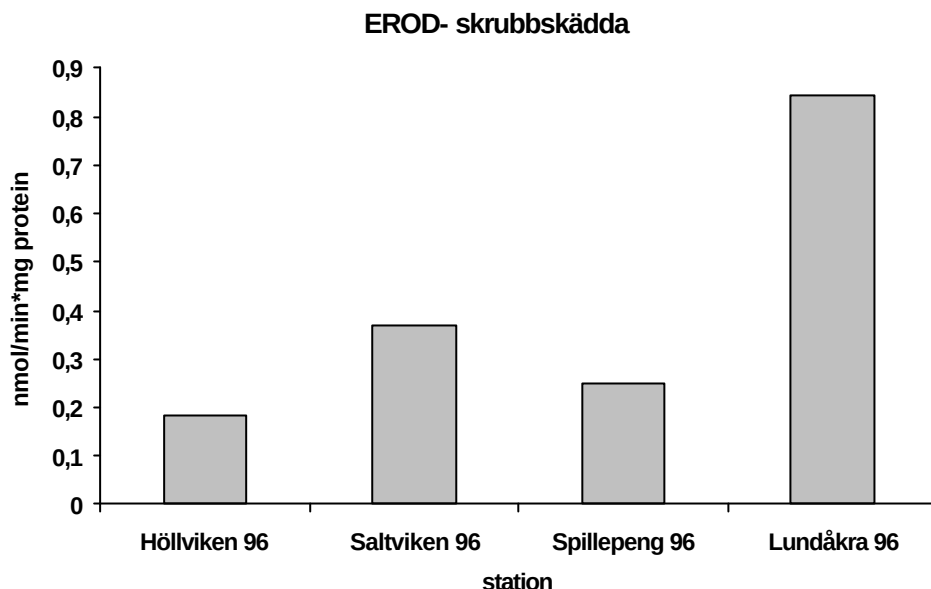
Alanintransaminans (ALAT) och aspartattransaminas (ASAT) är enzymer som katalyserar omvandlingen av aminosyror och alfa-ketosyror. När det har skett skador på cellerna läcker dessa enzymer ut till blodet där man således kan mäta förhöjda halter. ALAT/ASAT-mätningar i blodserum är en relativt ny parameter när det gäller fiskhälsoundersökningar. (Toxicon ^b, 1998).

Skrubbskädda

För att belysa föroreningssituationen i Öresund genomfördes en hälsoundersökning av skrubbskädda på uppdrag av Lomma och Landskrona kommun 1996. Man undersökte bland annat EROD-aktiviteten i lever samt ASAT- och ALAT-aktiviteterna i blodserum.

Resultat

EROD-aktiviteten visade sig vara 2-5 ggr högre i Lundåkrahamnen jämfört med de andra områdena i Öresund (figur 15). Detta indikerar en extra hög exponering av organiska miljögifter. Resultaten kan inte kopplas till en speciell förorening, utan får tolkas som en återspeglning av den totala föroreningssituationen. I den makroskopiska bedömningen som gjordes av frekvensen parasiter och morfologiska förändringar avvek dock inte skrubbskäddorna från Lundåkrahamnen från övriga fiskar. Detta innebär att man inte kan se några toxiska effekter på individnivå (Toxicon ^a, 1998). Det saknas nationella bedömningsgrunder för EROD-aktiviteten, vilket gör tillståndet, jämfört med andra platser, svårbedömt.



Figur 15. EROD-aktiviteten i skrubbskädda på olika mätstationer i Öresund. Analyserna är utförda på uppdrag av Lomma respektive Landskrona kommun 1996. Undersökningarna är av enskild karaktär, kontrollprogrammen utför inga likande analyser på skrubbskäddan.

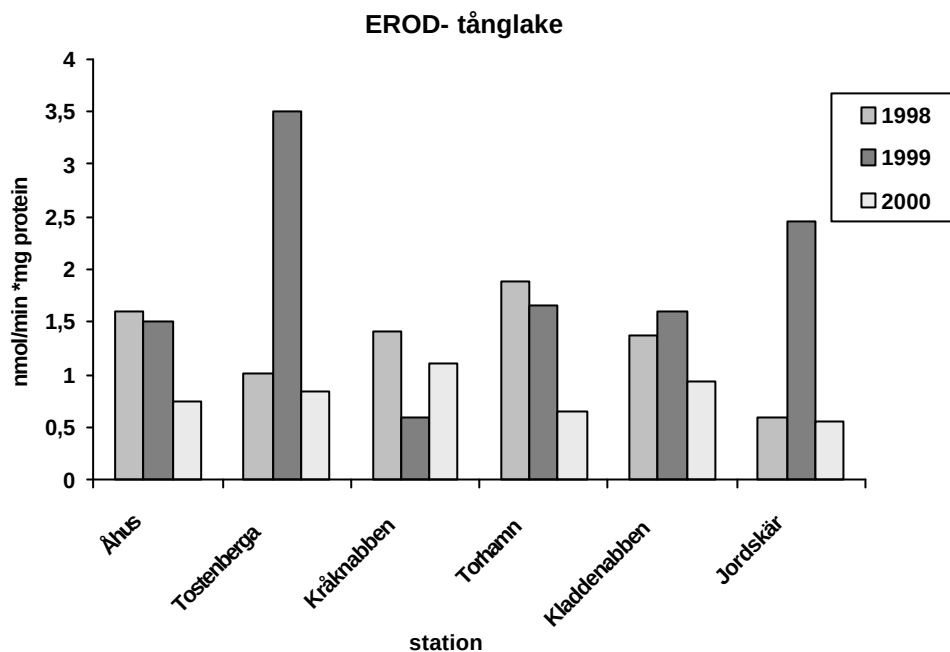
När det gäller ALAT och ASAT var aktiviteten signifikant högre i Saltviken, vilket tyder på att fiskarna är utsatta för en viss stress på cellulär nivå. Detta kan dock ej kopplas till motsvarande halter av PCB eller PAH-föreningar i fiskarnas muskler och anledningen till den cellulära stressen är oklart. Man har inte heller sett några toxiska effekter på individnivå (Toxicon ^b, 1998). Även för ALAT/ASAT-aktivitet saknas nationella bedömningsgrunder.

Tånglake

Inom det samordnade kontrollprogrammet för Blekinge och Västra Hanöbukten infördes 1998 fiskfysiologiska undersökningar av tånglake med bland annat mätningar av EROD-aktiviteten i lever och ASAT/ALAT-aktiviteterna i blodserum. EROD har visat sig vara en mycket känslig parameter när det gäller att undersöka biologiska effekter av utsläpp från pappersmassaindustri (Toxicon ^a, 1998). Västra Hanöbukten är recipient för utsläppen från två pappersbruk.

Resultat

Man har inte kunnat se någon förhöjd EROD-aktivitet i recipientområdena (Jordskär, Kladdenabben, Tosteberga, Kråknabben) jämfört med referenslokalerna (Torhamn och Århus) under de år mätningarna pågått, vilket tyder på att tånglaken utanför pappersbruken inte är speciellt påverkad av utsläpp av aktivitetshöjande ämnen (figur 16).



Figur 16. EROD-aktiviteten, ett mått på avgiftningen av främmande ämnen, hos tånglake vid mätstationer i Västra Hanöbukten (Lundgren et al.1999, 2000, 2001). Nationella bedömningsgrunder för EROD-aktiviteten saknas, så jämförelsen har gjorts mellan recipientstationerna Jordskär, Kladdenabben, Tosteberga, Kråknabben och referensstationerna Torhamn och Åhus. De skånska mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 2. Övriga mätstationer ligger i Blekinge.

I mätningarna av ASAT- och ALAT-aktiviteter har man inte kunnat se några indikationer på cellmembranskador på någon av platserna (Lundgren et al., 2001). Man har heller inte kunnat se några tecken på patologiska förändringar i lever, leverförstoring eller försämrad kondition hos fiskar vid recipientstationerna jämfört med fiskar från referensstationerna (Lundgren et al., 2001).

Sammanfattning:

- EROD-aktiviteten är en känslig parameter som är mycket lämplig att använda i kombination med mätningar av halterna organiska miljögifter.
- Inom den samordnade kustvattenkontrollen har ett fåtal undersökningar hittills utförts, vilket innebär ett litet jämförelsematerial för denna sammanställning. Dock finns tidigare undersökningar utförda av enskilda industrier.
- Fiskfysiologiska undersökningar bör användas i högre utsträckning av vattenvårdsförbunden eftersom det är en känslig analysmetod.

PCB

Polyklorerade bifenyler (PCB) är stabila ämnen med låg flyktighet som började produceras redan på 20-talet. De har genom åren haft ett brett användningsområde, bland annat som mjukgörare i färger och isoleringsolja i transformatorer. Det finns 209 olika kongener (varianter) av PCB. Vilka egenskaper en viss PCB-kongen har beror på hur många kloratomer som molekylén innehåller, samt var dessa är placerade. Persistensen, fettlösligheten och därmed även bioackumulerbarheten ökar med ökad kloreringsgrad (ökat antal kloratomer). Eftersom de enskilda PCB-kongenerna har olika egenskaper kan de orsaka skador av olika typ och omfattning. De kan bland annat påverka nervsystemet, fortplantningen och det endokrina systemet. Nedbrytningen av PCB-kongener leder i flera fall till att oönskade metaboliter bildas. Dessa kan hållas kvar i kroppen, istället för att utsöndras. (Bernes, 1998)

I allmänhet minskar andelen lågklorerade kongener snabbare än högklorerade ute i miljön. Förhållandet mellan halterna av hög- respektive lågklorerade kongener kan därmed ge en indikation på PCB-föroreningars ålder. (Bernes, 1998)

PCB är i dagsläget ett av de mest undersökta miljögifterna. Trots att så många analyser är utförda är långt ifrån alla jämförbara på grund av att det råder oenighet om vilka kongener som ska ingå i PCB-analyser, samt hur resultaten skall presenteras. Det finns nämligen olika sätt att definiera summa-PCB (s-PCB). Tidigare var det vanligt att mäta totalmängden PCB, vilket brukar skrivas som s-PCB, men på senare år har man övergått till att mäta sju specifika kongener. Dessa sju kongener brukar ofta gå under namnet ”dutch seven”, och summan av dessa brukar uttryckas som s-PCB(7). Totalhalten PCB (s-PCB) är ca 3-4 ggr högre än summan av de sju specifika kongenerna, s-PCB(7) (Olsson, 2001).

Blåmussla

Undersökning av halterna PCB i blåmussla ingår i Helsingborgs kommuns, Nordvästskånes kustvattenkommittés, Sydkustens- och Öresunds vattenvårdsförbunds respektive kontrollprogram. Analyser av PCB i blåmussla ingår även i danska amter och kommuners kontrollprogram (Övervakning af Øresund). Ett antal enskilda undersökningar av blåmussla har dessutom genomförts av Öresundskonsortiet och Åtgärdsgrupp Syd.

Jämförbarhet

Samtliga utförda undersökningar är inte jämförbara eftersom vissa har analyserat s-PCB medan andra har analyserat s-PCB(7).

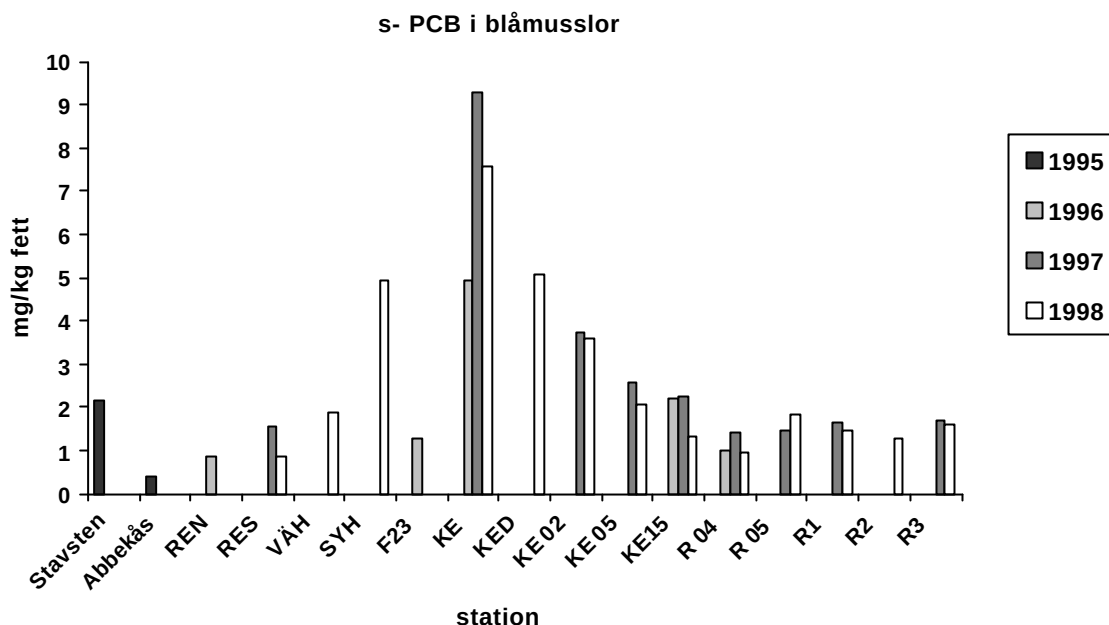
Resultaten från Sydkustens vattenvårdsförbunds undersökning 1995 är jämförbara med resultaten från Helsingborgs kommuns undersökningar 1996-1998 (se bilaga 1). I dessa undersökningar har s-PCB analyserats.

I Sydkustens vattenvårdsförbunds undersökning från 1998 samt i Helsingborgs kommuns undersökningar efter 1998 har de sju specifika kongenerna, s-PCB(7) analyserats. Dessa har även undersökts av Öresunds vattenvårdsförbund 1999 och Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000. Resultaten från samtliga ovan nämnda undersökningar är således jämförbara. Nordvästskånes kustvattenkommitté, Öresunds- och Sydkustens vattenvårdsförbunds har dock valt att presentera halterna av enskilda kongener, vilket inte gjorts av Helsingborgs kommun.

I Öresundskonsortiets undersökningar har PCB(7) analyserats, men resultaten har ej uttrycks i samma enhet som vattenvårdsförbunden, vilket omöjliggör en jämförelse (se bilaga 1). Det danska kontrollprogrammet analyserar ett större antal kongener vilket gör att totalhalterna inte blir jämförbara med de som presenterats av vattenvårdsförbunden. En jämförelse av enskilda kongener är däremot möjligt.

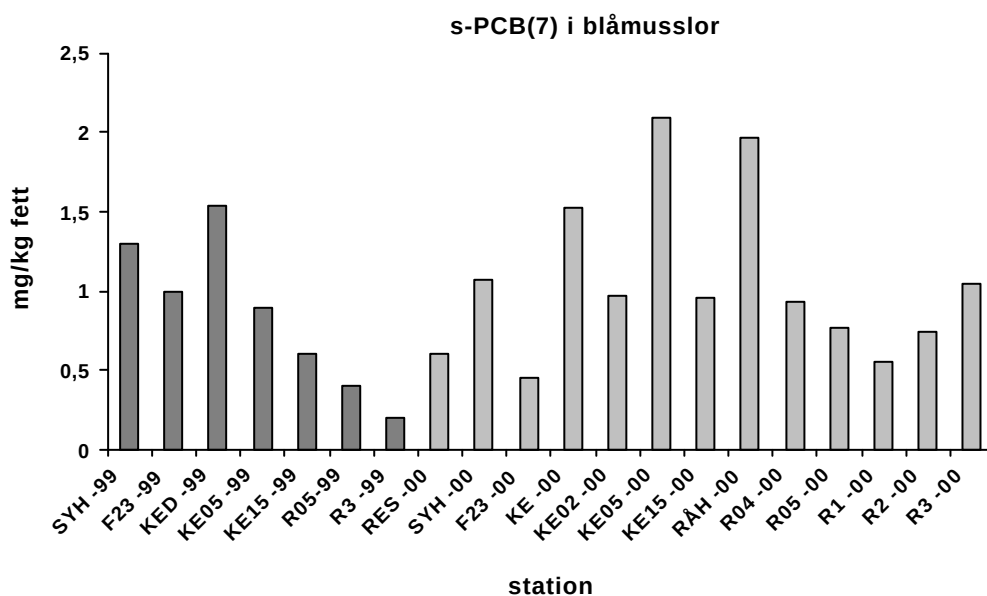
Resultat

Enligt undersökningarna utförda på uppdrag av Helsingborgs kommun var s-PCB-halten 1998, liksom 1996 och 1997, högst i musslorna från stationen KE (se bilaga 4) i Kopparverkshamnen (figur 17). Halterna minskar med avståndet från hamnen vilket tyder på att en lokal belastning från hamnen förekommit. Resultaten från Sydkustens vattenvårdsförbunds undersökning 1995, vid Abbekås och Stavsten, visar halter i samma storlekordning som vid Helsingborgs mätstationer. Det saknas jämförvärden för totalhalten av PCB (s-PCB) vilket gör det svårt att bedöma hur belastningssituationen såg ut vid de aktuella mättillfällena.



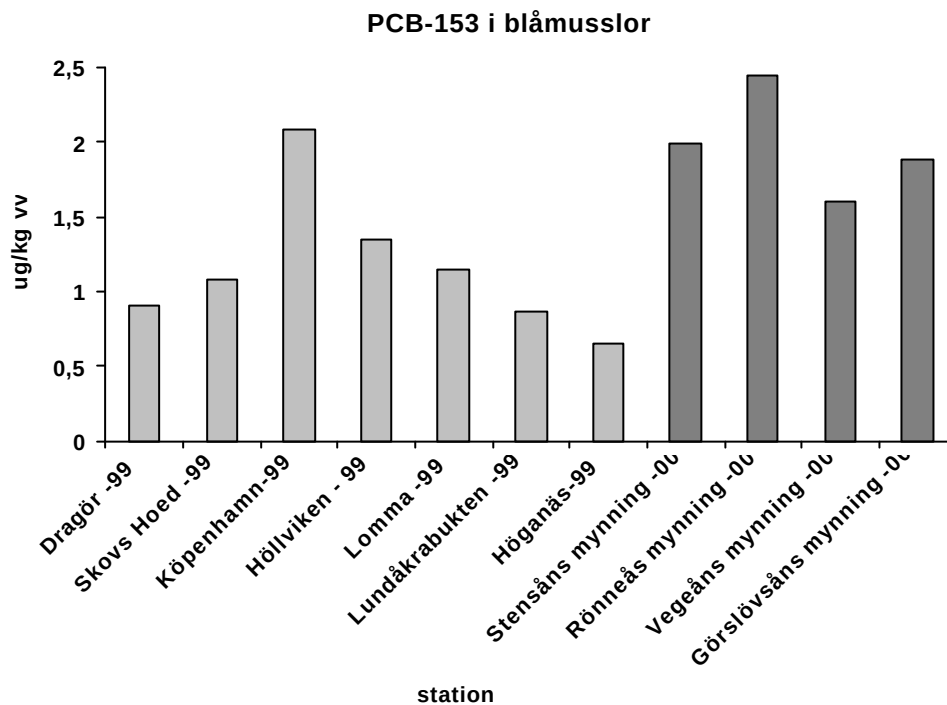
Figur17. Summa-PCB i blåmusslor enligt undersökningar av Helsingborgs kommun 1996-1998 (Göransson & Karlsson, 2000) och Sydkustens vattenvårdsförbund 1995 (Olsson & Sjölin, 1995). Högst halter påträffades vid Kopparverkshamnen. De jämförvärden som finns tillgängliga gäller enbart för s-PCB(7), ("dutch seven"), och inte för totalhalten (s-PCB). Mätstationernas geografiska placering visas i bilaga 3 och 4.

Enligt Helsingborgs undersökningar av s-PCB(7) från 1999 och 2000 är halterna vid Kopparverkshamnen fortfarande höga, men även halten vid Rååns mynning (station RÅH) är hög (figur 18). En lokal belastning från Kopparverkshamnen är således fortfarande aktuell.



Figur 18. Summa-PCB(7) enligt Helsingborgs kommuns undersökningar 1999-2000 (Göransson et al., 2001). Halterna är inte direkt jämförbara med Helsingborgs tidigare undersökningar eftersom dessa gjordes på totalhalten av PCB. Mätstationerna geografiska position visas i bilaga 4.

Vid Sydkustens vattenvårdsförbunds mätningar 1998 hamnade halterna av alla sju kongenerna (dutch seven) under detektionsgränsen (Lundgren & Sjölin, 1998), det samma gäller mätningarna av Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000, med undantag för PCB 153 (figur 19) (Lundgren, 2001). I underökningen av Öresund 1999 kunde enbart PCB 153, 138 och 108 detekteras (Lundgren & Olsson, 2000), varav enbart PCB 153 redovisas grafiskt (figur 19)



Figur 19. PCB-153 i blåmusslor enligt undersökningar av Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000, vilket är den kongen som är detekterbar på flest mätstationer. (Lundgren, 2001). De flesta andra kongener låg under detektionsgränsen. NOEC-värden för enskilda kongener saknas.

Livsmedelverket har utarbetat ett gränsvärde för PCB 153 på 100 µg/kg vv i konsumtionsfisk (Naturvårdsverket, 1999). Halterna i blåmussla ligger med god marginal under detta gränsvärde (figur 19).

De danska undersökningarna (Overvågning af Øresund) från 1998 och 1999 visade att summan av de PCB-kongener som analyserats låg under 10 µg/kg vv vid samtliga mätstationer, Lynetten, Vedbaek och Dragör. Enligt den danska klassificeringen placeras dessa värden i den bästa kvalitetsklassen. (Angantyr et al., 2000)

Åtgärdsgrupp Syd undersökte 1999 halten PCB i blåmusslor längs Östersjökusten. Vid den skånska mätstationen Vik-Baskemölla uppskattades värdet på s-PCB(7) till 0,2 µg/g fett. Denna halt är relativt låg i jämförelse med de andra mätstationer som ingick i Åtgärdsgrupp Syds undersökning av PCB-halten vid Östersjökusten.

Enligt Öresundskonsortiets mätningar har PCB-halten i blåmusslor minskat vid samtliga mätstationer från 1995 till 1997 och flera av de sju kongenerna var inte detekterbara. Water Research Center (WRC) i England har tagit fram ett NOEC-värde för skaldjur på 0.1 mg/kg vv. Samtliga halter uppmätta av Öresundskonsortiets ligger under detta värde.

NOEC-värdet för s-PCB(7) är enligt OSPAR 0,04 mg/kg ts (Naturvårdsverket, 1999), men detta värde går inte att jämföra med resultaten från någon av de föregående undersökningarna eftersom de är uttryckta på endera våtviktsbasis eller fettviktsbasis.

Sammanfattningsvis kan man säga att de undersökningar som genomförts av blåmusslor inte visar på några lokala PCB-källor, förutom vid Kopparverkshamnen i Helsingborg (figur 16), och att halterna i blåmusslor kan anses vara låga. I de undersökningar där halterna är under detektionsgränsen har s-PCB(7) uppskattas genom att halterna antagits vara detektionsgränsen delat med två. Det är dock missvisande att jämföra resultaten från olika undersökningar eftersom detektionsgränserna har stor variation. Teoretiskt sett är det möjligt att halter som inte är mätbara kan vara variera mellan noll och detektionsgränsen. Det är därför svårt att bedöma hur stor den totala PCB-belastningen egentligen är.

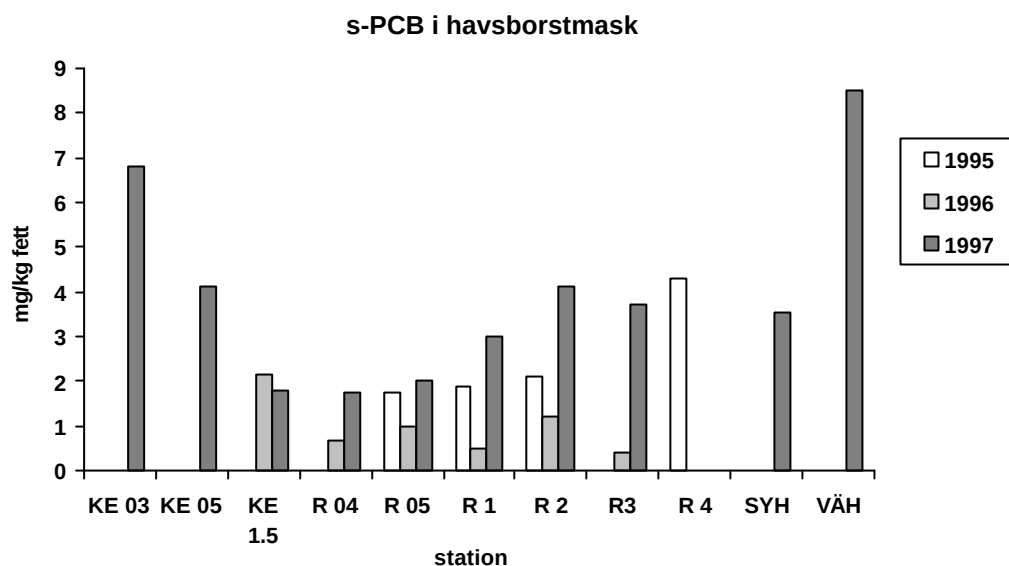
Havsborstmask

Havsborstmasken användes som indikatororganism, parallellt med blåmusslan, vid analys av miljögifter utförda av Helsingborgs kommun under åren 1995-1997. Dessa två indikatororganismer utsätts för föroreningar på olika sätt och ger sammantaget en mer fullständig bild av hur olika organismer påverkas av föroreningar. I undersökningarna analyserades totalhalten PCB, dvs. s-PCB och inte ”dutch seven” kongenerna (se bilaga 1).

Resultat

Liksom vid undersökningarna av blåmussla påträffades förhållandevis höga halter av s-PCB i havsborstmask vid 1997-års mätningar. De högsta halterna uppmättes i Västhamnen (VÄ) och Kopparverkshamnen (KE) (figur 20). Det saknas referensvärden för halter i havsborstmask

vilket gör resultaten svårtolkade. Att hamnområdena under 1995-1997 var extra belastade av PCB beror troligtvis på förekomsten av lokala föroreningskällor.



Figur 20. Summa-PCB halter i havsborstmask enligt undersökningar av Helsingborg kommun 1995- 1997 (Göransson & Karlsson, 1999). Efter 1997 har inga undersökningar av havsborstmasken utförts. Mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 4.

Skrubbskädda

PCB-halten i skrubbskäddor ingår i Helsingborgs kommuns kustkontrollprogram samt Nordvästskånes kustvattenkommittè och Öresunds vattenvårdsförbunds respektive kontrollprogram. Dessutom har enskilda undersökningar av PCB-halten i skrubbskäddor genomförts av Malmö, Landskrona och Lomma kommun.

Jämförbarhet

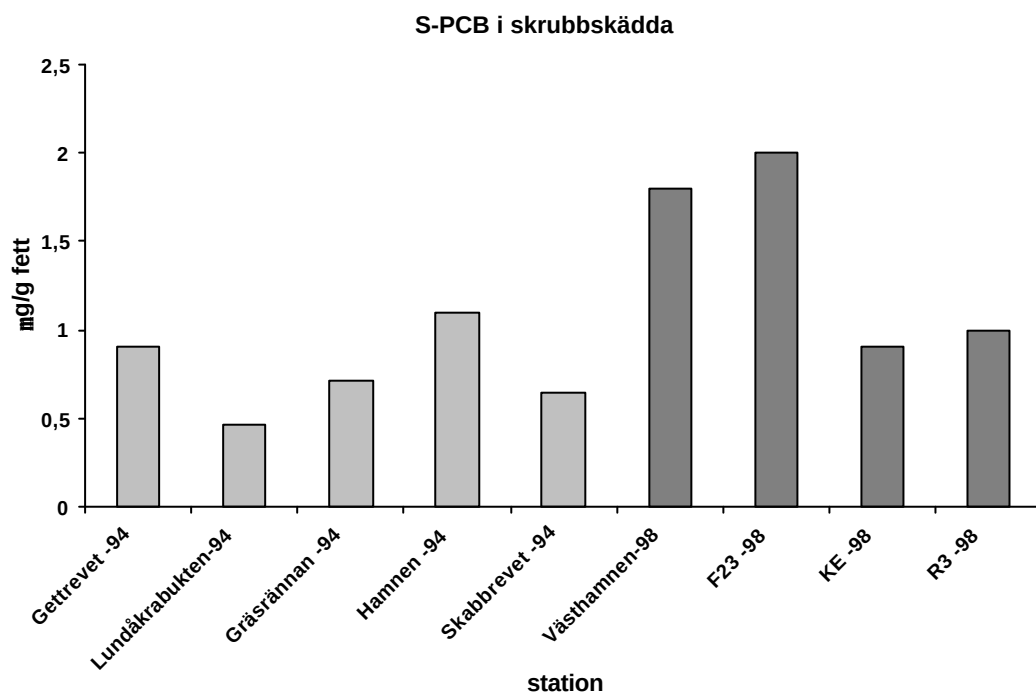
Nordvästskånes kustvattenkommittè och Öresunds vattenvårdsförbunds analyser är jämförbara eftersom man analyserar s-PCB(7) med samma metod (se bilaga 1). Även i de undersökningar som genomfördes 1997 av Malmö, Landskrona och Lomma kommun analyserades s-PCB(7). I dessa undersökningar analyserades dock muskelprover istället för leverprover, vilket gör att resultaten inte är direkt jämförbara med de som presenterats av Nordvästskånes kustvattenkommittè och Öresunds vattenvårdsförbund.

Landskrona kommun genomförde även 1993 och 1994 undersökningar av s-PCB, men eftersom analysen 1993 gjordes på leverprover och 1994 på muskelprover är resultaten inte

jämförbara. Helsingborgs kommun analyserade s-PCB i muskelprover 1998, vilket gör deras resultat jämförbara med undersökningen utförd av Landskrona 1994. (se bilaga 1)

Resultat

Undersökningen från 1993 i Landskrona kommun visar s-PCB halter (i leverprover) på 6.89 µg/g fett i Skabbrevet, och 22,58 µg/g fett i Getterevet (Toxicon, 1997). Dessa värden jämfördes med dåvarande referensvärdena för torsklever som låg på 5,8-6,5 µg/g fett och bedömdes vara förhöjda eller mycket förhöjda. Landskrona upprepade mätningarna 1994, fast i muskelprover (figur 21), vilka inte visade samma höga halter som i leverproverna 1993 (Toxicon, 1997). Eftersom PCB anrikas i fettriiga organ som lever kan man förvänta sig högre halter i leverprover jämfört med muskelprover.

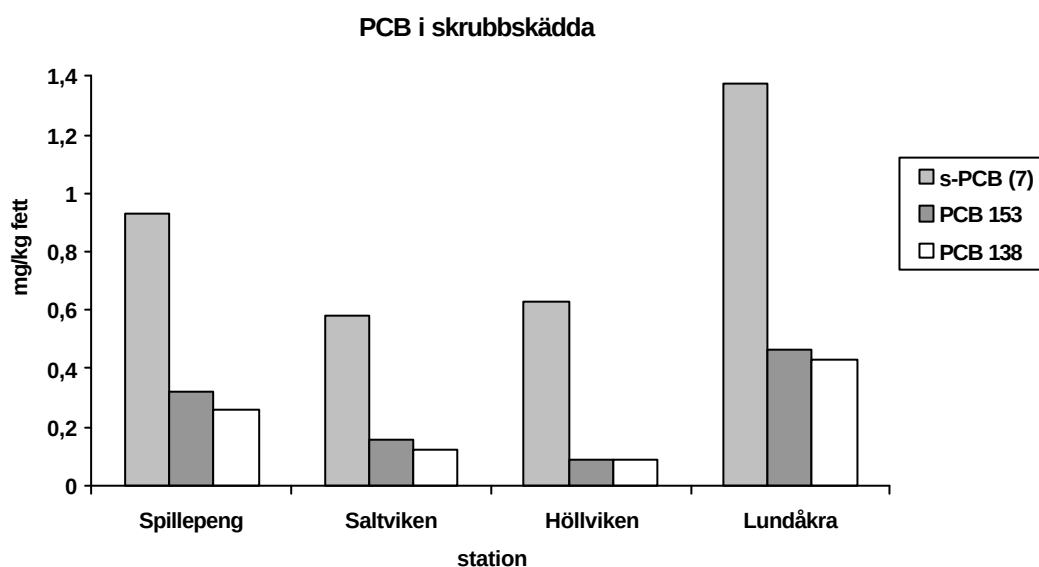


Figur 21. Summa-PCB i skrubbskädda uppmätta i Landskrona kommun 1994 (Toxicon, 1997) och i Helsingborgs kommun 1998 (Göransson & Karlsson, 2000). Analyserna är utförda på muskelprover. Nationella jämförelsevärden saknas och NOEC-värden finns enbart angivna för s-PCB(7). Helsingborgs mätstationers geografiska lägen visas i bilaga 4.

I Helsingborgs kommuns undersökning visade resultaten från 1998 högsta halterna PCB i skrubbskäddor från Västhamnen (se bilaga 4), samt F 23 (figur 21), vilket inte var resultatet vid motsvarande mätningar i blåmussla. Resultaten är dessvärre inte jämförbara med

vattenvårdsförbundens undersökningar eftersom Helsingborgs kommun undersökt s-PCB och inte s- PCB(7) som vattenvårdsförbunden.

I undersökningarna utförda 1997 på uppdrag av Lomma och Landskrona kommun visade sig halterna generellt vara låga (figur 22). Halten av s-PCB(7) var dock signifikant högre i Lundåkrabukten jämfört med andra mätstationer i Öresundsområdet, vilket kan betyda att Lundåkrabukten är mer påverkad av PCB än övriga lokaler. Eftersom halterna av flera kongener låg under detektionsnivå, är värdena för s-PCB(7) till viss del uppskattade och bör betraktas med en viss försiktighet. PCB-halterna vid mätstationerna kring Malmö, som ingick i undersökningen utförd på uppdrag av Malmö kommun 1997, låg under detektionsnivån (Toxicon, 1999).

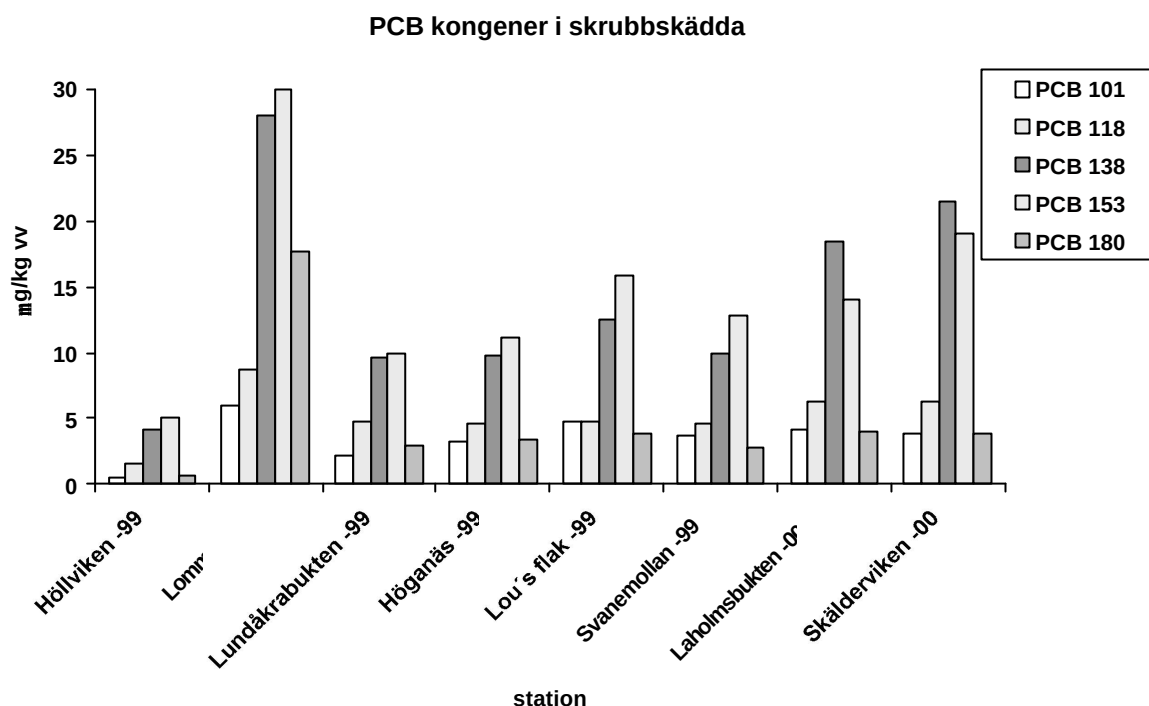


Figur 22. Halterna av PCB 153, PCB 138 och s-PCB(7) i Skrubbskädda 1997 (Toxicon^a). Undersökningarna utfördes på muskelprover på uppdrag av Landskrona respektive Lomma kommun. Halterna av vissa kongener var inte mätbara, utan uppskattades till halva detektionsgränsen, vilket medför en extra osäkerhet.

Water Research Center (WRC) anger ett NOEC-värde för s-PCB(7) i fiskmuskel på 0,05 mg/kg vv (Naturvårdsverkets, 1999). Detta NOEC-värde kan dock inte jämföras med halterna uppmätta av Lomma och Landskrona kommuns 1997 (figur 22) eftersom resultaten i deras undersökningar uttrycks på basis av fettvikt och inte våtvikt.

I motsats till mätningarna som utförts på muskelprover av Lomma, Landskrona och Malmö kommun 1997, var flertalet kongener mätbara i leveranalyserna av Nordvästskånes vattenvårdskommitté 2000 och Öresunds vattenvårdsförbund 1999 (figur 23). I Lommabukten

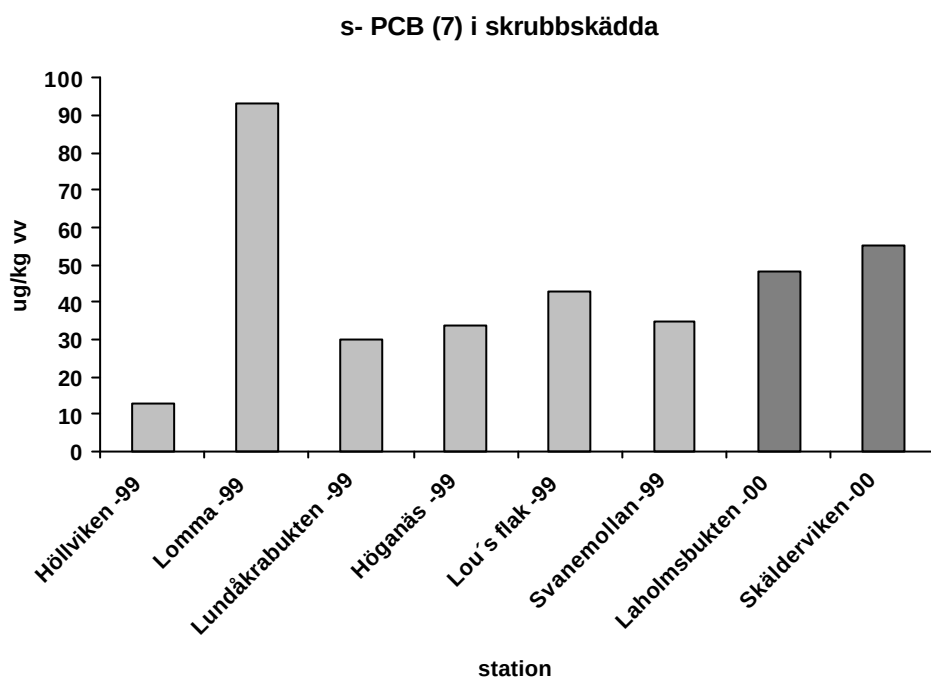
var samtliga kongener mätbara (figur 23). Livsmedelverket gränsvärde för halten PCB 153 i konsumtionsfisk ligger på 100 µg/kg vv i muskelvävnad, vilket kan ställas i relation till Lommabuktens 30 µg/kg vv i lever (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 23. Uppmätta halter av olika PCB-kongener i leverprover från skrubbskädda enligt undersökningarna utförda på uppdrag av Öresunds vattenvårdsförbund 1999 och Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000. Halterna av PCB 28 och PCB 52 låg under eller strax över detektionsgränsen. Lou's flak och Svanemollan är mätstationer i det danska kontrollprogrammet (Lundgren, 2001).

I undersökningarna utförda av Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000 och Öresunds vattenvårdsförbund 1999 redovisas även halterna i ng/g fett, vilket möjliggör en grov jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för tillståndsklassificering av tånglake med avseende på PCB 153 och PCB 118 (Naturvårdsverket, 1999). När det gäller PCB 153 hamnar värdena från samtliga mätstationer i de båda undersökningarna i klassen medelhög halt, med undantag av värdet vid mätstationen i Lomma som klassificeras som hög halt. När det gäller PCB 118 klassificeras halterna i skrubbskäddan vid samtliga mätstationer som medelhöga, utom vid Lomma och Lundåkra där halterna klassas som höga. Enligt undersökningar av Nordvästskånes kustvattenkommitté 2000 och Öresunds vattenvårdsförbund 1999 visade sig även s-PCB(7) vara betydligt högre i Lommabukten

jämfört med de andra stationerna (figur 24). En anledning kan vara att Lommabukten påverkas av lokala utsläpp från Malmöregionen.



Figur 24. Summa-PCB(7) i skrubbskädda enligt undersökningarna gjorda på uppdrag av Nordvästskånes kustvattenkommitté (Lundgren, 2001) och Öresunds vattenvårdsförbund (Lundgren & Olsson, 2000). Analyserna är utförda på leverprover. Lou's flak och Svanemollan är mätstationer i det danska kontrollprogrammet. Mätstationernas geografiska läge visas i bilaga 2.

Water Research Center (WRC) har angett ett NOEC-värde för s-PCB(7) på 1.0 mg/kg vv för halter i leverprover från plattfiskar. Enligt resultaten från Öresunds vattenvårdsförbunds och Nordvästskånes kustvattenkommittés undersökningar (figur 24) är s-PCB(7)-halterna under denna nivå. OSPAR anger ett NOEC-värde för s- PCB(7) på 0,007mg/kg vv, vilket överskrids vid samtliga mätstationer (Naturvårdsverket, 1999). Det framgår dock inte om detta NOEC-värde avser muskel eller leverprover, vilket gör att detta värde bör tas med mycket stor försiktighet.

Sammanfattningsvis kan man säga att PCB-halterna i skrubbskädda fortfarande är så höga att de bör kontrolleras. Resultaten från de undersökningar som genomförts tyder på att fiskarna i Lommabukten och Lundåkrabukten är särskilt utsatta för PCB-föroreningar. Fiskarna från Kopparverkshamnen visade inte anmärkningsvärt höga halter, vilket var fallet i motsvarande underökning av blåmusslor (figur 18).

Övriga fiskar

Helsingborgs kommun har även genomfört undersökningar av PCB-halterna i sandskädda, ål och torsk 1998. Även Malmö kommun utförde 1998 ytterligare undersökningar av PCB-halterna i sill och torsk.

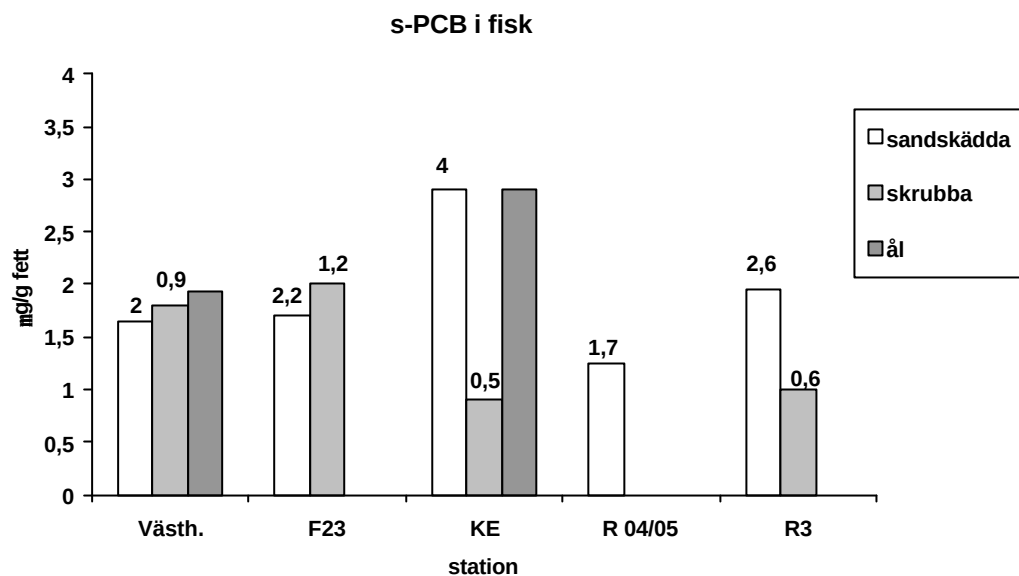
Jämförbarhet

Undersökningarna är inte jämförbara eftersom Helsingborg analyserar s-PCB och Malmö analyserar s-PCB(7). Samtliga analyser genomfördes på muskelprover, med undantag för Helsingborgs analys av PCB-halten i torsk som gjordes på leverprover (se bilaga 1).

Resultat

I undersökningen av Malmö kommun 1998, genomfördes analyser av s-PCB(7) i sill och torsk vid mätstationen Klagshamn. Resultaten visade att två av de sju PCB-kongenerna var mätbara i sill medan halterna i torsk hamnade under detektionsgräns. Summa-PCB(7)-halterna uppskattades till 25,5 µg/kg vv för sill och 17,5 µg/kg vv för torsk (Toxicon, 1999). De uppskattade halterna beräknades genom att man antog att halterna av de olika PCB-kongenerna var detektionsgränsen dividerad med två. Dessa värden bör betraktas med viss försiktighet. Water Research Center (WRC) anger ett NOEC-värde för fiskmuskel på 50 µg/kg vv, vilket inte överskrider av de uppskattade värdena. Halterna är således inte anmärkningsvärt höga även om de påverkas av utsläpp från Malmö stad. Resultat kan inte jämföras med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder eftersom man har analyserat muskelprover istället för leverprover och dessutom uttryckt resultaten i µg/kg vv istället för på basis av fetthalt.

Enligt Helsingborgs kommuns undersökning 1998, hade sandskaddorna högre kontamineringsfaktorer än skrubbskaddorna (figur 25), trots att de lever och utsätts för föroreningar på liknande sätt. För sandskaddan uppmättes högst kontamineringsfaktor och högst halt vid Kopparverkshamnen (KE) (figur 25), vilket kan bero förekomsten av lokala utsläpp.



Figur 25. Summa-PCB i muskelprover från olika fiskarter enligt undersökningar av Helsingborgs kommun 1998. Siffrorna ovan staplarna anger kontamineringsfaktorn dvs. kvoten av de uppmätta halterna och jämförvärden från det nationella övervakningsprogrammet (Fladen och Väderöarna 1994 resp. 1998) (Göransson & Karlsson, 2000). Mätstationernas geografiska lägen visas i bilaga 4.

Helsingborgs analys av torsk genomfördes på leverprover. Halterna varierade mellan 7-10 µg/g fett, vilket innebar kontamineringsfaktorer på mellan 4,75-14,3. De uppmätta halterna i torsk var jämförelsevis högre än i de andra fiskarna. De högsta halterna uppmättes vid Rååns mynning (R 04/05) samt vid Kopparverkshamnen (KE) (figur 25). Resultaten pekar på att Kopparverkshamnen och Råån kan vara extra hårt belastade av PCB-föroreningar. Att Kopparverkshamnen är och har varit utsatt för någon form av lokal PCB-källa har även visats av undersökningar utförda på andra indikatororganismer.

Sammanfattning:

- Data från framförallt östra delarna av länet saknas.
- För att underlätta jämförelser med nationella bedömningsgrunder bör s-PCB(7), ”dutch seven” analyseras i samtliga undersökningar
- För att kunna bedöma föroreningarnas ursprung bör även halterna av enskilda kongener redovisas.
- Vid fiskundersökningarna bör leverprover analyseras och resultaten uttryckas på fettviktsbasis för att möjliggöra jämförelser med nationella bedömningsgrunder och mellan olika platser i länet.
- Resultaten från musselundersökningar bör helst kunna uttryckas på torrviktsbasis för att kunna jämföras mot OSPAR NOEC-värde, men även på basis av fettvikt för att underlätta jämförelser mellan olika platser i länet.
- Resultaten från undersökningarna pekar på högre belastning vid hamnlokalerna jämfört med andra lokaler.
- Halterna av PCB är ännu så pass höga att ämnet bör få fortsatt uppmärksamhet.

Bromerade difenyletrar

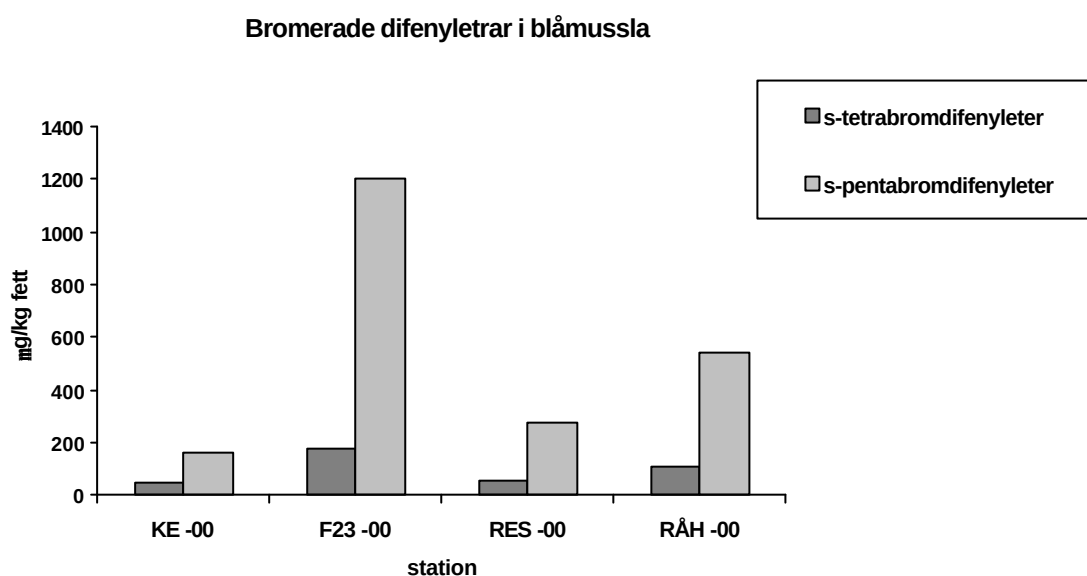
Bromerade difenyletrar används som flamskyddsmedel i till exempel plast, textilier, hushållsapparater och kablar. Världsproduktionen uppgick 1990 till 40 000 ton. Egenskaperna för bromerade flamskyddsmedel liknar egenskaperna för PCB och man befärar att de är på väg att bli ett nytt allvarligt miljöproblem. Under senare år har man upptäckt att ämnet förekommer överallt i miljön där de är mycket persistenta. Speciellt höga halter har påvisats i vattenlevande organismer. Effekterna av bromerade flamskyddsmedel är inte lika väldokumenterade som effekterna av PCB. Man har dock påvisat negativa effekter på immunsystemet och inlärningsförmågan hos försöksdjur. (Göransson et al., 2001)

Blåmussla

Helsingborgs kommun genomförde en undersökning av bromerade flamskyddsmedel 2000 (Göransson et al., 2001).

Resultat

Enligt resultaten från Helsingborgs kommuns undersökning 2000 (figur 26) är halterna av pentabromdifenyletrar högst vid station F23, väster om Kopparverkshamnen (Göransson et al., 2001). Anledningen till detta är osäker. Det saknas jämförvärden och NOEC-värden för bromerade flamskyddsmedel, vilket gör det svårt att bedöma effekterna av de uppmätta halterna. Värdena på de uppmätta halterna är något högre för bromerade difenyletrarna än för PCB vid samma mätstationer, vilket innebär att bromerade flamskyddsmedel kan befaras förekomma i samma omfattning som PCB ute i miljön.



Figur 26. Summa -pentabromdifenyleter och s-tetrabromdifenyleteri blåmusslor enligt Helsingborgs kommuns kustkontrollprogram 2000 (Göransson et al., 2001). Jämförvärden för dessa ämnen saknas. Mätstationernas geografiska lägen visas i bilaga 4.

Sammanfattning:

- Bromerade flamskyddsmedel befaras vara ett nytt och stort miljöproblem.
- Mycket få undersökningar är utförda.
- Undersökningar av bromerade flamskyddsmedel bör införas i samtliga kontrollprogram.
- Resultaten bör uttryckas på basis av fettvikt eftersom bromerade flamskyddsmedel ackumuleras i fett och fettrika organ.

Referenslista

Angantyr, Lars & Jane Brøns Hanssen, Gitte Holm Ditlevsen, Jan Burgdorf Nielsen, Jan Rassumssen: *Overvågning af Øresund 1998* (1999). Københavns Amt, Københavns kommun, Roskilde Amt, Frederiksborg Amt.

Angantyr, Lars & Jane Brøns Hanssen, Gitte Holm Ditlevsen, Jan Burgdorf Nielsen, Jan Rassumssen: *Overvågning af Øresund 1999* (2000). Københavns Amt, Københavns kommun, Roskilde Amt, Frederiksborg Amt.

Bernes, Claes: *Organiska miljögifter, ett svensk perspektiv på ett internationellt problem* (1998). Monitor 16, Naturvårdsverket.

Bignert, Anders & Mats Olsson, Erik Greyerz, Gruppen för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet. *Miljögifter i blåmussla längs svenska Östersjökusten 1999* (2000). Åtgärdsgrupp Syd.

Birklund, Jørgen & Søren Petersen: *Monitoring of Trace Elements and Organic Compounds in the Mussel Mytilus edulis Before and After Construction of the Installation Channels off Lernacken*.(1998), Öresundskonsortiet.

Cleeman, Marianne & Gunnar Priztl: *Marine områder. Status over miljøtilstanden i 1998, NOVA 2003*,(1999). Miljø och energiministeriet, Danmarks miljøundersøgelser.

Extoxnet: <http://ace.ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/hexachlo.htm>. (2001-07-24).

Göransson, Peter & Magnus Karlsson: *Kustkontrollprogram för Helsingborg, -årsrapport 1996* (1997). Miljönämnden, Helsingborgs kommun.

Göransson, Peter & Magnus Karlsson: *Kustkontrollprogram för Helsingborg, -årsrapport 1997* (1999). Miljönämnden, Helsingborgs kommun.

Göransson, Peter & Magnus Karlsson: *Kustkontrollprogram för Helsingborg, -årsrapport 1998* (2000). Miljönämnden, Helsingborgs kommun.

Göransson, Peter & Magnus Karlsson, Lena Börjesson: *Kustkontrollprogram för Helsingborg, -årsrapport 1999 & 2000* (2001). Miljönämnden, Helsingborgs kommun.

Kemikalieinspektionen, http://www.kemi.se/aktuellt/pressmedd/2000/rap_6_sum.htm)men. (2001-07-05).

Lundgren Fredrik (TOXICON): *Undersökningar i Skälderviken och södra Laholmsbukten*, (2001).-årsrapport 2000, Nordvästskånes kustvattenkommitté. Landskrona.

Lundgren, Fredrik & Anders Sjölin (TOXICON):-årsrapport 1998 (1998). Sydkustens vattenvårdsförbund.

Lundgren, Fredrik & Per Olsson (TOXICON): *Undersökningar i Öresund 1999*, (2000). ÖVF rapport 2000:1, Öresunds vattenvårdsförbund. Landskrona

Lundgren, Fredrik & Anders Sjölin (TOXICON), Stefan Tobiasson, (Högskolan i Kalmar) & Kjell Wickström (SMHI): *Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet i västra Hanöbukten, -årsrapport 1998*, (1999). Institutionen för naturvetenskap, Högskola i Kalmar.

Lundgren, Fredrik & Anders Sjölin (TOXICON), Stefan Tobiasson, (Högskolan i Kalmar) & Kjell Wickström (SMHI): *Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet i västra Hanöbukten, -årsrapport 1999*, (2000). Institutionen för naturvetenskap, Högskola i Kalmar.

Lundgren, Fredrik & Anders Sjölin (TOXICON), Stefan Tobiasson, (Högskolan i Kalmar) & Kjell Wickström (SMHI): *Blekingekustens Vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet i västra Hanöbukten, -årsrapport 2000*, (2001). Institutionen för naturvetenskap, Högskola i Kalmar.

Naturvårdsverket: *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och Hav* (1999). Rapport 4914.

Naturvårdsverket: *Miljö tillståndet i svenska kust- och havsområden* (2001).

Olsson Per, (TOXICON), personlig kommentar, (2001-06-21).

Olsson, Per & Anders Sjölin (TOXICON): *Undersökningar längs Sydkusten* (1995).- årsrapport 1995, Sydkustens vattenvårdsförbund.

Sjögren, Niklas: *Intersex hos strandsnäckan Littorina littorea med koppling till exponering av tennorganiska ämnen i Industrihamnen, Malmö hamn* (2000). Institutionen för teknik, Högskolan i Kristianstad.

TOXICON AB: *Fiskundersökningar i Landskrona kommun 1993 –96* (1997). Rapport 175/96, Landskrona.

TOXICON AB^a: *Hälsoundersökning på skrubbskäddan (platichthys flesus) från Lundåkrahamnen* (1998), Rapport 155/97, Landskrona.

TOXICON AB^b: *Hälsoundersökning på skrubbskäddan (platichthys flesus) från Lommabukten och Höllviken* (1998), Rapport 130/97, Landskrona.

TOXICON AB: *Kustundersökningar i Landskrona kommun 1993, bottenfauna, miljögifter i fisk, fågelinventering på Gripsön* (1993). Rapport 74/93, Landskrona.

TOXICON AB: *Undersökning av metaller och PCB i tre fiskarter inom Malmö kommuns havsområde* (1999). Rapport 145/98, Landskrona.

BILAGA 1.

UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR AV MILJÖGIFTER I BIOTA LÄNGS KUSTERNA I SKÅNE LÄN

SYDKUSTENS VATTENVÅRDSFÖRBUND

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
Maj 95	östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	metall	7	grafitugn, (AA), provtagningsmetod ¹ (insamlade musslor frystes innan analys).	mg /kg vv
		s-DDT	1	GC-ECD provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
		s-PCB (totalhalten)	1	GC-ECD Provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
Okt. 95	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	metall	7	grafitugn, (AA), provtagningsmetod ¹ (insamlade musslor frystes innan analys).	mg/kg vv
		s-DDT	2	GC-ECD provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
		s-PCB totalhalten	2	GC-ECD provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
Sep. 98 - vart 3:e år.	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	metall	3	ICP-QMS	mg/kg vv
		s-PCB(7) ”dutch seven”	3	Extraktion, GC-ECD provtagningsmetod ¹	µg/g fett
		PAH (16 föreningar)	3	Extraktion HPLC med UV- och Flourocens detektion provtagningsmetod ¹	µg/g vv

¹ 25 blåmusslor samlades in vid varje station, lämnades ett dygn i rent vatten för att tömma tarminnehållet, därefter dissekerades musselköttet ut och förbereddes för analys. Proverna poolades till ett prov/station.

NORDVÄSTSKÅNES KUSTVATTENKOMMITTÉ

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
Sep. 00 vart 5:e år	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	DBT-Sn	4	GC-FPD	µg/kg ts
		TBT-Sn	4	provtagningsmetod ¹	µg/kg vv
		PAH (16 föreningar)	4	GC-MS provtagningsmetod ¹	mg/kg ts
		metaller	4	provtagningsmetod ¹	mg/kg ts
		s-PCB(7) ”dutch seven”	4	GC-ECD provtagningsmetod ¹	mg/kg ts
		DDE, DDD, DDT	4	GC-ECD provtagningsmetod ¹	mg/kg ts
Sep. 00 vart 5:e år	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	DBT-Sn	2	GC-FPD	µg/kg ts
		TBT-Sn		provtagningsmetod ²	µg/kg vv
				leverprov	
		s-PCB(7) ”dutch seven”	2	GC-ECD provtagningsmetod ²	mg/kg ts
				leverprov	
		DDE DDT DDD	2	GC-EC provtagningsmetod ²	mg/kg ts
		metaller	2	Hg i muskel i övrigt leverprov	mg/kg ts
		PAH (15 föreningar)	2	GS-MS provtagningsmetod ²	mg/kg ts.

¹Musslorna provtogs och analyserades enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp för metaller och miljögifter i organiskt material. Ca 25 musslor insamlas och renas i ett dygn, muskelköttet dissekeras ut och djupfrysas. Materialet från varje station poolas till totalt fem prover i Nordvästskåne.

² Minst 25 fiskar insamlades per station, Endast honor med gonadstorlek större än 1% av totalvikten användes. Fiskarna hölls i sump 2-4 dagar, innan leverproverna togs. Proverna poolas till totalt fem stycken. Hänvisning till SNV rapport 4292.

ÖRESUNDS VATTENVÅRDSFÖRBUND

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
Sep. 99 vart 3:e år	blåmussla (<i>Mytilus edilus</i>)	s-PCB (7) ”dutch seven”	4	GC-ECD provtagningssmetod ¹	µg/kg ts µg/kg vv ng/g fett
		DBT-Sn, TBT-Sn	4	GC-FPD provtagningssmetod ¹	µg/kg ts µg/kg vv ng/g fett
		HCB (tillfällig mätparameter)	4	GC-ECD provtagningssmetod ¹	ng/g vv ng/g fett
		DDE-pp DDD-pp DDT-op DDT-pp	4	GC-EC provtagningssmetod ¹	µg/kg ts µg/kg vv ng/g fett
		PAH (16 föreningar)	4	GS-MS provtagningssmetod ¹	under detektions- gränsen
		metaller	4	ICP-AES, AAS, AFS provtagningssmetod ¹	mg/kg ts
Okt. 99 vart 3:e år	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	s-PCB (7) ”dutch seven”	4	GC-ECD provtagningssmetod ² leverprov	µg/kg ts µg/kg vv ng/g fett
		DBT-Sn, TBT-Sn	4	GC-FPD provtagningssmetod ² leverprov	µg/kg ts µg/kg vv ng/g fett
		HCB (tillfällig mätparameter)	4	GC-ECD provtagningssmetod ² leverprov	ng/ g vv ng/g fett
		DDE-pp DDD-pp DDT-op DDT-pp s-DDT	4	GC-ECD provtagningssmetod ² leverprov	µg/kg ts µg/kg vv ng/g fett
		PAH (16 föreningar)	4	GS-MS provtagningssmetod ² leverprov	under detektions- gränsen
		metaller	4	ICP-AES, AAS, AFS (Hg i muskel, övriga lever) provtagningssmetod ²	mg/kg ts

¹ Musslorna provtogs och analyserades enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp för metaller och miljögifter i organiskt material. Ca 25 musslor insamlades och renades i ett dygn, musselköttet dissekerades ut och djupfrysas. Materialet från varje station poolades till ett prov.

² Minst 25 fiskar insamlades per station, Endast honor med gonadstorlek större än 1% av totalvikten användes. Fiskarna hölls i sump 2-4 dagar, innan leverproverna togs. Proverna poolas till i femstycken. Hänvisning till SNV rapport 4292.

BLEKINGEKUSTENS- OCH VÄSTRA HANÖBUKTENS VATTENVÅRDSFÖRBUND

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
Sep. 98 årligen	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	klorfenoler (fem)	7	provtagningsmetod ¹	ej detekterbara
		klorguajakoler (tre)	7	provtagningsmetod ¹	ej detekterbara
		EOCI	7	provtagningsmetod ¹	µg/g ts µg/g fett
		EPOCI	3	provtagningsmetod ¹	µg/g ts µg/g fett
		metaller	8	provtagningsmetod ¹	mg/kg ts
	tånglake (<i>Zoarces viviparus</i>)	fiskfysiologi		provtagningsmetod ² EROD, ASAT/ALAT	mmol/min*mg protein, µkat/ l
Sep. 99 årligen	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	klorfenoler (fem)	7	provtagningsmetod ¹	ej detekterbara
		klorguajakoler (tre)	7	provtagningsmetod ¹	ej detekterbara
		EOCI	7	provtagningsmetod ¹	µg/g ts µg/g fett
		EPOCI	3	provtagningsmetod ¹	µg/g ts µg/g fett
		metaller	8	provtagningsmetod ¹	mg/kg ts
	tånglake (<i>Zoarces viviparus</i>)	fiskfysiologi		provtagningsmetod ² EROD, ASAT/ ALAT	mmol/min*mg protein, µkat/l
Sep. 00	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	klorfenoler (fem)	7	provtagningsmetod ¹	ej detekterbara
		klorguajakoler (tre)	7	provtagningsmetod ¹	ej detekterbara
		EOCI	7	provtagningsmetod ¹	µg/g ts µg/g fett
		EPOCI	3	provtagningsmetod ¹	µg/g ts µg/g fett
		metaller	8	provtagningsmetod ¹	mg/kg ts
	tånglake (<i>Zoarces viviparus</i>)	fiskfysiologi		provtagningsmetod ² EROD, ASAT/ ALAT	mmol/min*mg protein, µkat/ l

¹ Musslorna provtogs och analyserades enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp för metaller och biologiskt material (kontaktperson: Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuseet, gruppen för miljöforskning).

² 25 st gravida tånglakehonor insamlades vid varje mätstation, materialet poolades till totalt fem prover vid varje station.

HELSINGBORGS KOMMUNS KUSTKUSTKONTROLLPROGRAM

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
Nov. 95	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	metaller	3	-	ppm
Nov. 95	havsborstmask (<i>Trebellides stroemi</i>)	s-PCB s-DDT	4	-	ng/g vv mg/kg fett
		metaller	4	ICP –AES., AAS	ppm
Nov. 96	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	metaller	6	ICP –AES., AAS provtagningsmetod ¹	µg/g ts
		s-PCB s-DDT	6	provtagningsmetod ¹	ng/g vv mg/kg fett
		a-b-g - HCH (lindan)	6	provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
Nov. 96	havsborstmask (<i>Trebellides stroemi</i>)	s-PCB s-DDT	6	provtagningsmetod ¹	ng/g vv mg /kg fett
		a-b-g - HCH (lindan)	6	provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
		metaller	6	ICP-AES., AAS provtagningsmetod ¹	µg/g ts
Nov. 96	torsk (<i>Gadus morrhua</i>)	DDE, DDT DDD, s-DDT, s-PCB HCB HCH (lindan)		provtagningsmetod ² leverprover	ppm
Nov. 97	blåmussla (<i>Mytilus edilis</i>)	s-DDT s-PCB b-HCH	9 9	provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
		metaller	9	ICP-AES., AAS	µg/g ts
Nov. 97	havsborstmask (<i>Trebellides stroemi</i>)	s-DDT s-PCB a-b-g - HCH (lindan)	9 9 9	provtagningsmetod ¹	mg/kg fett
		metaller	9	ICP –AES., AAS provtagningsmetod ¹	µg /g ts
Nov. 98	blåmussla (<i>Mytilus edilis</i>)	HCB, s-DDT, s-PCB g-HCH	6 13 13 10	provtagningsmetod ¹	kontaminerings- faktorer och mg/g fett.
		metaller	13	ICP-AES., AAS provtagningsmetod ¹	µg /g ts

Okt-nov. 98	sandskädda (<i>Pleuronectes limanda</i>)	s-DDT	5	provtagningsmetod ² muskelprover	kontaminerings- faktor. ppm / fettvikt ppm/TS
		s-PCB	5		
		HCB	5		
		metall			
Okt-nov. 98	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	s-DDT,	4	provtagningsmetod ² muskelprover	kontaminerings- faktor. ppm/fettvikt ppm/ts
		s-PCB	4		
		HCB			
		metaller			
Okt-nov. 98	torsk (<i>Gadus morrhua</i>)	s-DDT	5	provtagningsmetod ² leverprover	kontaminerings- faktor. ppm /fettvikt ppm/ts
		s-PCB	5		
		HCB	5		
		metaller	5		
Okt-nov. 98	ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	s-PCB	2	provtagningsmetod ² muskelprover	kontaminerings- faktor., ppm /fettvikt ppm/ts
		HCB	2		
		metall	2		
Okt. 99	blåmussla (<i>Mytilus edilus</i>)	s- PCB (7) ”dutch seven”	7	provtagningsmetod ³	mg/kg fett
		s-DDT	7		
		HCB	7		
		PAH (16 föreningar)	7		
		TBT	12	provtagningsmetod ³	ppb/ts
		DBT		ICP –AES., AAS	(µg/kg ts)
		metaller	10		
Okt. 00	blåmussla (<i>Mytilus edilus</i>)	s-PCB (7) ”dutch seven”	13	provtagningsmetod ³	mg/kg fett
		s-DDT	13	provtagningsmetod ³	µg/kg fett
		HCB	13		
		HCH	13		
		PAH (11 föreningar)	13		
		Bromerade difenyletrar (flamskyddsmedel)	4		

¹ Minst 25 musslor insamlades vid varje station, de frystes direkt och därefter utfördes analysen, miljögifts analyserna utfördes av ekotoxikologiska avdelningen på Lunds universitet, metallanalyserna utfördes av växtekologiska avdelningen på Lunds universitet.

² 10 fiskar per station insamlades och analyserades av gruppen för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet.

³ 25-50 musslor insamlades och lämnades i akvarium under 24 timmar, därefter utfördes analysen. analyserades av OMEGAGAM (Holland), GBA, (Tyskland), CEFAS (Storbritannien).

OVERVÅGNING AF ORESUND

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
Nov 98	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	metaller		-	
	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	TBT-Sn DBT- Sn MBT- Sn	3	-	µg/kg vv
		metaller	3	-	mg/kg ts
Nov. 99	blåmussla (<i>Mytilus edilis</i>)	HCH	3	-	µg/kg vv
		s-PCB (13 kongener)	3	-	µg/kg vv
		pp-DDT, pp-DDD pp-DDE	3		µg/kg vv
		PAH	3		µg/kg vv

LANDSKRONA KOMMUN

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
----------	----------	------	-----------------	--------	-------

Grunda bottnar i Öresund inom Landskrona kommun Bottenfauna, metaller, akut toxicitet (rapport 81/92)

	Havsborst-mask (<i>Nereis diversicolor</i>)	metaller	7	AA-FFD, AA-grafitugn	mg/kg ts
--	--	----------	---	-------------------------	----------

Kustundersökning bottenfauna, miljögifter i fisk, fågelinventering på Gripsön (rapport 74/93)

	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	s-PCB s-DDT	2	GC provtagningsmetod ¹ leverprov	µg/g fett
		metaller	2	provtagningsmetod ¹ leverprov	mg/kg ts

Fiskundersökningar i Landskrona kommun (rapport 175/96) (sammanställning)

93	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	s-PCB		(se rapport 74/93)	µg/g fett
----	---	-------	--	---------------------	-----------

94	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	s-PCB	3	provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/g fett
		metaller	2	provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/g fett
	torsk (<i>Gadus morrhua</i>)	Hg	3	provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/g fett
	abborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	Hg	1	provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/g fett
		PCB	1	provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/g fett
96	abborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	Hg	1	provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/g fett

Hälsundersökning på skrubbskäddan från Lundåkrahamnen (rapport 155/97)

Okt. 96	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	s-PCB (7) ”dutch seven”	1	GC-ECD provtagningsmetod ² muskelprov	mg/kg fett
		PAH (16 st Föreningar)		HPLC- UV- flourescens detektor, provtagningsmetod ² muskelprover	ng/g fett
		ALAT/ASAT	1	provtagningsmetod ²	µkat/l
		EROD- aktivitet	1	provtagningsmetod ²	mmol/min*mg protein,

¹ Analyserades enligt ”vår föda suppl. 1/84, 7-11. Ett samlingsprov av 20 fisklevrar analyserades för varje station.

² Honor med gonadstorlek över 1% av totalvikten och minimumlängd på 250mm användes. Proverna poolades till 4 st med 5 individer i varje. Fisket skedde på 4 m djup. Fisken hölls i nätsump 6 – 16h. Efter blodprov avlivades fisken och fysiologiska parametrar undersöktes, lever dissekerades fram och frystes i – 80 °C, Resten av fisken frystes till -20°C, från detta material togs fiskmuskler för analys av organiska miljögifter. Lever användes till biokemiska analyser.

ÅTGÄRDSGRUPP SYD

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
Sep. 99	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	s-PCB (9 kongener) (uppskattad)	1 Vik – Baske mölla	GC-EC provtagningsmetod ¹ .	ng/g fett
		s-DDT DDE, DDD	1	GC-EC provtagningsmetod ¹	ng/g fett

a-b-g - HCH (lindan)	1	GC-EC provtagningssmetod ¹ .	ng/g fett
HCB	1	GC-EC provtagningssmetod ¹ .	ng/g fett
TNCL, (Trans- Nonaklor)	1	GC- EC provtagningssmetod ¹	
Hittade substanser med okänt ursprung.			µg/kg vv

¹ Modifierad RSL metod. 50 musslor inom längdintervallet 25-40 mm insamlades på vardera 5 provpunkter per lokal. Musslorna hängdes i nätkorg i ett dygn för att göra sig av med partiklar och exkrementer. Mjukdelarna dissekerades fram, homogeniserades, frystes och skickades till analys. Resultatet är ett medelvärde av 5 prover.

ÖRESUNDSKONSORTIET

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
----------	----------	------	--------------------	--------	-------

Monitoring of Trace Elements and Organic Compounds in the Mussel *Mytilus edulis* Before and After Construction of Installation Channels off Lernacken

Apr. 92	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	THC	7	GC-FID	µg/g fett µg/g vv
		EOX	7	-	mg/kg ts
		metaller	7	-	mg/kg ts
Feb. 93	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	metaller	7 + 2 ref	-	mg/g fett
		THC	7+ 2 ref	-	µg /kg vv
Nov-dec 95	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	s-PCB (7) ”dutch seven”	10	GC-MS provtagningssmetod ¹	µg /kg vv
		klorerade fenoler	10	GC-ECD	mg/kg ts
		metaller	10	ETAAS, CVAAS, FAAS	µg /kg fett
Mar. 97	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	THC	11	provtagningssmetod ¹ GC-FID	µg /kg fett µg /kg vv
				provtagningssmetod ¹ GC-EC	µg /kg vv
		klorerade fenoler (di och tri)	11	GC-ECD	µg /kg vv

	metaller	11	ETAAS, CVAAS, FAAS	mg/ kg ts
--	-----------------	----	-----------------------	-----------

¹ Insamlade musslor lämnades i rent havsvatten i ett dygn för att renas, därefter dissekerades musselköttet ut, materialet poolades och frystes innan analysen.

MALMÖ KOMMUN

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
----------	----------	------	--------------------	--------	-------

Undersökningar av metaller och PCB i tre fiskarter inom Malmö kommuns havsområde (rapport 145/98)

Okt. 98	skrubbस्कadda (<i>Platichthys flesus</i>)	s-PCB(7) ”dutch seven”	2	GC-ECD provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/kg vv
		metaller	2	ICP-AES, ICP-QMS provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/kg vv
	torsk (<i>Gadus morrhua</i>) sill (<i>Clupea harengus</i>)	s-PCB(7) ”dutch seven”	1	GC-ECD provtagningsmetod ¹ muskelprov	µg/kg vv
		metaller	1	ICP-AES, ICP-QMS provtagningsmetod ¹ . muskelprov.	mg/g fett

¹ 30 individer från varje art fiskades upp vid varje station och frystes. 25 individer av varje art från varje station valdes ut, muskelbitar bakom ryggen och ovanför sidolinjen dissekerades ut. Materialet poolades till 5 prover/station Analysen utfördes av SGAB.

LOMMA KOMMUN

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
----------	----------	------	--------------------	--------	-------

Hälsoundersökning på skrubbस्कaddan från Lommabukten och Höllviken (rapport 130/97)

Okt. 96	skrubbस्कadda (<i>Platichthys flesus</i>)	s- PCB(7)	3	GC-ECD provtagningsmetod ¹ muskel	mg/kg fett
		PAH 16 st PAH – tot (16)	3	HPLC-UV- fluorescens detektor provtagningsmetod ¹ muskelprover	ng/g fett
		ALAT/ASAT	3	provtagningsmetod ¹	µkat/l

EROD- aktivitet

3

provtagningsmetod¹nmol/min*mg
protein

¹ Honor med gonadstorlek över 1% av totalvikten och minimumlängd på 250mm användes. Proverna poolades till 4 st med 5 individer i varje. Fisket skedde på 4 m djup. Fisken hölls i nätsump 6 – 16h. Efter blodprov avlivades fisken och fysiologiska parametrar undersöktes, lever dissekerades fram och frystes i – 80 °C, Resten av fisken frystes till -20°C, från detta material togs fiskmuskler för analys av organiska miljögifter. Lever användes till biokemiska analyser

ÖVRIGA UNDERSÖKNINGAR

TIDPUNKT	ORGANISM	ÄMNE	ANTAL STATIONER	ANALYS	ENHET
----------	----------	------	--------------------	--------	-------

Examensarbete, Niklas Sjögren, Intersex hos strandsnäckan *Littorina Littorea* med koppling till tennorganiska föreningar i industrihamnen i Malmö

Feb-mar 00	Strandsnäcka (<i>Littorina Littorea</i>)	TBT DBT	3 Malmö hamn (2 ref.)	GC-FDB	µg/kg vv
		Intersex	3 Malmö hamn (2 ref.)	Intersexmetoden (graderad skala)	mg/kg ts

SEMAC JV, Blåmuslingar, tilstansrapport

96	blåmussla (<i>Mytilus edilus</i>)	metaller	10		mg/kg ts
97	blåmussla (<i>Mytilus edilus</i>)	metaller	10		mg/kg ts
98	blåmussla (<i>Mytilus edilus</i>)	metaller	10		mg/kg ts

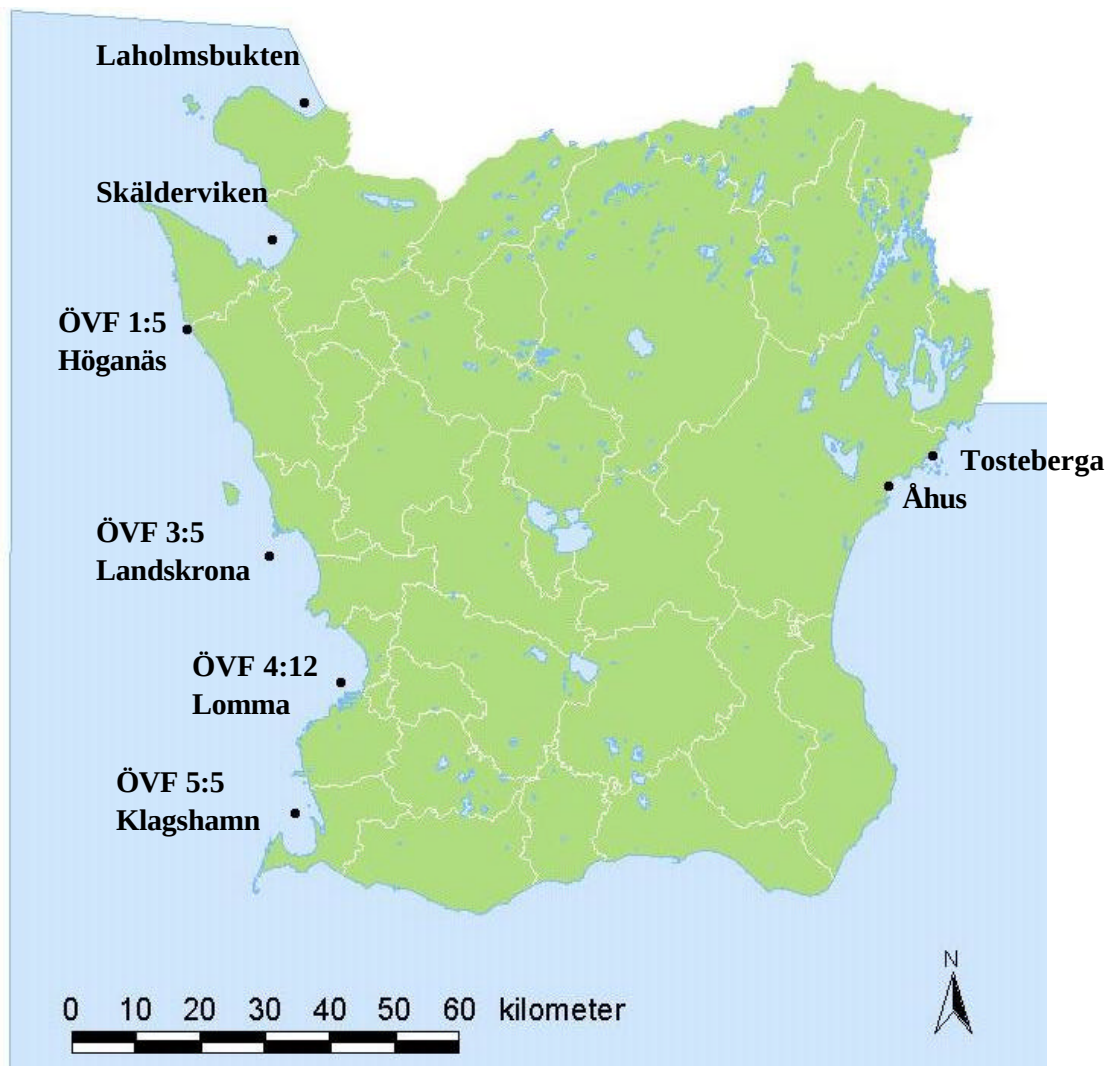
Länsstyrelsen Malmö, Tungmetaller och andra miljögifter i marin biota i Öresund - En sammanställning

95	blåmussla (<i>Mytilus edilus</i>) + annan bottenfauna	metaller	samman- ställning		
	ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	metaller	se ovan	Ej diskuterat	
	torsk (<i>Gadus morrhua</i>)	metaller	-	Se ovan	
		PCB, DDT, Dieldrin, Lindan, BHC, HCB	-	-	

76-77	skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	metaller	-	-	
	blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	kadmium	sammanfattning		µg/kg vv
	blåstång	kadmium	sammanfattning	Ej diskuterat	mg/kg ts

BILAGA 2.

Vattenvårdsförbundens skånska mätstationer vid undersökningar av organiska miljögifter i fisk samt fiskfysiologi.



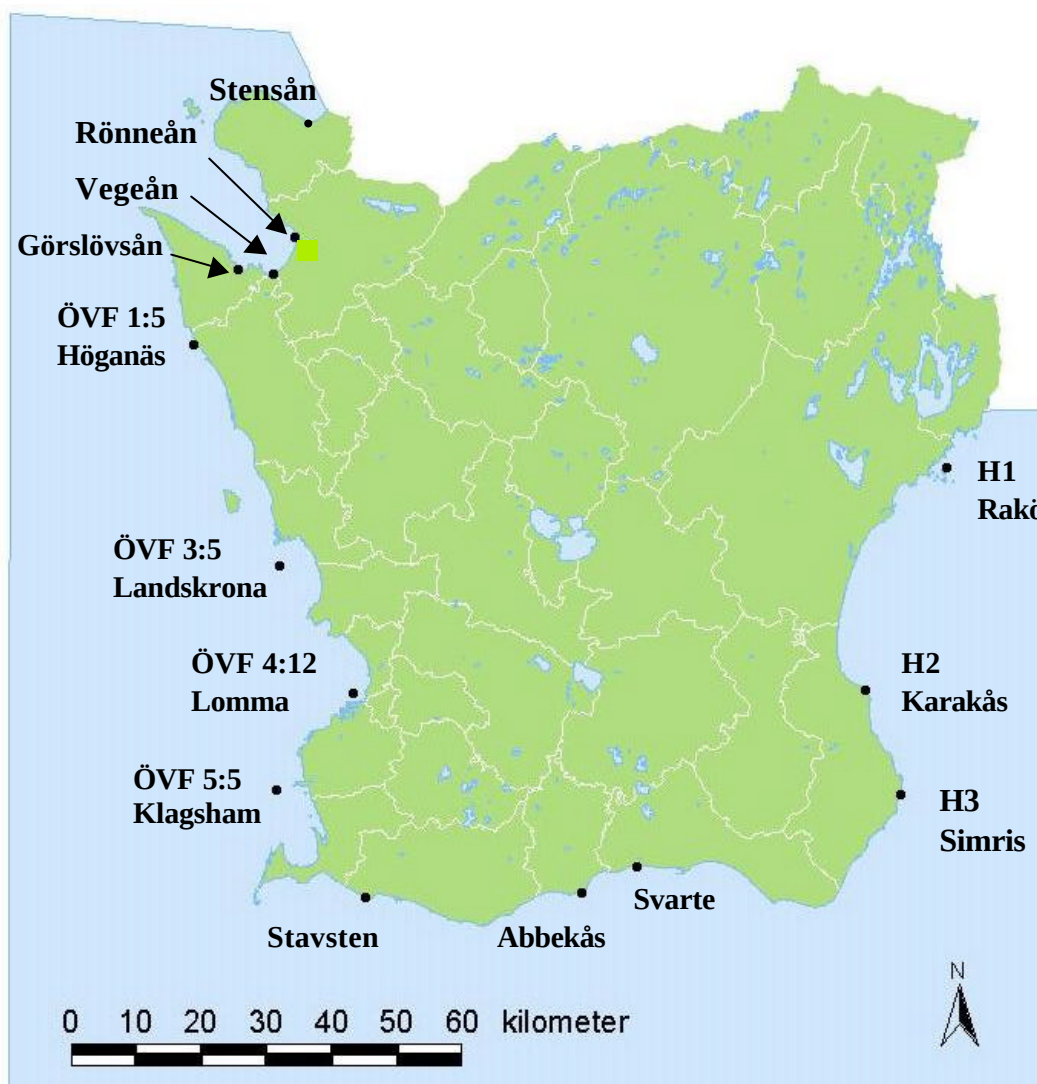
NORDVÄSTSKÅNES KUSTVATTENFÖRBUND : *Laholmsbukten och Skälderviken.*

ÖRESUNDS VATTENVÅRDSFÖRBUND: *ÖVF 1:5 (Höganäs), ÖVF 3:5 (Landskrona), ÖVF 4:12 (Lomma), ÖVF5:5 (Klagshamn).*

VATTENVÅRDSFÖRBUNDET FÖR VÄSTRA HANÖBUKTEN: *Åhus och Tosteberga.*

BILAGA 3.

Vattenvårdsförbundens mätstationer vid undersökningar av organiska miljögifter i blåmusslor.



NORDVÄSTSKÅNES KUSTVATTENFÖRBUND : *Stensåns mynning, Rönneåns mynning, Vegeåns mynning samt Görslövsåns mynning.*

ÖRESUNDS VATTENVÅRDSFÖRBUND: *ÖVF 1:5 (Höganäs), ÖVF 3:5 (Landskrona), ÖVF 4:12 (Lomma), ÖVF5:5 (Klagshamn).*

SYDKUSTENS VATTENVÅRDSFÖRBUND: *Stavsten, Abbekås och Svarte.*

VATTENVÅRDSFÖRBUNDET FÖR VÄSTRA HANÖBUKTEN: *H3 (Simris), H2 (Karakås), H1 (Rakö).*

BILAGA 4.

Mätstationerna inom Helsingborgs
kommuns kustkontrollprogram
1995-2000 (Göransson et al., 2001).





LÄNSSTYRELSEN

I SKÅNE LÄN

205 15 MALMÖ
291 86 KRISTIANSTAD
040-25 20 00 vx, 044-25 20 00 vx

Rapportserien Skåne i utveckling ISSN 1402-3393

- 2001:35 Skånes kustområde- ett nationallandskap. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:36 Egeside-området, med Härnестads ängar/Pulken, Yngsjö fälad, Egeside sjö och Helge å, i Kristianstads vattenrike. *Miljöenheten*
- 2001:37 Rinkaby ängar, med del av Horna ängar, I Kristianstads vattenrike. *Miljöenheten*
- 2001:38 Landlevande mollusker i Kristianstads vattenrike. *Miljöenheten*
- 2001:39 Användning, utsläpp och transport av arsenik, bly, kadmium och kvicksilver i Skåne. *Miljöenheten*
- 2001:40 Ej verkställda beslut och domar till äldre och funktionshindrade. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:41 Äldreomsorgen – en fråga om rättssäkerhet. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:42 Inventering av vanlig groda och åkergroda i Skåne 2001. *Miljöenheten*
- 2001:43 Effekttuppföljning i kalkade och icke kalkade vatten, sommar 2001. *Miljöenheten*
- 2001:44 En regional överblick – kartläggning och analys av regionala frågor. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:45 Skånes värdefulla jordbruksmark – tätortsexpansion, utbyggnad av infrastrukturen för högt klassade åkermark från 1960 till nutid. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:46 Utvärdering av Miljövårdsprogram för Skåne 1995. *Miljöenheten*
- 2001:47 Intern självutvärdering av Miljövårdsprogram för Skåne 1995. *Miljöenheten*
- 2001:48 Att bygga Skånes framtid. Miljötillståndet i Skåne – Årsrapport 2001. *Miljöenheten*
- 2001:49 Länsprogram för miljöövervakning i Skåne län 2002-2006. *Miljöenheten*
- 2001:50 Kartläggning externhandel, delrapport 1 Regionala analyser – handel. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:51 Kviksilver i insjöfisk i Skåne år 2000. *Miljöenheten*
- 2001:52 Örnäs i Örkeneds socken, en kulturhistorisk dokumentation. *Miljöenheten*
- 2001:53 Effekttuppföljning i kalkade och icke kalkade vatten, hösten 2001. *Miljöenheten*
- 2001:54 Anmälan/ansökan enligt SoL, omhändertagande enligt LVU, familjeplacerade barn. Statistik för år 2000. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:55 Hemlös i Malmö. En uppföljning 2000-2001. *Samhällsbyggnadsenheten*
- 2001:1 Skog och trädmiljöer längs nedre Helgeån i Kristianstads Vattenrike. *Miljöenheten*
- 2001:2 Öppen vård i utveckling, stadsbidrag fördelade under år 2001. *Samhällsbyggnadsenheten*