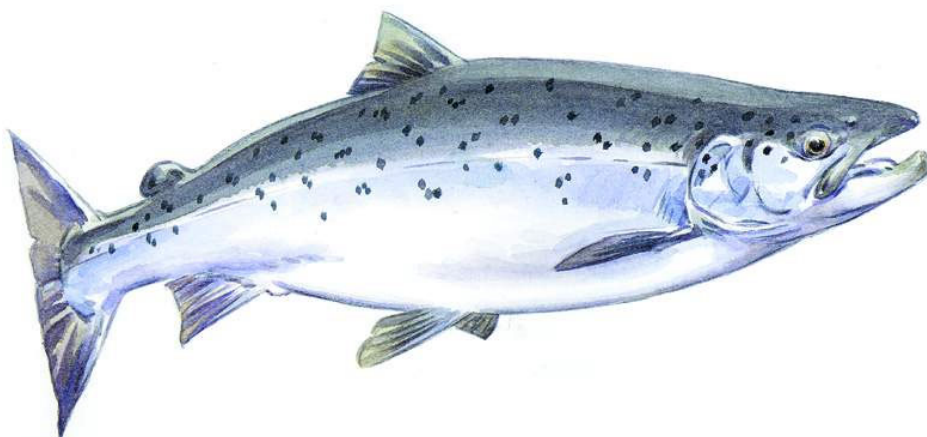
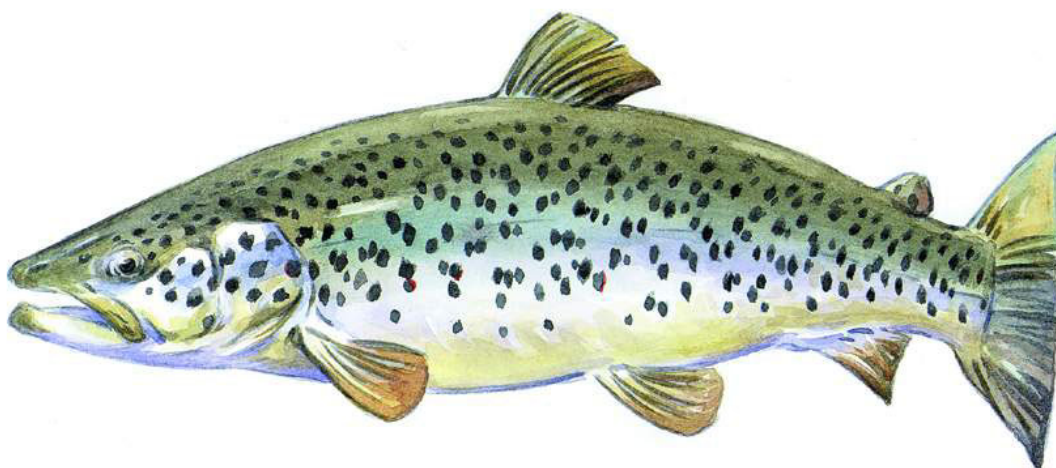


Vänerns vattenvårdsförbund

## Miljögifter i fisk 2001/2002

**I: Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Vänern och Vättern**

**II: Alkylfenoler i reningsverksprover och i fisk**



**Rapport nr 73 från Vätternvårdsförbundet**

# Miljögifter i fisk 2001/2002

**I: Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Vä-  
nern och Vättern**

**II: Alkylfenoler i reningsverksprover och i fisk**

Utgiven av:

Vänerns vattenvårdsförbund, Rapport nr 25. 2003. ISSN 1403-6134

Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 73. 2003. ISSN 1102-3791

Naturvårdsverket, 2003.

Tryck: Länsstyrelsen i Jönköping,

Tryckår: 2003

Upplaga: Första upplagan 1-300 ex

Omslagsbild:

**Författare: Del I:**           **Tomas Öberg Konsult AB**  
  **Gamla Brovägen 13**  
  **371 60 Lyckeby**  
  [www.tomasoberg.com](http://www.tomasoberg.com)

**Del II:**                   **Per-Ola Darnerud**  
                                  **Statens Livsmedelsverk**  
                                  **751 26 Uppsala**  
                                  [www.slv.se](http://www.slv.se)

**Jana Hajslova**  
**Inst Chem Technol**  
**Prag**

**Beställningsadress:**   Vätternvårdsförbundet  
                                  Länsstyrelsen  
                                  551 86 Jönköping  
                                  tel: 036-395000  
                                  fax: 036-167183  
                                  email: [ann-sofie.weimarsson@f.lst.se](mailto:ann-sofie.weimarsson@f.lst.se)

**Miljö och återvinning:** Rapporten är tryckt på svanenmärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.

Anm. Mikael Johansson har tagit foton och teckningarna är gjorda av Tommy Gustavsson. Bildmaterialet är upphovsrättsligt skyddat.

# Innehåll

<i>Förord</i>	4
<i>Del I: Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Vänern och Vättern</i>	6
<i>Inledning</i>	7
<i>Provtagning, analys och statistisk utvärdering</i>	7
<i>Resultat och diskussion</i>	9
Allmänna miljöföroreningar	10
Bekämpningsmedel	13
Metaller	19
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	21
PCDD, PCDF och PCB	22
<i>Föroreningsmönster av klorpesticider, PCB och dioxiner</i>	29
<i>Slutsatser</i>	33
<i>Källförteckning</i>	34
<i>Del II: Alkylfenoler i reningsverksprover och i fisk</i>	47
<i>Inledning</i>	47
<i>Material och metoder</i>	47
<i>Resultat och diskussion</i>	49
<i>Konklusion</i>	49
<i>Referenser</i>	49

## Förord

Vänern och Vättern är viktiga för både yrkes- och fritidsfisket. Gemensamt för båda sjöarna är att de har belastats av miljögifter. Många fiskar innehåller därför miljögifter som gör att de endast skall konsumeras i "lagom mängd". Livsmedelsverket har därför utfärdat så kallade kostrekommendationer för flera av de feta fiskarterna. Det är lite av en paradox att i till synes klara och rena sjöar, kan fiskarna innehålla höga halter av miljögifter. Men det är vedertagna fakta inom forskningen att de föroreningar som är fettlösliga ansamlas i fiskfett istället för i vatten.

I och med inträdet i EU kommer Sverige att införa det så kallade Ramdirektivet för vatten, vilket syftar till att säkerställa god ekologisk status i våra vattensystem. I vattendirektivet finns en lista på 33 miljöföroreningar som ska undersökas och minskas.

I båda sjöarna har miljögifter studerats under ett par decennier. I denna undersökning har Naturvårdsverket tillsammans med respektive vattenvårdsförbund i Vänern och Vättern utfört en studie över samtliga ämnen (utom flamskyddsmedel) enligt vattendirektivet samt några ämnen som ingår i livsmedelskontrollen, totalt 38 ämnen. Det är troligen första gången som en sådan stor undersökning i fisk har genomförts i landet. Analyserna är mycket kostsamma och för att minska kostnaderna något har analyserna utförts på så kallade samlingsprover, d.v.s. man tar lika bitar från samma art och blandar till ett prov. Provet blir därmed ett slags medelprov. En annan svårighet har varit att landets laboratorier ännu inte utvecklat kommersiella analyser för alla ämnen.

I rapporten har författaren (Tomas Öberg) jämfört resultaten med gällande gränsvärden och mot tidigare undersökningar. Författaren har också räknat ut hur mycket fisk man kan äta för att följa Livsmedelsverkets kostrekommendationer.

Men vad visar då analyserna?

Gemensamt för både Vänern och Vättern är:

- 23 ämnen kunde inte mätas i någon fisk, medan 8 ämnen fanns i alla proverna. Ytterligare 7 ämnen fanns i "vissa" prover.
- Det är de redan kända gifterna dioxin, PCB och kvicksilver som fortfarande utgör de största hoten för konsumtion av feta fiskar i Vänern och Vättern.
- Medelhalterna av dioxiner ligger under EU:s gränsvärde på 4 pg/g färskvikt (anges i TEQ exkl. dioxinlika PCB:er).

För Vättern gäller att:

- Halterna av t.ex. dioxiner, PCB, HCB är högst i röding, därefter i öring och lägst i lax. Detta beror på att fiskarna utsätts olika mycket för ämnena. Rödingen lever hela sitt liv i Vättern och växer långsamt. Öringen som föds och växer upp i vätterbäckarna, innan den vandrar ut i sjön, exponeras mindre för Vätterns miljögifter än rödingen. Laxen inplanteras i Vättern såsom tvååring och fiskas upp efter ytterligare ett par år i sjön.
- Fisken i södra Vättern har generellt högre halter än fisken från norra Vättern.

För Vänern gäller att:

- Halterna av flertalet miljögifter var högre i öring än i lax. En trolig förklaring till laxens lägre halter är att den dels växer snabbare än öringen och dels lever mer ute i sjön där exponeringen för miljögifter är lägre.
- Halterna av t.ex. dioxiner, PCB och DDT var högre i norra Vänern (Värmlandssjön) än i södra (Dalbosjön) och det beror på att industriutsläppen har varit betydligt större i norra delen av sjön.

Rapporten får flera konsekvenser. Först kan nämnas att då 23 av 38 ämnen inte kunde detekteras alls, borde det inte vara nödvändigt att i framtiden lägga "oproportionella" kostnader på dessa analyser, utan inrikta sig på problemämnena. Vidare kan resultaten användas som underlag för bedömning av tillståndet i respektive sjö, vid t ex miljökonsekvensbeskrivningar. I rapporten pekas nämligen ut vilka ämnen som är anmärkningsvärda. Sist så kan rapporten även användas inom forskningen, eftersom mindre fiskbitar finns bevarade i en provbank.

Undertecknade vill tacka Rickard Bjerselius och Marie Aune på Livsmedelsverket för samarbete kring vissa analyser och kommenterar på materialet. Samt givetvis alla de yrkesfiskare som hjälpt oss med fiskinsamlingen. Studien har finansierats av Naturvårdsverket med stöd från vattenvårdsförbunden i Vänern och Vättern.

I del II i redovisas en del av den s.k. screening som utfördes i landet under 2001. Där ingick provtagning av bl.a. ingående/utgående vatten på två reningsverk i Vätterns tillrinningsområde samt halter i abborrar i Vättern. I denna studie vill vi tacka Gunnar Olsson, Jönköpings kommun för hjälp med provtagning av vatten.

Måns Lindell  
Vätternvårdsförbundet

Agneta Christensen  
Vänerns vattenvårdsförbund

# Del I: Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Vänern och Vättern

*Tomas Öberg*

## Sammanfattning

Vätternvårdsförbundet och Väterns vattenvårdsförbund har genomfört en undersökning av miljögifter i fisk som omfattar 38 kemiska ämnen och ämnesgrupper samt ”dioxiner” (PCDD/PCDF) och PCB (polyklorerade bifenyler). I undersökningen ingår dels ämnen från den normala livsmedelskontrollen, dels de ämnen som anges i EUs vattendirektiv. Analyserna av ”EU-ämnena” har genomförts med stöd från Naturvårdsverket som är delfinansiär av projektet. De fiskarter som har undersökts är lax (Vänern), öring, röding (Vättern) och lake. Undersökningen ger därmed en relativt heltäckande bild av föroreningsituationen vad gäller fisk i Sveriges två största insjöar.

Analyserna av samlingsprov har utförts av Livsmedelsverket, Umeå universitet och ALcontrol AB. De flesta av de analyserade föroreningarna saknades helt i fiskproven. När det gäller allmänna miljöföroreningar så är det främst mjukgörare, ytaktiva ämnen och några enkla lösningsmedel som har detekterats. Däremot saknas spår av de flesta avvecklade och nu godkända icke-klorerade bekämpningsmedel, dock med tennorganiska föreningar som ett viktigt undantag. Samma iakttagelse är även giltig för icke-klorerade polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Av redovisning framgår att det främst är långlivade klororganiska föreningar som kan påvisas hos de flesta fiskarterna.

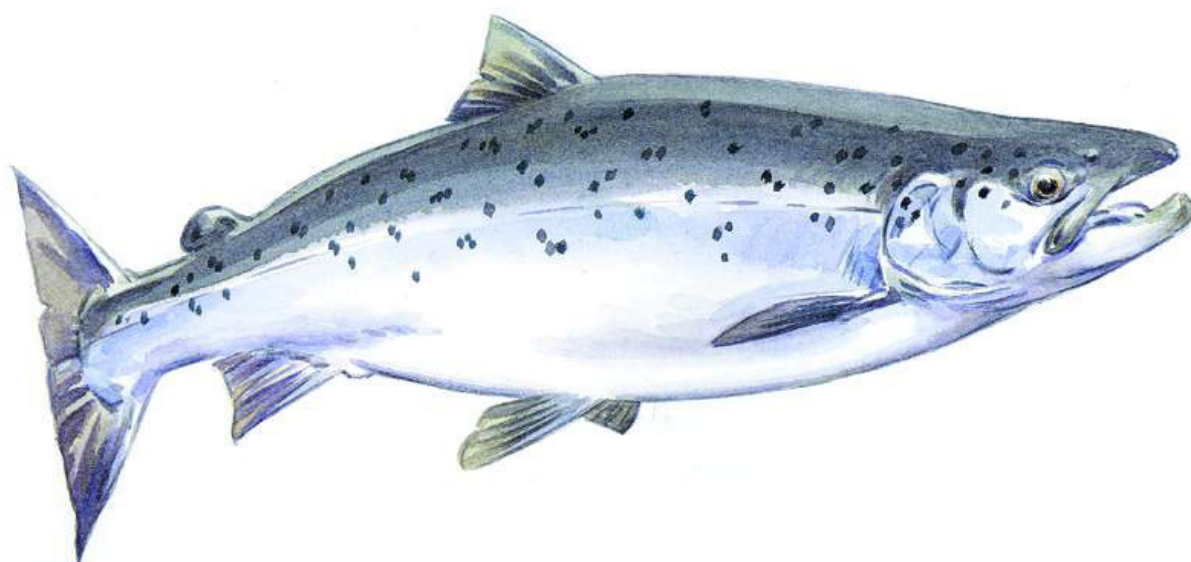
En tydlig minskning av klororganiska föreningarna skedde under 1970- och början av 1980-talet. Sedan dess har nivåerna legat relativt stabila. Kvicksilver, PCDD/PCDF och dioxinlika PCB är de ämnesgrupper som ligger högst i relation till de nivåer som har angetts som tolerabla från ett folkhälsoperspektiv. Det finns därför skäl att koncentrera undersökningsinsatserna till dessa grupper av miljöföroreningar. Klart är dock att medelhalten av PCDD/PCDF i fet fisk från Vänern och Vättern ligger under EUs nuvarande gränsvärde på 4 pg/g färskvikt.

Långlivade klorerade miljögifter fortsätter alltså att vara ett bekymmer, men när de gäller bekämpningsmedel så är det inte längre ett nationellt problem. Den statistiska utvärderingen av föroreningsmönstret tyder på att både klorerade bekämpningsmedelsrester och PCB kan häröra från långväga transport eller från någon typ av ”depåer” (ifrån tidigare utsläpp och användning). Däremot samvarierar PCDD, PCDF och hexaklorbensen inbördes, men endast i begränsad utsträckning med de övriga miljöföroreningarna. Då alla tre substansgrupperna kan bildas i högtemperaturprocesser så är det inte en orimlig hypotes att dessa föroreningar främst har sitt ursprung i närområdet.

## Inledning

Tomas Öberg Konsult AB har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet och Vänerns vattenvårdsförbund utvärderat genomförda undersökningar av organiska ämnen i fiskmaterial från Väner och Vättern. Projektet har syftat till att belysa förekomsten av de miljögifter som pekas ut i EUs ramdirektiv för vatten. Projektet har därmed kompletterat en undersökning som parallellt har genomförts av Livsmedelsverket i syfte att bli ett underlag för kostråd avseende konsumtionsfisk. De kompletterande analyserna har genomförts med stöd från Naturvårdsverket som är delfinansiär av projektet.

Den genomförda undersökningen har främst syftat till att påvisa om de utpekade ämnena förekommer eller ej och antalet prov har begränsats till 8 st samlingsprov från de båda sjöarna. Det sammanlagda antalet analysparametrar för dessa samlingsprov uppgick till 102 st ämnen, kongener och element. Därmed är undersökningen sannolikt den mest heltäckande kartering som har genomförts i Sverige vad avser analysomfattningen för de enskilda fiskproven.



*Bild 1: Lax (Salmo salar)*

## Provtagning, analys och statistisk utvärdering

Fisk infångades genom vattenvårdsförbundens försorg i Väner och Vättern under senhösten och vintern 2001-2002. De fiskarter som har omfattats av analysprogrammet är röding (Vättern), öring, lax (Väner) och lake. Samlingsprov, omfattande mellan 7-10 individer (fiskar), har preparerats av Livsmedelsverket och analyserats där, av Umeå universitet och av ALcontrol AB.

Proven som har analyserats av Livsmedelsverket (SLV) och Umeå universitet är identiska. Fyra av de prov som analyserats av ALcontrol AB är identiska med dessa, men för två av proven finns en skillnad avseende en individ (fisk). ALcontrol har även analyserat samlings-

prov avseende lake från de båda sjöarna. I tabell 1 förtecknas de olika samlingsproven och hur de är sammansatta. I bilaga 1 och 2 förtecknas ytterligare information avseende de prov som analyserades av dels Livsmedelsverket och Umeå universitet, dels ALcontrol.

*Tabell 1: Samlingsprov fisk, storleksintervall, antal individer och kön analyserade av respektive laboratorium.*

Plats	Art	Vikt (kg)	Längd (cm)	SLV och Umeå univ.	ALcontrol AB
N. Vänern	Lax	2.8-4.1	63.5-71	5 f + 5 m	
	Öring	2.3-7.3	63-86.5	9 f	9 f + 1 m
	Lake	1.1-2.8	54-80		7 f + 1 m + 1 ?
S. Vänern	Lax	2.6-3.6	63-68.5	7 f	
	Öring	2.4-5.6	66-79	10 f	10 f
	Lake	1.1-1.8	52-65.5		9 f + 1 m
N. Vättern	Lax	2.0-3.7	59.5-71	3 f + 7 m	
	Öring	0.54-2.0	41-58	9 f	
	Röding	0.54-0.93	40.5-48	4 f + 1 m + 5 ?	4 f + 1 m + 5 ?
	Lake	0.45-0.68	39.5-47		5 f + 5 m
S. Vättern	Lax	2.3-6.7	60-79.5	6 f + 4 m	
	Öring	0.75-3.1	47-76	7 f	
	Röding	0.79-1.3	44.5-53	10 f	10 f + 1 m
	Lake	0.56-2.9	38.5-68		9 f + 1 m

f = hona ("female") och m = hane ("male").

Fiskkött (muskulatur) från respektive samlingsprov har analyserats med avseende på de ämnen som anges i EUs ramdirektiv för vatten 2455/2001/EG [1]. Analyserna av polybromerade difenyletrar (PBDE) har dock fått utgå från utvärderingen eftersom analyserna inte blev klara i tid. Dessutom har polyklorerade bifenyler (PCB), dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) och dibensofuraner (PCDF) analyserats.

Analysarbetet har fördelats mellan de olika laboratorierna så att Livsmedelsverket har analyserat klorpesticider och PCB, Umeå universitet har analyserat PCDD/PCDF och fyra "plana" PCB, samt att ALcontrol AB har analyserat övriga pesticider, organiska miljöföroreningar och metaller.

Antalet prov är få och på gränsen för att det ska vara möjligt att statistiskt utvärdera resultaten och som nämdes var det inte hellre syftet med projektet. Bedömningen av analysresultaten underlättas dock av statistiska tekniker som kan visa på samband, mönster och avvikelser. Några av de metoder som förekommer här är normalfördelningsdiagram, regressionsanalys, återsampling och principalkomponentanalys. De två förstnämnda metoderna används rutinmässigt i många sammanhang och beskrivs i de flesta läroböcker [2, 3]. Återsampling är en relativt ny simuleringsteknik och när den underliggande frekvensfördelningen av mätdata är okänd så kan detta förfarande ersätta och ge säkrare skattningar än många statistiska standard-



förfaranden [4]. Principalkomponentanalys (PCA) slutligen är en klassisk teknik för att beskriva och granska mätdata med många variabler, s.k. multivariata data [5, 6]. De angivna litteraturreferenserna ger en ingående beskrivning av respektive teknik.



*Bild 2: Öring (Salmo trutta)*

## Resultat och diskussion

Den undersökning som nu har slutförts av vattenvårdsförbunden i Vänern och Vättern är vad avser antalet analysparametrar den mest omfattande som någonsin genomförts i Sverige. Det innebär i många fall att jämförelsedata saknas. Utvecklingen vad avser kemisk analysmetodik innebär dessutom att det ibland är svårt att göra jämförelser med äldre undersökningar.

Samtliga primära analysresultat redovisas i bilagorna 3-5.

Redovisningen av halter skiljer till viss del mellan laboratorierna. Livsmedelsverket och Umeå universitet har redovisat alla halter per kg färskvikt. ALcontrol AB har i många fall valt att redovisa halten per kg torrsubstans. När det har varit motiverat så sker därför en omräkning till halt per kg färskvikt. Många äldre undersökningar anger även halter per g fett.

En naturlig fråga när nya mätresultat av miljöföroreningar i livsmedel presenteras är om det är farligt, eller om det utgör ett miljöhot. Analysresultaten har därför, förutom att de har utvärderats rent statistiskt, även jämförts med aktuella gränsvärden i Sverige och inom EU. När sådana jämförelsevärden har saknats så har jämförelser gjorts med av WHO fastställda tolerabla dagliga intag (TDI) eller av U.S. EPA (amerikanska naturvårdsverket) angivna referensdoser.

Ytterligare underlag om de olika analyserade ämnenas förekomst och uppträdande i miljön finns i den vetenskapliga litteraturen. Två sammanställningar som kan rekommenderas är dels "Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals" [7], dels en svenska rapport angående vattendirektivets prioriterade ämnen [8]. I en nyligen publicerad rapport från Naturvårdsverket behandlas utsläpp av vissa farliga ämnen till vattenmiljön [9].

Redovisningen och diskussionen av resultaten har grupperats enligt följande: Allmänna miljöföroreningar, bekämpningsmedel, metaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) samt polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD), dibensofuraner (PCDF) och bifenyler (PCB). Det kan dock finnas anledning att inleda med en översikt av förekomsten av de substanser och substansgrupper som ingick i projektet, tabell 2. ”Dioxiner” och PCB kunde detekteras i samtliga prov.

Tabell 2: Förekomst analyserade ämnen i samlingsprov av fisk från Vänern och Vättern.

Typ	Ej förekomst	I några prov	I alla prov
Allmänna miljöföroreningar	7 st	3 st	2 st
Bekämpningsmedel	9 st	1 st	5 st
Metaller	1 st	2 st	1 st
Polycykliska aromatiska kolväten	6 st	1 st	0 st
Summa	23 st	7 st	8 st

Rapporterad förekomst av ett ämnen beror av dels den faktiska halten i miljön, dels den valda analysmetodens detektionsgräns. De flesta av de analyserade föroreningarna har inte kunnat påvisas i fiskproven. När det gäller allmänna miljöföroreningar så är det främst mjukgörare, ytaktiva ämnen och några enkla lösningsmedel som har detekterats. Däremot saknas spår av de flesta avvecklade och nu godkända icke-klorerade bekämpningsmedel, dock med tennorganiska föreningar som ett viktigt undantag.. Samma iakttagelse är även giltig för icke-klorerade polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Av den redovisning som följer framgår det också att det främst är långlivade klororganiska föreningar som kan påvisas hos de flesta fiskarterna.

## Allmänna miljöföroreningar

### Bensen

Bensen (CAS-nr: 71-43-2) används industriellt som lösningsmedel och syntesråvara, men den huvudsakliga utsläppskällan är fordonstrafiken. Förekomst av bensen har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var i lägre än 0.01 mg/kg TS i fem av proven och nära detektionsgränsen i de övriga tre.

### Kloralkaner (klorparaffiner)

Kloralkaner C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> (CAS-nr: 85535-84-8) används som kyl- och smörjmedel, flamskyddsmedel, mjukgörare, m.m. Importen till Sverige är enligt Kemikalieinspektionens produktregister strax under 400 ton per år. Förekomst av kloralkaner (1-klordekan, 1-klor-dodekan och 1-klortetradekan) har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var för samtliga dessa tre komponenter lägre än 0.1 mg/kg TS.

Det finns givetvis ett stort antal andra kongener av kloralkaner som inte omfattas av analysen. Svårigheterna att analysera dessa ämnen gör miljöövervakningen särskilt besvärlig [10, 11].

### 1,2-Dikloretan

1,2-Dikloretan (CAS-nr: 107-06-2) används som syntesråvara och lösningsmedel. Förekomst av 1,2-dikloretan har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var för samtliga dessa lägre än 0.05 mg/kg TS.

## Diklormetan

Diklormetan (CAS-nr: 75-09-2) används som lösningsmedel. Förekomst av diklormetan har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten i dessa var 2.2 mg/kg TS, med ett variationsintervall på 1.1-3.4 mg/kg TS. Haltvariationerna (färskvikt) avviker inte från en slumpmässig normalfördelning.

U.S. EPA har som referensdos (icke-carcinogena effekter) angivit en exponering på 0.06 mg/kg kroppsvikt och dag [12]. Referensdosen avspeglar en exponeringsnivå som inte ger skadliga effekter ens för särskilt utsatta grupper vid exponering under ett helt liv. De nu uppmätta halterna utgör därför inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna.

Diklormetan brukar inte anses som bioackumulerande, men någon experimentellt bestämd biokoncentrationsfaktor (BCF) har inte kunnat återfinnas i litteraturen. De uppmätta halterna i fiskproven måste likväl anses som anmärkningsvärt höga, när de relateras till de vattenkoncentrationer som finns rapporterade i litteraturen [7]. Det finns därför anledning att utreda bakgrunden till avvikelserna.

## Di-(2-etylhexyl)ftalat

Di-(2-etylhexyl)ftalat (CAS-nr: 118-81-7) används som mjukgörare. Förekomst av di-(2-etylhexyl)ftalat har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten i dessa var 1.9 mg/kg TS, med ett variationsintervall på 0.35-4.5 mg/kg TS. Haltvariationerna avviker inte från en slumpmässig normalfördelning.

U.S. EPA har som referensdos (icke-carcinogena effekter) angivit en exponering på 0.02 mg/kg kroppsvikt och dag [12]. Referensdosen avspeglar en exponeringsnivå som inte ger skadliga effekter ens för särskilt utsatta grupper vid exponering under ett helt liv. De nu uppmätta halterna utgör därför inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna.

## Hexaklorbutadien

Hexaklorbutadien (CAS-nr: 87-68-3) används som lösningsmedel och syntesråvara. Förekomst av hexaklorbutadien har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var för samtliga dessa lägre än 0.05 mg/kg TS.

## Naftalen

Naftalen (CAS-nr: 91-20-3) räknas ibland till PAH-föreningarna. Ämnet har en viss industriell användning, men förekommer även i luftutsläpp från ofullständig förbränning. Förekomst av naftalen har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten i dessa var 0.026 mg/kg TS, med ett variationsintervall på <0.01-0.062 mg/kg TS. Haltvariationerna (färskvikt) avviker inte från en slumpmässig normalfördelning.

## Nonylfenoler

Nonylfenoler (CAS-nr: 25154-52-3) används vid tillverkning av nonylfenoletoxylater (den verksamma beståndsdelen i många industriella rengöringsmedel). 4-Nonylfenol och nonylfenoler har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var för samtliga dessa lägre än detektionsgränsen, som varierade mellan 0.1-0.9 mg/kg TS.

## Oktylfenoler

Oktylfenoler (CAS-nr: 1806-26-4 och 140-66-9 4-tert-isomer) har en mängd olika industriella användningar. 4-tert-oktylfenol har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var för samtliga dessa lägre än 0.01 mg/kg TS.

Fiskprov avseende abborre och röding från Vättern analyserades även i en annan nyligen slutförd undersökning [13, 14]. Detektionsgränsen var då lägre och de uppmätta halterna av 4-tertoctylfenol varierade mellan 0.0003-0.0031 mg/kg färskvikt.

### **Pentaklorbensen**

Pentaklorbensen (CAS-nr: 608-93-5) används som syntesråvara. Pentaklorbensen bildas även oavsiktligt i industriella högtemperaturprocesser, exempelvis vid förbränning av klorhaltigt material och smältning av skrot [15, 16]. Förekomst av pentaklorbensen har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var för samtliga dessa lägre än 3 µg/kg TS.

### **Triklorbensen**

Triklorbensen (CAS-nr: 12002-48-1) används som lösningsmedel och syntesråvara. Triklorbensener bildas även oavsiktligt i industriella högtemperaturprocesser, exempelvis vid förbränning av klorhaltigt material och smältning av skrot [15, 16]. Förekomst av 1,3,5-, 1,2,4- och 1,2,3-triklorbensen har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halterna var för samtliga dessa lägre än 3 µg/kg TS.

### **Triklormetan (kloroform)**

Triklormetan (CAS-nr: 67-66-3) används som lösningsmedel och syntesråvara, men kan även bildas naturligt. Förekomst av triklormetan har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten var 0.14 mg/kg TS, , med ett variationsintervall på <0.05-0.26 mg/kg TS. Haltvariationerna (färskvikt) avviker inte från en slumpmässig normalfördelning.

U.S. EPA har som referensdos (icke-carcinogena effekter) angivit en exponering på 0.01 mg/kg kroppsvikt och dag [12]. Referensdosen avspeglar en exponeringsnivå som inte ger skadliga effekter ens för särskilt utsatta grupper vid exponering under ett helt liv. De nu uppmätta halterna utgör därför inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna.

## **Bekämpningsmedel**

Användningen av bekämpningsmedel är hårt reglerad. Bekämpningsmedel måste vara godkända av Kemikalieinspektionen för att få släppas ut på marknaden i Sverige. För respektive ämne nedan redovisas, förutom analysresultaten, även dess status enligt Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelsregister.

### **Alaklor**

Alaklor (CAS-nr: 15972-60-8) används i herbicider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1978. Förekomst av alaklor har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.05 mg/kg TS.

### **Atrazin**

Atrazin (CAS-nr: 1912-24-9) används i herbicider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1989. Förekomst av atrazin har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.05 mg/kg TS

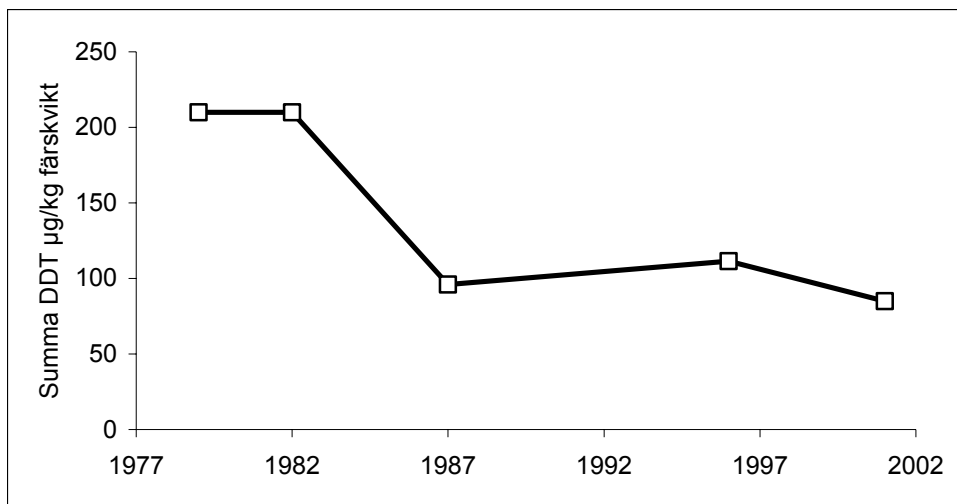
### **Diuron**

Diuron (CAS-nr: 330-54-1) används i herbicider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1992. Förekomst av diuron har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.1 mg/kg TS.

### **DDT**

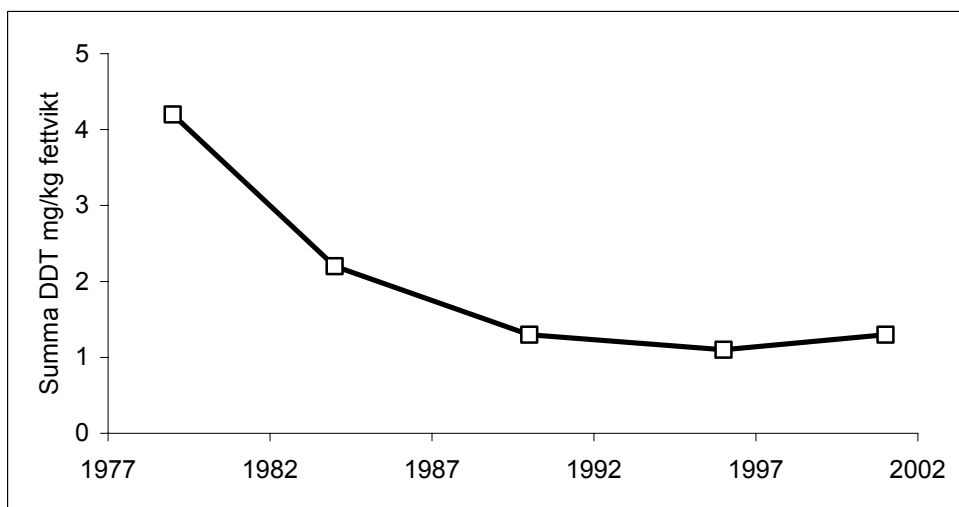
DDT (CAS-nr: 50-29-3) används i insekticider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1975. Den globala användningen har kraftigt begränsats genom Stockholmskonventionen. Förekomst av DDT och nedbrytningsprodukter (DDE och DDD) har analyserats av Livsmedelsverket i 10 fiskprov och den sammanlagda halten varierade i intervallet 17-164 µg/kg färskvikt. Två av proven avvek med betydligt högre halt än de övriga. Röding och öring från södra Vättern innehöll 110 respektive 164 µg/kg färskvikt vilket är ca 2-4 ggr högre halt än de övriga fiskproven. Halterna är dock likartade med vad som har uppmätts i olika undersökningar under åren 1979-1996, med undantag för 1991 [17, 18]. Halterna understiger väsentligt det tidigare gränsvärdet för summa DDT som var 5000 µg/kg färskvikt [18].

I figur 1 visas hur DDT-halten i Vätternröding har varierat över tiden. Analysresultat från 1991 har uteslutits. Det året var de uppmätta föroreningshalterna höga, men de var sin tur direkt kopplade till de extremt höga fetthalterna i den fisk som infångades. I början av 1980-talet var trenden fortfarande sjunkande, men nivån har sedan dess legat relativt stabil.



Figur 1: Variation över tiden i DDT-halten hos Vätternröding (µg/kg färskvikt).

I denna undersökning så varierade halten av DDT och nedbrytningsprodukter (DDE och DDD) i fiskproven från Vänern mellan 17-30 µg/kg färskvikt. I figur 2 visas hur DDT-halten i öring från Vänern har varierat över tiden. Jämförelsevärdena redovisade i mg/kg fettvikt för perioden 1979-96 är hämtade från tidigare undersökningar [19, 20]. Förändringen över tiden är densamma som i Vätternfischen, dvs en minskning i början av 1980-talet och sedan en stabil nivå.



Figur 2: Variation över tiden i DDT-halten hos öring från Vänern (mg/kg fettvikt).

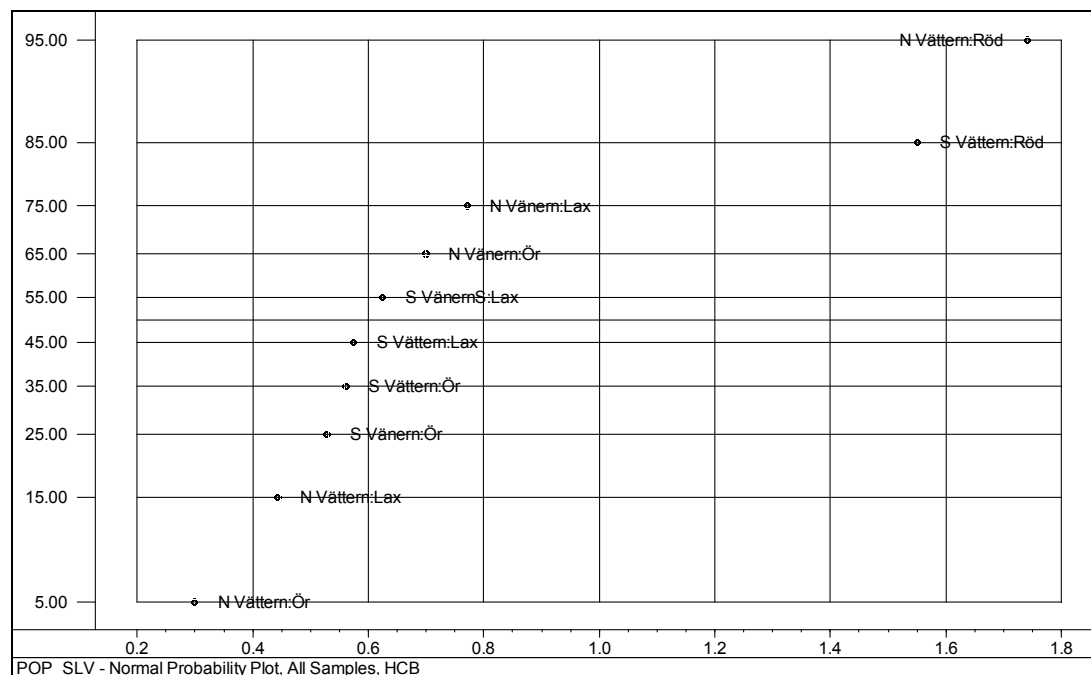
## Endosulfan

Endosulfan (CAS-nr: 115-29-7 och 959-98-8  $\alpha$ -isomer) används i insekticider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1995. Förekomst av endosulfan har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.05 mg/kg TS.

## Hexaklorbensen

Hexaklorbensen (CAS-nr: 118-74-1) har använts som fungicid. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1980. Övrig industriell användning var begränsad och har sedan länge upphört [21]. Hexaklorbensen bildas även oavsiktligt i industriella högtemperaturprocesser, exempelvis vid förbränning av klorhaltigt material och smältning av skrot [16, 22]. Hexaklorbensen är en av de tolv persistenta (långlivade) organiska miljögifter vars användning förbjuds eller kraftigt begränsas genom Stockholmskonventionen [23].

Förekomst av hexaklorbensen har analyserats av Livsmedelsverket i 10 fiskprov och halten varierade i intervallet 0.3-1.7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt. Halterna i 8 av fiskproven varierade enligt en normalfördelning, men två av proven avvek med betydligt högre halt. Röding från södra och norra Vättern innehöll ca 3 ggr högre halt än de övriga fiskproven. Ett normalfördelningsdiagram visar tydligt skillnaden, figur 3. Är spridningen slumpmässig så förväntas alla provresultaten ligga längs en rät linje.



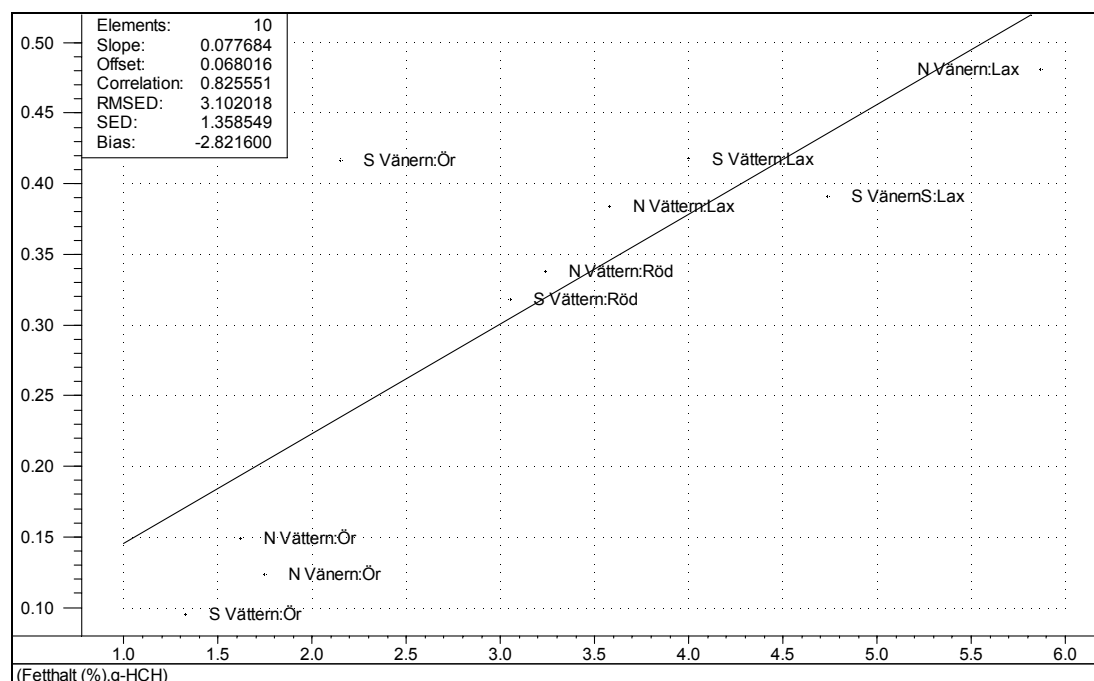
Figur 3: Normalfördelningsdiagram, kumulativ frekvensfördelning vs. mätvärden för hexaklorbensen ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt).

Nu uppmätta halter i röding från Vättern (1.6-1.7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) ligger inom samma variationsintervall (1.4-1.6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) som vid en tidigare undersökning 1996. Tidigare utvärderingar har inte visat på tydliga avvikelser mellan analyserade halter i röding från Vättern i jämförelse med en relativt opåverkad miljö som Abiskojaure [18, 24]. Halterna i lax och öring från Vänern (0.5-0.8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) var också helt jämförbara med de halter (0.7-1.3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) som uppmätts i en tidigare undersökning 1990/91 [20].

WHO har angett det tolerabla dagliga intaget (TDI) av hexaklorbensen till 0.16-0.17  $\mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvikt och dag [25]. Eftersom TDI-värdet avser livstidsexponering så utgör de nu uppmätta halterna inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna.

## Hexaklorcyklohexan

Hexaklorcyklohexan (CAS-nr: 608-73-1 och 58-89-9  $\gamma$ -isomer, lindan) används i insekticider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1989. Förekomst av hexaklorcyklohexan  $\alpha$ -,  $\beta$ - och  $\gamma$ -isomer) har analyserats av Livsmedelsverket i 10 fiskprov. Halten av  $\gamma$ -isomeren (lindan) varierade i intervallet 0.1-0.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt. Summan av alla tre isomererna varierade i intervallet 0.1-0.9  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt. Haltskillnaderna förefaller att vara direkt relaterade till fetthalten, figur 4.

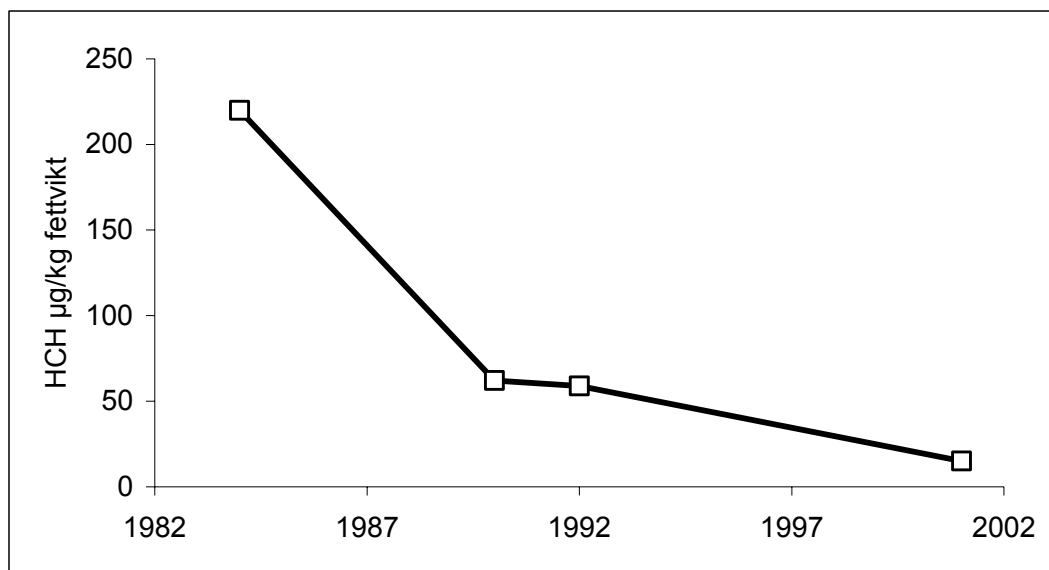


Figur 4: Halt  $\gamma$ -hexaklorcyklohexan ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) vs. fetthalt (%).

Halten av hexaklorcyklohexan i Vätternrödning (0.6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) är något lägre än vid en undersökning i Vättern 1996 (1.4-1.6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt), men högre än de halter som uppmäts i Abiskojaure [18].

I figur 5 visas hur HCH-halten ( $\alpha$ - och  $\gamma$ -isomer) i Vänerlax och öring (poolade prov avseende båda fiskarterna) har varierat 1984-2001. Jämförelsevärden redovisade i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fettvikt för perioden 1984-92 är hämtade från en tidigare undersökning [20].





Figur 5: Variation över tiden i HCH-halt hos lax och öring från Vänern (µg/kg fettvikt).

U.S. EPA har som referensdos (icke-carcinogena effekter) angivit en exponering på 0.3 µg/kg kroppsvikt och dag [12]. Referensdosen avspeglar en exponeringsnivå som inte ger skadliga effekter ens för särskilt utsatta grupper vid exponering under ett helt liv. De nu uppmätta halterna utgör därför inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna.

### Isoproturon

Isoproturon (CAS-nr: 34123-59-6) används i herbicider. I Sverige finns idag fem godkända preparat. Förekomst av isoproturon har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.05 mg/kg TS.

### Klorfenvinfos

Klorfenvinfos (CAS-nr: 470-90-6) används i insekticider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 2001. Förekomst av klorfenvinfos har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.05 mg/kg TS.

### Klorpyrifos

Klorpyrifos (CAS-nr: 2921-88-2) används i insekticider. I Sverige finns idag tre godkända preparat. Förekomst av klorpyrifos har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.05 mg/kg TS.

### Pentaklorfenol

Pentaklorfenol (CAS-nr: 87-86-5) används i både fungicider och insekticider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1978. Pentaklorfenol bildas även oavsiktligt i industriella högtemperaturprocesser, exempelvis vid förbränning av klorhaltigt material och smältning av skrot [15, 16]. Förekomst av pentaklorfenol har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och detekterbara halter, i intervallet 0.02-1.1 mg/kg TS, återfanns i fem av dessa. Ett av samlingsproven, öring från norra Vänern, innehöll en påtagligt och statistiskt signifikant högre halt än de övriga. Räknas rapporterade halter om till färskvikt, så är medelhalten för de 7 proven med låg halt 4.9 µg/kg färskvikt och i provet med hög halt 309 µg/kg färskvikt. Påverkan från en lokal källa kan inte uteslutas.

Jämförelsevärden från Vänern och Vättern saknas. IVL genomförde nyligen en undersökning av pentaklorfenol i miljöprover. I livsmedel, bl.a. fisk från Östersjön, uppmättes halter mellan <math><0.5-2.7 \mu\text{g}/\text{kg}</math> färskvikt [26]. WHO har angett  $4 \mu\text{g}/\text{kg}$  eller lägre som typiska halter i fisk. U.S. EPA har som referensdos (icke-karcinogena effekter) angivit en exponering på  $30 \mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvikt och dag [12]. Referensdosen avspeglar en exponeringsnivå som inte ger skadliga effekter ens för särskilt utsatta grupper vid exponering under ett helt liv. De nu uppmätta halterna utgör därför inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna.

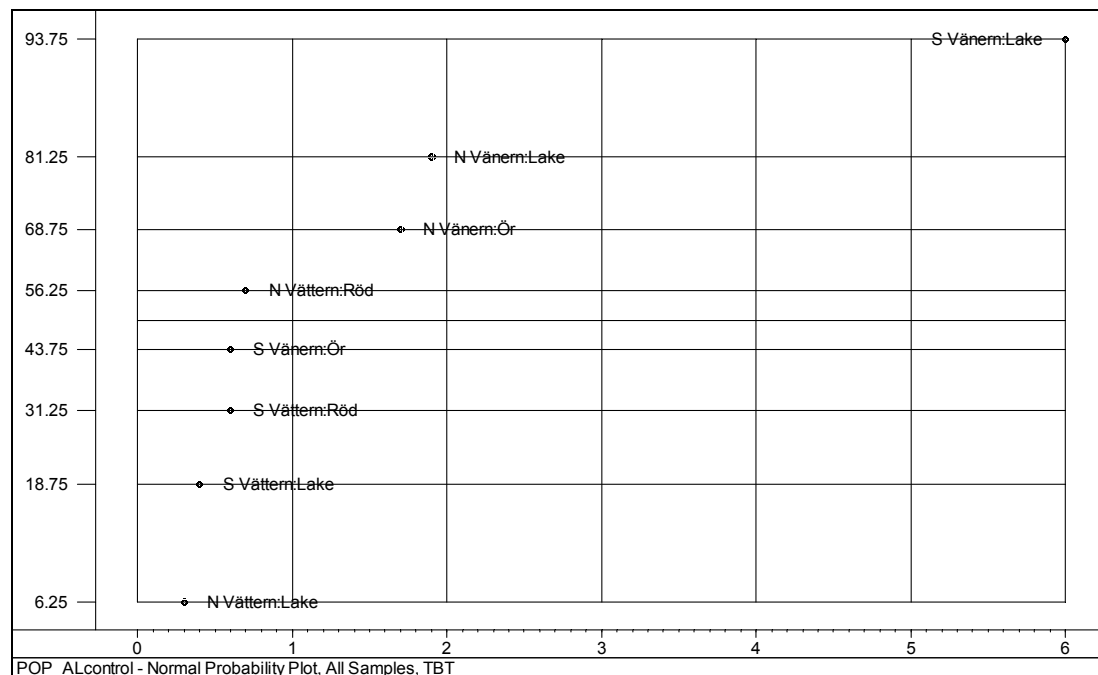
## Simazin

Simazin (CAS-nr: 122-34-9) används i herbicider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1989. Förekomst av simazin har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än  $0.05 \text{ mg}/\text{kg}$  TS.

## Tributyltennföreningar

Tributyltennföreningar (olika CAS-nr beroende på derivat) används som fungicid, baktericid och molluskicid i båtbottnfärg. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 2001. Förekomst av tributyltennföreningar har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten var  $1.5 \mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt, med ett variationsintervall på  $0.3-6 \mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt.

Ett normalfördelningsdiagram visar att halterna i tre av fiskproven avvek från vad som kan förväntas vid en slumpmässig variation, figur 6. Samtliga prov med förhöjd halt ( $>1.5 \mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) var från Vänern.



Figur 6: Normalfördelningsdiagram, kumulativ frekvensfördelning vs. mätvärden för tributyltennföreningar ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt).

WHO har angett ett ”guidance value” för tributyltennoxid på  $0.3 \mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvikt och dag. Detta vägledande värde avspeglar en exponeringsnivå som inte ger skadliga effekter ens för

särskilt utsatta grupper vid exponering under ett helt liv. De nu uppmätta halterna utgör därför inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna [27].

### **Trifenyltennföreningar**

Trifenyltennföreningar (olika CAS-nr beroende på derivat) används som fungicid, baktericid och molluskicid i båtbottnfärg. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1995. Förekomst av trifenyltennföreningar har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten var 7.2 µg/kg färskvikt, med ett variationsintervall på 0.4-21 µg/kg färskvikt. Variationsmönstret avviker från en slumpmässig fördelning, men det finns ingen tydlig koppling till lokal eller art. Det kan dock tyckas märkligt att halterna är högre för denna grupp av tennorganiska föreningar än för motsvarande tennbutylföreningar som avvecklades senare.

JMPR (Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues) har angett det acceptabla dagliga intaget (ADI) av trifenyltennföreningar till på 0.5 µg/kg kroppsvikt och dag. ADI-värdet avspeglar en exponeringsnivå som inte ger skadliga effekter ens för särskilt utsatta grupper vid exponering under ett helt liv. De nu uppmätta halterna utgör därför inte en påvisbar hälsorisk för konsumenterna [28].

### **Trifluralin**

Trifluralin (CAS-nr: 1582-09-8) används i herbicider. I Sverige finns inte något godkänt preparat efter 1990. Förekomst av trifluralin har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.05 mg/kg TS.

## **Metaller**

### **Kadmium (Cd)**

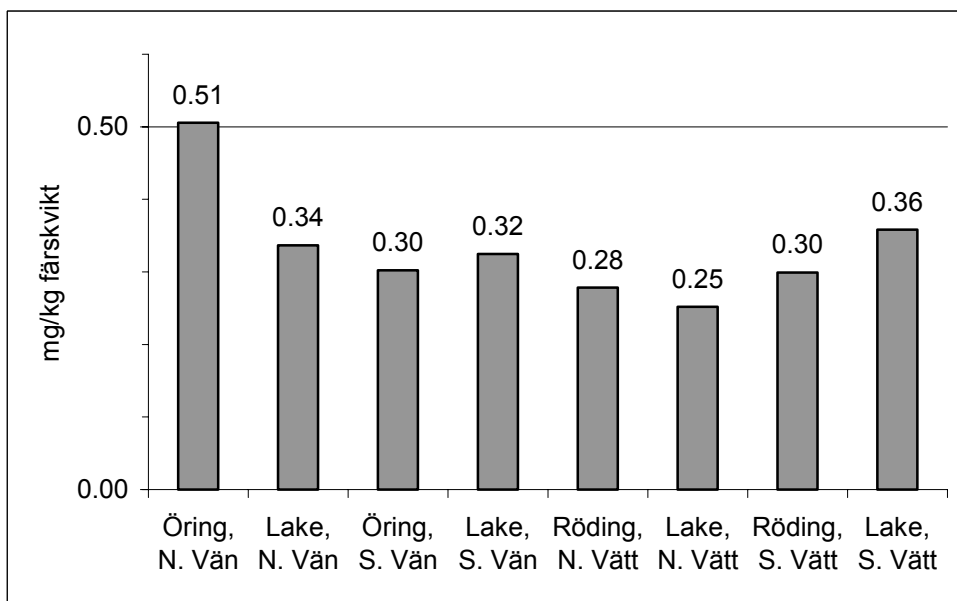
Kadmium (CAS-nr: 7440-43-9) används i NiCd-batterier och förekommer även som förorening tillsammans med zink. Förekomst av kadmium har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och halten var i samtliga lägre än 0.6 µg/kg TS. Det aktuella EU-gränsvärdet för kadmium i fisk är 50 µg/kg färskvikt [29].

### **Bly (Pb)**

Bly (CAS-nr: 7439-92-1) används idag bl.a. i batterier, målarfärg och hagelammunition. Förekomst av bly har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten i dessa var 0.015 mg/kg TS, med ett variationsintervall på <0.002-0.075 mg/kg TS. Det högsta värdet som avser röding från södra Vättern, avvek signifikant från de övriga analysresultaten. Omräknat till färskvikt motsvarar det 0.02 mg/kg, vilket kan jämföras med det aktuella EU-gränsvärdet för fisk som är 0.2 mg/kg färskvikt [29].

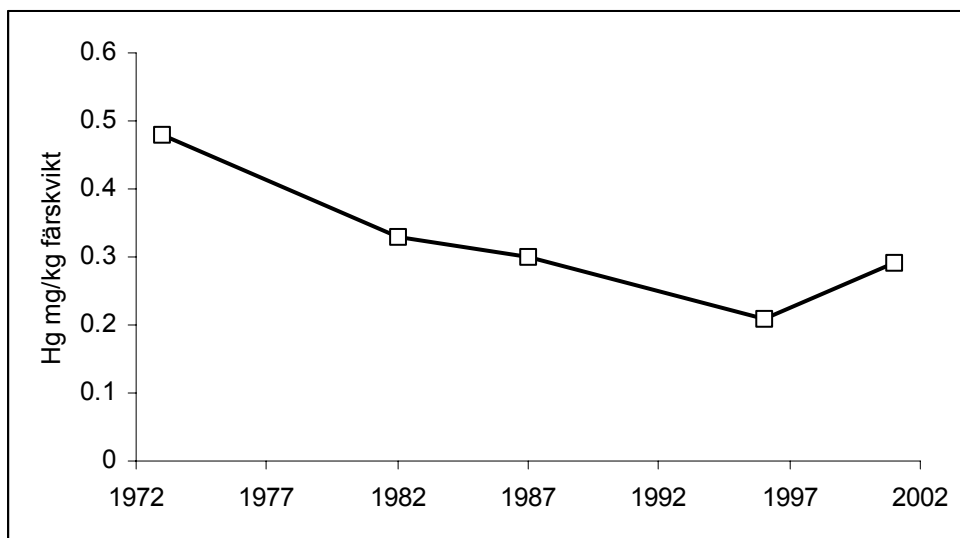
### **Kvicksilver (Hg)**

Kvicksilver (CAS-nr: 7439-97-6) har tidigare använts industriellt, i konsumentprodukter (termometrar, batterier etc.) och tandvårdsmaterial, men numer är användningen inom de flesta områden kraftigt begränsad eller har upphört helt. Förekomst av kvicksilver har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten i dessa var 1.5 mg/kg TS, med ett variationsintervall på 1.2-1.8 mg/kg TS. Det högsta värdet avser öring från norra Vänern. Omräknat till färskvikt motsvarar det 0.51 mg/kg, vilket kan jämföras med det aktuella EU-gränsvärdet för fisk som är 0.5 mg/kg färskvikt [29]. I övriga fiskprover var kvicksilverhalten 30-50% under det aktuella gränsvärdet, figur 7.



Figur 7: Hg-halt (mg/kg färskvikt) i 8 samlingsprov av fisk från Vänern och Vättern. Gränsvärdet 0.5 mg/kg färskvikt markeras med den horisontella linjen.

I figur 8 visas hur Hg-halten Vätternröding har varierat 1973-2001. Jämförelsevärden redovisade i mg/kg färskvikt för perioden 1973-96 är hämtade från tidigare undersökningar [18, 30].



Figur 8: Variation över tiden i Hg-halt hos röding från Vättern (mg/kg färskvikt).

Halterna som uppmätts i Vänerfisk ligger på ungefär samma nivå som under tidigare år [19, 20]. Den något förhöjda halten i provet från norra Vänern kan ev. kopplas till tidigare industriell verksamhet (kloralkalifabriken vid Skoghall).

## Nickel (Ni)

Nickel (CAS-nr: 7440-02-0) har en omfattande industriell användning i rostfritt stål och andra metallegeringar. Förekomst av nickel har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov och medelhalten i dessa var 0.0065 mg/kg TS, med ett variationsintervall på <0.002-0.013 mg/kg TS.



*Bild 3: Lake (Lota lota)*

## Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) bildas vid ofullständig förbränning och är allmänt förekommande miljöföroreningar. Utsläpp sker från bl.a. motorfordon och småskalig förbränning. 7 st PAH-föreningar har analyserats av ALcontrol i 8 fiskprov. I de flesta fall var halterna under detektionsgränsen. Nedan förtecknas respektive komponent var för sig.

### Antracen

Antracen (CAS-nr: 120-12-7) kunde inte detekteras i något prov.

### Fluoranten

Fluoranten (CAS-nr: 206-44-0) kunde inte detekteras i något prov.

### Benso(a)pyren

Benso(a)pyren (CAS-nr: 50-32-8) kunde inte detekteras i något prov.

### Benso(b)fluoranten

Benso(b)fluoranten (CAS-nr: 205-99-2) kunde detekteras i öring från norra Vänern (0.0024 mg/kg TS). I övriga prov var halterna under detektionsgränsen..

### Benso(g,h,i)perylene

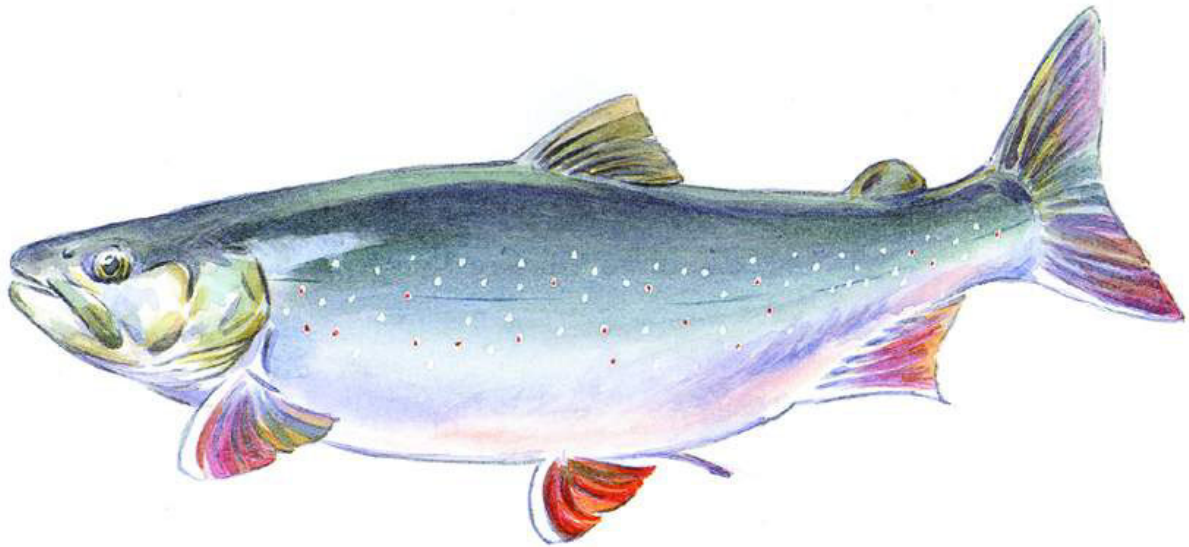
Benso(g,h,i)perylene (CAS-nr: 191-24-2) kunde inte detekteras i något prov.

### Benso(k)fluoranten

Benso(k)fluoranten (CAS-nr: 207-08-9) kunde inte detekteras i något prov.

## **Indeno(1,2,3-cd)pyren**

Indeno(1,2,3-cd)pyren (CAS-nr: 193-39-5) kunde inte detekteras i något prov.



*Bild 4: Röding (Salvelinus alpinus)*

## **PCDD, PCDF och PCB**

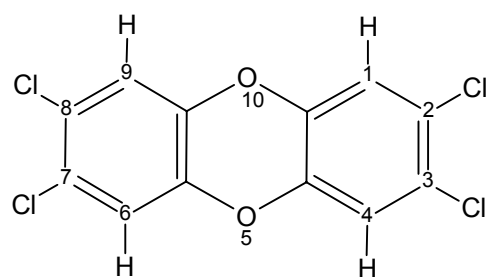
Polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD), dibensofuraner (PCDF) och bifenyler (PCB) är tre grupper av klorerade aromater som tillmäts särskild vikt ur miljö- och hälsosynpunkt.

PCDD och PCDF kan förekomma som produktföroreningar, men dagens förekomst i miljön beror sannolikt främst på ofrivillig bildning och utsläpp från industriella processer och alla typer av förbränning där klor förekommer. I vardagligt tal så benämns ofta PCDD och PCDF bara som ”dioxiner”.

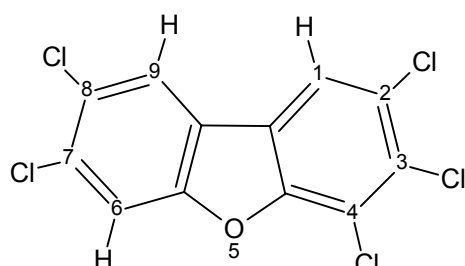
Användningen av PCB avvecklades i slutet av 1970-talet (i kraftkondensatorer och transformatorer 1994). PCB finns dock fortfarande kvar i byggnadsmaterial och dagens föroreningsituation beror främst på dessa tidigare ”synder” även om viss bildning även kan ske i högttemperaturprocesser.

## **TCDD-ekvivalenter**

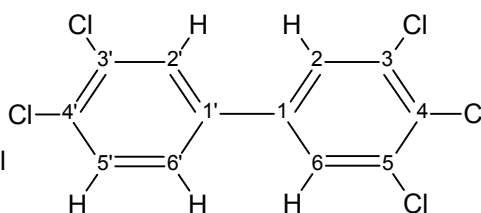
PCDD, PCDF och PCB består av en mängd olika ämnen, som kallas kongener. Totalt finns det 419 st kongener inom dessa ämnesgrupper som skiljer sig genom hur kloratomerna binder till de båda aromatringarna, figur 9.



2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin



2,3,4,7,8-pentaklordibenzofuran



3,3',4,4',5-pentaklorbifenyl (PCB #126)

Figur 9: De tre mest toxiska kongenerna av PCDD (75 st), PCDF (135 st) och PCB (209 st).

Giftigheten (toxiciteten) är beroende på kloratomernas position i aromatingarna. Ett antal kongener är särskilt giftiga och dessa vägs samman till ett viktat medelvärde, s.k. TCDD-ekvivalenter eller TEQ ("toxic equivalents"). I tabell 3 redovisas dessa sammanvägningsfaktorer som ingår i den sammanvägningsrutin som angetts av Världshälsoorganisationen (WHO) och som även rekommenderats av EUs vetenskapliga livsmedelskommitté [31, 32].

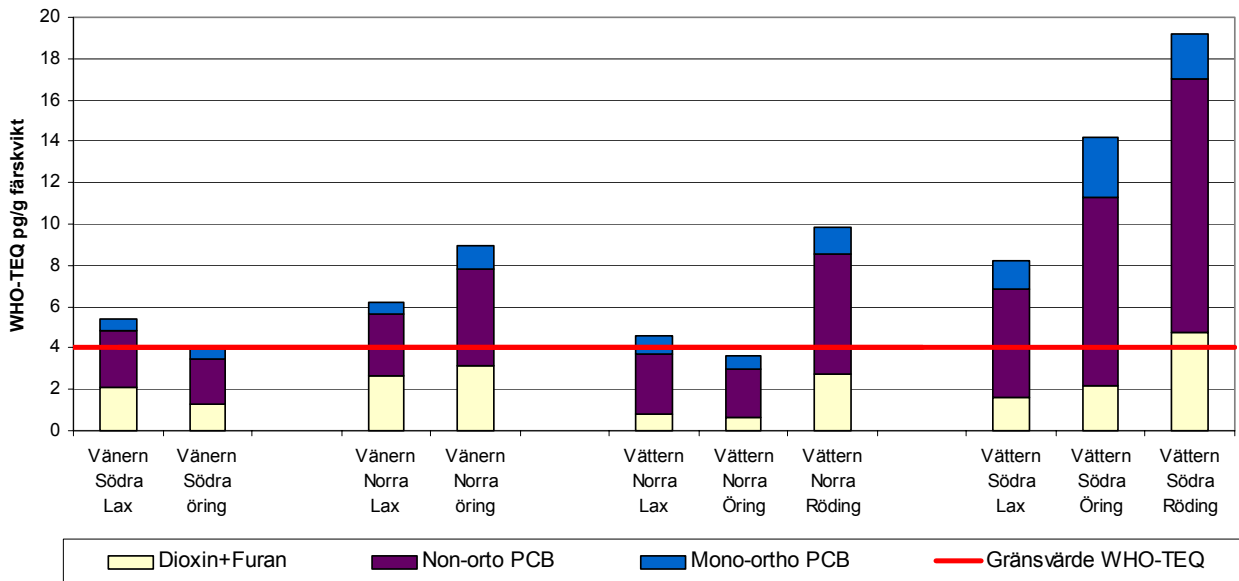
Tabell 3: Viktningsfaktorer (TEF) för att beräkna toxiska ekvivalenter enligt WHO.

Kongen	TEF	Kongen	TEF
Dibenso-p-dioxiner		Icke-orto PCB	
2,3,7,8-TCDD	1	PCB 77	0.0001
1,2,3,7,8-PnCDD	1	PCB 81	0.0001
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	PCB 126	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	PCB 169	0.01
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1		
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	Mono-orto PCB	
OCDD	0.0001	PCB 105	0.0001
		PCB 114	0.0005
Dibenzofuraner		PCB 118	0.0001
2,3,7,8-TCDF	0.1	PCB 123	0.0001
1,2,3,7,8-PnCDF	0.05	PCB 156	0.0005
2,3,4,7,8-PnCDF	0.5	PCB 157	0.0005
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	PCB 167	0.00001
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	PCB 189	0.0001
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1		
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1		
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01		
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01		
OCDF	0.0001		

## Förekomst i fisk

Livsmedelverket har analyserat 20 PCB-kongener i 10 fiskprov, 6 av dessa ”dioxinlika” PCB-kongener ingår i beräkningen av TEQ. Umeå universitet har analyserat ytterligare 4 ”dioxinlika” PCB-, 7 PCDD- och 10 PCDF-kongener som alla ingår i beräkningen av WHO-TEQ. Två PCB-kongener som ingår i definitionen av WHO-TEQ har ej analyserats (PCB #123 och #189), men detta påverkar resultatet endast marginellt.

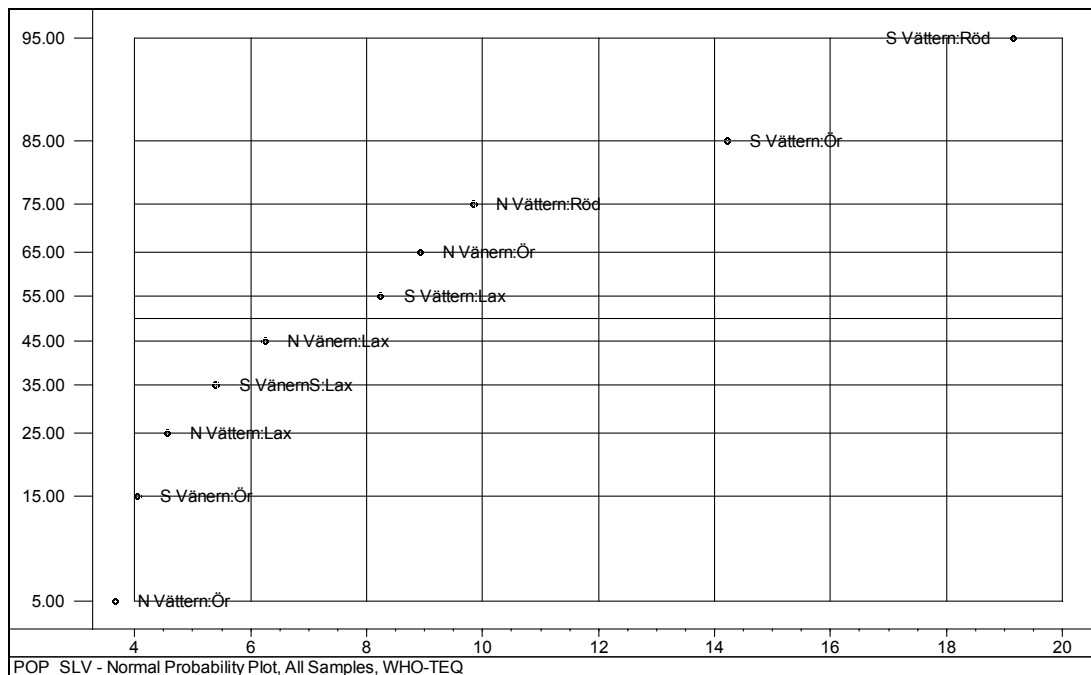
Medelhalten ”dioxiner” i fiskproven var 8.4 ng WHO-TEQ/kg, med ett variationsintervall på 3.7-19 ng WHO-TEQ/kg (figur 10). De högsta halterna uppmättes i öring och röding från södra Vättern (figur 10).



Figur 10: Dioxin-halt (pg/g färskvikt) beräknad både enligt EU direktivet 2375/2001 samt såsom totalhalt (d v s inkl ”dioxinlika PCB” s k plana PCB) i 10 samlingsprov av fisk från Väner och Vättern. Gränsvärdet 4 pg/g färskvikt markeras med den horisontella linjen.

Ett normalfördelningsdiagram visar att halterna i dessa båda fiskprov avviker från vad som kan förväntas om haltvariationerna följer en normalfördelning, figur 11. Det betyder att det ej är slumpen som är orsak utan att halterna sannolikt är högre i dessa arter och områden.

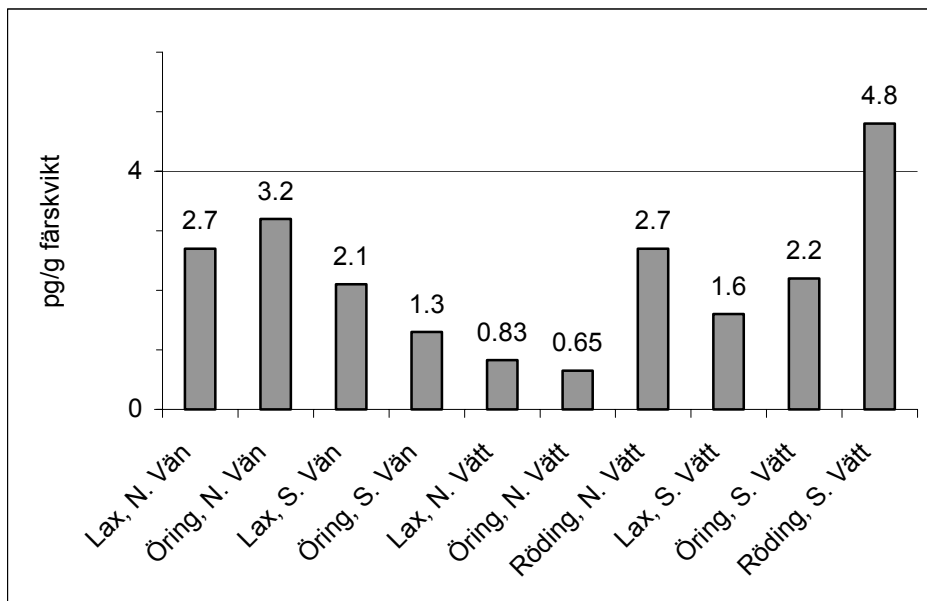




Figur 11: Normalfördelningsdiagram, kumulativ frekvensfördelning vs. mätvärden för PCDD, PCDF och dioxinlika PCB redovisade som WHO-TEQ (ng/kg färskvikt).

EU har fastställt ett gränsvärde för ”dioxiner” på 4 pg/g (= 4 ng/kg) färskvikt som räknas fram enligt WHO-standarden, men där de ”dioxinlika” PCB-föreningarna har utelämnats [33]. I direktivet skriver man: ”Trots att alla gränsvärden i toxikologiskt hänseende borde gälla både dioxiner, furaner och dioxinlika PCB har gränsvärden för närvarande bara satts för dioxiner och furaner, och alltså inte för dioxinlika PCB, beroende på att så få uppgifter finns tillgängliga om förekomsten av dioxinlika PCB. Kontrollen kommer dock att fortsätta, särskilt när det gäller förekomsten av dioxinlika PCB, med sikte på att inbegripa dessa ämnen i gränsvärdena.”

Medelhalten i fiskproven från Vänern och Vättern, beräknade enligt EU-direktivet, har ett variationsintervall på 0.65-4.8 ng TEQ/kg färskvikt. Endast ett prov, röding från södra Vättern, innehåller en högre halt än EU-direktivets gränsvärde, figur 12. Om man däremot inför även PCB i tot-TEQ överstiger de flesta fiskarna gränsvärdet för export/utförel.



Figur 12: Dioxin-halt (pg/g färskvikt) beräknad enligt EU direktivet 2375/2001 i 10 samlingsprov av fisk från Vänern och Vättern. Gränsvärdet 4 pg/g färskvikt markeras med den horisontella linjen.

Ur folkhälsosynpunkt är det naturligtvis medelhalten i fisken som är av störst intresse. I undersökningen representeras medelhalter av de givna provsvaren då dessa utgörs av ett en samlingsprov från 10 olika fiskar. Osäkerheten i de angivna medelhalterna kan beräknas genom att anta någon statistisk frekvensfördelning, men beräkning med återsampling är att föredra om den bakomliggande fördelningen är okänd [4, 34]. Beräknas osäkerheten enligt detta förfarande så är medelhalten för samtliga fiskprov med 95% säkerhet:

- 5.9-11.8 ng WHO-TEQ/kg färskvikt (tot-TEQ)

eller

- 1.5-3.0 ng WHO-TEQ (utan PCB) per kg färskvikt

EUs vetenskapliga livsmedelskommitté har angett det tolerabla veckointaget till 14 pg WHO-TEQ per kg kroppsvikt [32]. Ett gram fisk från Vänern eller Vättern innehåller enligt beräkningen ovan 5.9-11.8 pg WHO-TEQ. Det tolerabla veckointaget kan alltså översättas i en maximal rekommenderad konsumtion av 80-170 gram fisk per vecka för en person som väger 70 kg, förutsatt att hon/han inte får i sig ytterligare ”dioxiner” och ”dioxinlika PCB” i en mängd av betydelse från något annat livsmedel.

Men hur mycket kommer då från andra födokällor? I en rapport från Livsmedelsverket anges att ca 50 % beräknas komma från fisk och resten från övriga livsmedel [38]. Man bör således halvera den mängd fisk som man ”kan” konsumera per vecka för att komma närmare sanningen om hur mycket fisk man kan äta från dessa sjöar för att ligga så nära TWI som möjligt. Således är det tolerabla veckointaget 40-85 gram fisk per vecka och för en person.

I samtliga prov är den uppmätta halten av PCB #153 lägre än Livsmedelsverkets gränsvärde på 0.1 mg/kg helprodukt [35], figur 13.

## Kostråd om insjöfisk och fet ostkustfisk (från [www.slv.se](http://www.slv.se))

### **Följande gäller för flickor samt kvinnor i barnafödande ålder:**

Avstå från:

- lever från torsk och lake.

Ät gärna en gång i veckan, men inte mer :

- abborre, gädda, gös, lake, ål och stor hälleflundra.

Ät gärna en gång i månaden, men inte mer :

- strömming/sill från Östersjön och Bottniska viken
- vildfångad lax och vildfångad öring från Vänern, Vättern, Östersjön och Bottniska viken
- vildfångad röding från Vättern.

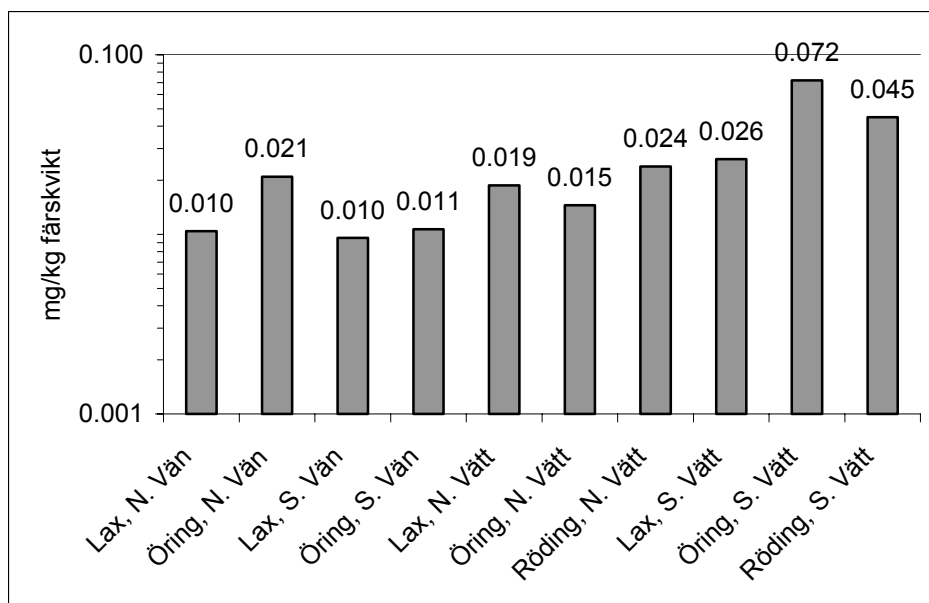
### **Övriga konsumenter**

Avstå från :

- regelbunden konsumtion av lever från torsk och lake.

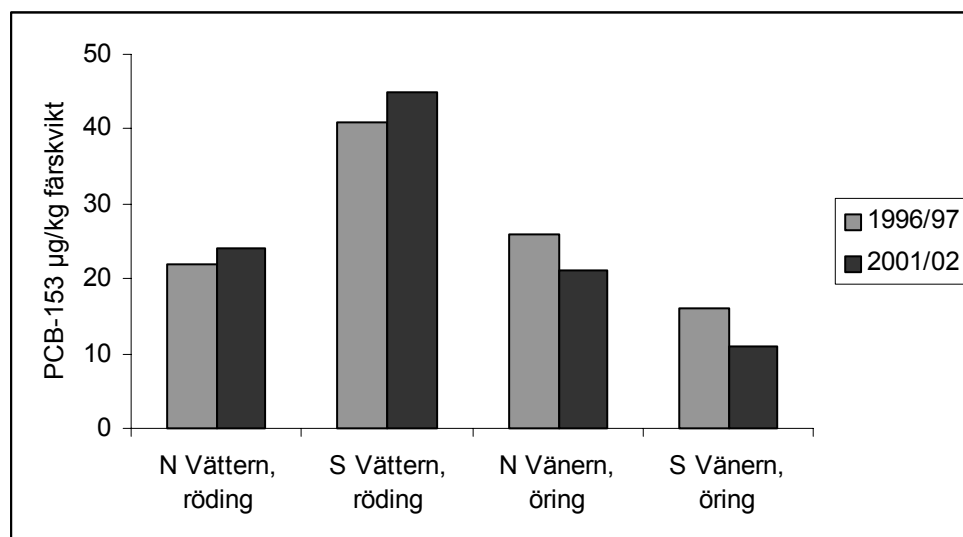
Ät gärna en gång i veckan, men inte mer :

- abborre, gädda, gös, lake, ål och stor hälleflundra
- strömming/sill från Östersjön och Bottniska viken
- vildfångad lax och vildfångad öring från Vänern, Vättern, Östersjön och Bottniska viken
- vildfångad röding från Vättern.



Figur 13: Halt (mg/kg färskvikt) av PCB-kongen 153 i 10 samlingsprov av fisk från Vänern och Vättern, logaritmisk skala. Gränsvärdet 0.1 mg/kg helprodukt markeras med den horisontella linjen.

Tidstrender är svåra att utvärdera eftersom analys- och rapporteringsrutiner har förändrats under senare år. PCB redovisades tidigare som summa PCB, jämfört med en Aroclor- eller Clophen-standard, och förfarandet att väga samman till TCDD-ekvivalenter har ändrats flera gånger. Det kan dock konstateras att halterna av PCB och PCDD/PCDF i både Vätternröding och öring från Vänern är helt jämförbara med vad som uppmättes i ett antal undersökningar under 1990-talet [18, 19, 36]. PCB #153 (2,2',4,4',5,5'-hexaklorbifenyl) i röding och öring från Vättern respektive Vänern kan användas som exempel, figur 14.



Figur 14: Halt (µg/kg färskvikt) av PCB-kongen 153 i fisk från Vättern och Vänern, medelhalter respektive samlingsprov.

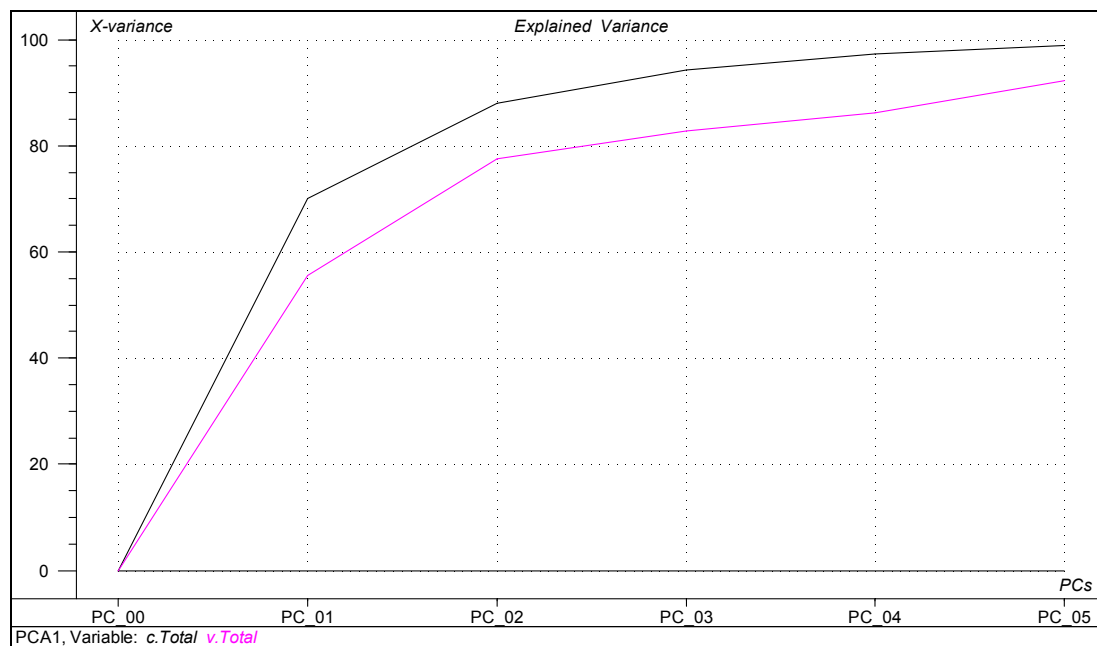
## Föroreningsmönster av klorpesticider, PCB och dioxiner

Totalt har 53 st klorpesticider, PCB-, PCDD och PCDF-kongener analyserats i 10 samlingsprov av Livsmedelsverket och Umeå universitet. Variationsmönster och samband mellan alla dessa mätvariabler utvärderats med principalkomponentanalys (PCA).

PCA är dels en användbar teknik för att reducera antalet variabler, dels för att undersöka systematisk variation i mätdata. Principalkomponentanalysen kan beskrivas som en projektion av den flervariabla mätrymden till ett plan, som består av de principalkomponenter som förklarar den mesta variationen.

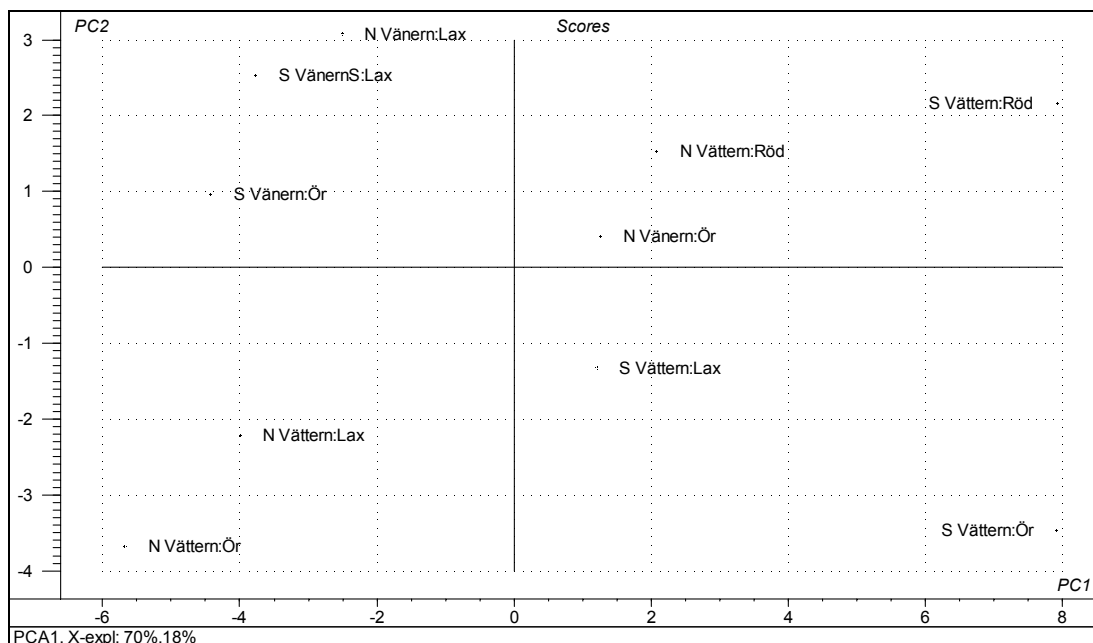
Objektdiagrammet visar skillnader och likheter mellan olika prov (objekt). Laddningsdiagrammet visar hur mycket de olika variablerna bidrar till respektive principalkomponent och hur variablerna samvarierar inbördes. Respektive principalkomponent byggs upp av de olika variablerna multiplicerade med respektive laddning.

Mätvariablerna logaritmerades innan beräkningen för att uppnå en mer symmetrisk fördelning och alla ingående variabler viktades till samma varians. Variabler med mätvärden under detektionsgränserna uteslöts och 35 variabler ingick i den slutgiltiga beräkningsomgången. En PCA-modell med två signifikanta komponenter kunde förklara 88% av variansen i mätdata, figur 15.



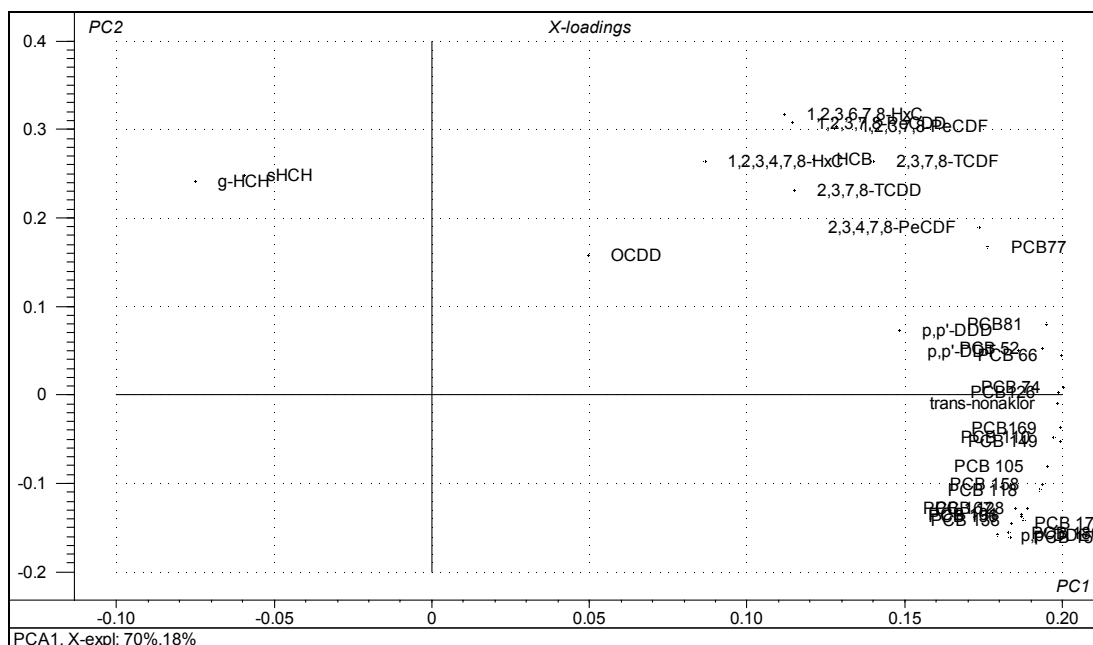
Figur 15: Förklarad varians som en funktion av antalet principalkomponenter för kalibrerings- respektive valideringsdata (korsvalidering).

Skillnader och likheter mellan olika prov framgår av objektdiagrammet, figur 16. Läget längs X-axeln, den första principalkomponenten, bestäms i huvudsak av halten föroreningar i respektive prov.



Figur 16: Objektdiagram, respektive samlingsprovs läge längs den första (abskissan) och andra (ordinatan) principalkomponenten.

Variationsmönstret för de olika analysvariablerna avbildas i laddningsdiagrammet, figur 17. Variabler som ligger nära varandra är positivt korrelerade. De som befinner sig i inbördes rät vinkel jämfört med origo (axlarnas skärningspunkt) saknar samband och de på sinsemellan motsatt sida om origo är negativt korrelerade.

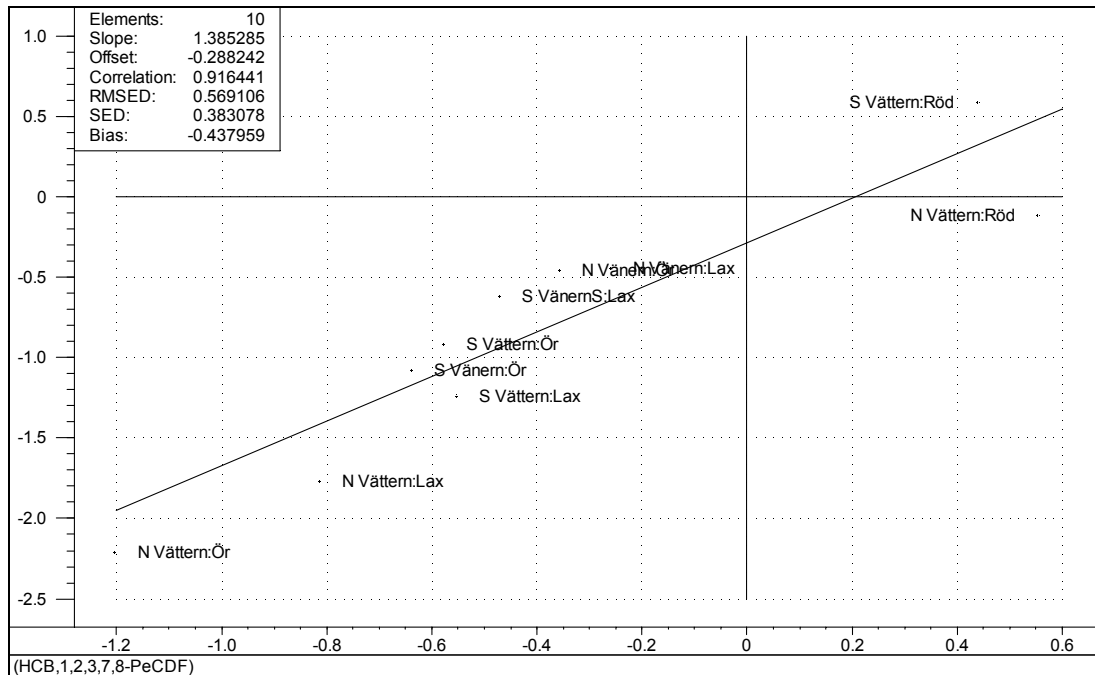


Figur 17: Laddningsdiagram, respektive variabels läge längs den första (abskissan) och andra (ordinatan) principalkomponenten.

Det framgår ur laddningsdiagrammet att analysvariablerna är fördelade på tre grupper, även om de enskilda variabelnamnen kan vara svåra att urskilja. I det övre högra hörnet återfinns PCDD och PCDF, men även hexaklorbensen. I det nedre högra hörnet återfinns olika PCB-kongener, DDT och dess nedbrytningsprodukter samt *trans*-nonaklor (en nedbrytningsprodukt

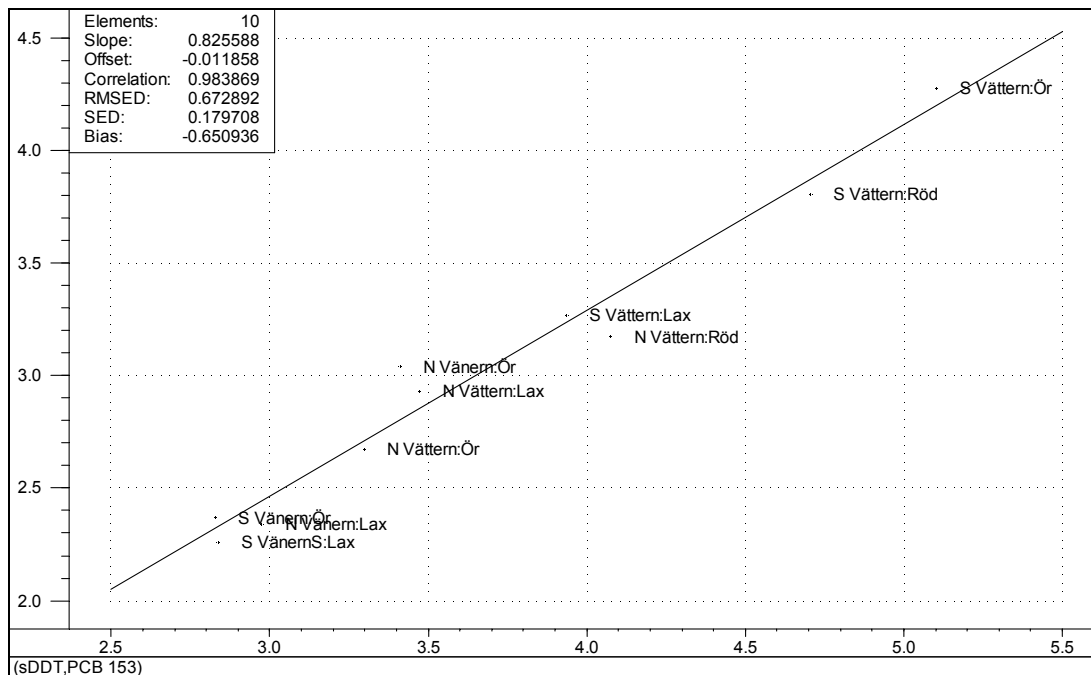
till pesticiden klordan). Lindan och övriga isomerer av hexaklorcyklohexan återfinns i det övre vänstra hörnet. ”Variabelkartan” inbjuder till tolkning av vad som är källorna/ursprunget till de olika föroreningarna. Det ska dock poängteras att även skilda fysikaliska och kemiska egenskaper har stor inverkan på omsättning och upptag, så alla tolkningar måste därför betraktas enbart som hypoteser.

Först kan det konstateras att PCB och PCDD/PCDF inte samvarierar i särskilt stor utsträckning. En möjlig tolkning är därför att dessa båda föroreningsgrupper har olika ursprung. PCDD/PCDF samvarierar däremot med hexaklorbensen (HCB) som förekommer i bl.a. förbränningsprocesser där klor finns med, figur 18.



Figur 18: 1,2,3,7,8-Pentaklordibensofuran ( $\ln[\text{ng/kg färskvikt}]$ ) vs. hexaklorbensen ( $\ln[\mu\text{g/kg färskvikt}]$ ).

PCB-kongenerna samvarierar med klorpesticider som sedan lång tid är avvecklade i Sverige, figur 19. Båda föroreningsgrupperna är produktrelaterade och långväga transport kan vara en viktig källa



Figur 19: Summa DDT ( $\ln[\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt]) vs. PCB #153 ( $\ln[\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt]).

Lindan-halten är, som angavs ovan, direkt relaterad till fetthalten i fisken. Det är svårt att utifrån denna undersökning knyta lindan till en specifik spridningsväg, även om långväga transport är det mest sannolika. Avvikelsen från de övriga föroreningsparametrarna kan istället förklaras med hur lindan tas upp och omsätts. Samma brist på korrelation med PCB och DDT har även konstaterats i tidigare studier på ål [37]. Orsaken har då förklarats med skillnader i metabolism och därav följande snabbare utsöndring av lindan .

Förbränningskopplingen beträffande PCDD/PCDF och HCB antyder att det här främst kan röra sig om utsläppskällor i närområdet eller inom landet. Det innebär i sin tur att de är påverkbara på nationell nivå och som bekant gav ju regeringen nyligen Naturvårdsverket i uppdrag att kartlägga källor till oavsiktligt bildade miljögifter.

Kopplingen mellan PCB och klorpesticider antyder att ursprunget kanske bör sökas i långväga transport eller ”depåer” i miljön. Därmed kan halterna av dessa föroreningar främst påverkas genom överenskommelser på global nivå som exempelvis Stockholmskonventionen.



## Slutsatser

Den redovisade undersökningen visar att halterna av miljögifter i fisk från Vänern och Vättern är låga. En tydlig minskning skedde under 1970- och början av 1980-talet. Sedan dess har nivåerna legat relativt stabila. Många av de ämnen som prioriteras i EUs vattendirektiv återfinns inte alls i de nu analyserade samlingsproven. Det är därför inte rimligt att i fortsättningen belasta miljöövervakningen med analyskostnader för dessa parametrar, särskilt som det i många fall avser bekämpningsmedel som sedan lång tid har avvecklats.

Kvikksilver, PCDD/PCDF och dioxinlika PCB är de ämnesgrupper som ligger högst i relation till de nivåer som har angetts som tolerabla från ett folkhälsoperspektiv. Det finns därför skäl att koncentrera undersökningsinsatserna till dessa grupper av miljöföroreningar. En annan ämnesgrupp som kan motivera en liknande uppmärksamhet är polybromerade difenyletrar (PBDE), men här föreligger ännu inga analysresultat.

Det finns ingen anledning att här dra någon annan slutsats än att nuvarande kostråd från Livsmedelsverket är helt tillfyllt vad avser att minimera riskerna med konsumtion av fet fisk, men en översyn har förutskickats. Klart är även att medelhalten av PCDD/PCDF i fet fisk från Vänern och Vättern ligger under EUs nuvarande gränsvärde på 4 pg/g färskvikt.

Långlivade klorerade miljögifter fortsätter alltså att vara ett bekymmer, men när de gäller bekämpningsmedel så är det inte längre ett nationellt problem. Utvärderingen av föroreningsmönster tyder på att både de klorerade bekämpningsmedelsresterna och PCB kan härröra från långväga transport eller från någon typ av ”depåer” (ifrån tidigare utsläpp och användning). PCDD, PCDF och hexaklorbensen samvarierar inbördes, men endast i begränsad utsträckning med de övriga miljöföroreningarna. Då alla tre substansgrupperna kan bildas i högttemperaturprocesser så är det inte en orimlig hypotes att dessa föroreningar främst har sitt ursprung i närområdet.

## Källförteckning

1. **Europaparlamentets och Rådets beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG.** *Europeiska gemenskapernas officiella tidning* 2001, L 331:1.
2. RR Sokal, FJ Rohlf: **Introduction to biostatistics.** W. H. Freeman; 1973.
3. OL Davies, PL Goldsmith: **Statistical methods in research and production,** 4:e uppl. Longman; 1986.
4. B Efron, RJ Tibshirani: **An introduction to the bootstrap,** Chapman and Hall; 1983.
5. JE Jackson: **A user's guide to principal components.** Wiley; 1991.
6. H Martens, T Næs: **Multivariate calibration.** Wiley; 1989.
7. K Verschueren: **Handbook of environmental data on organic chemicals,** 4:e uppl. Wiley; 2001.
8. J Dayteg, L Nohrstedt: **Undersökning av vattendirektivets prioriterade ämnen: Situationen i Stockholms akvatiska miljö.** Uppsala universitet, Avd. f. ekotoxikologi; 2001.
9. **Om införandet i Sverige av direktiv(76/464/EEG) om utsläpp av vissa farliga ämnen.** Naturvårdsverket; 2002.
10. O Svanberg: **Chlorinated paraffins - A review of environmental behaviour and effects.** Naturvårdsverket; 1983.
11. P Sundin: **Klorparaffiner - döljs miljöproblem av analysproblem? I: Nationellt miljögiftsseminarium;** Länsstyrelsen i Jönköpings län; 2002.
12. **IRIS - Integrated Risk Information System.** United States Environmental Protection Agency; 2003.
13. J Hajslova: **Determination of alkylphenols and musk compounds in waste water, sediments and fish from Sweden.** Institute of Chemical Technology, Prag; 2002.
14. PO Darnerud: **Resultatrapport till Miljöövervakningsenheten vid Naturvårdsverket: Screening av alkylfenoler, särskilt oktylfenol, i prover från reningsverk och i fiskprover.** Livsmedelsverket; 2002.
15. T Öberg, J Bergström: **Emission and chlorination pattern of PCDD/PCDF predicted from indicator parameters.** *Chemosphere* 1987, 16:1221-1230.
16. T Öberg, G Allhammar: **Chlorinated aromatics from metallurgical industries - Process factors influencing production and emissions.** *Chemosphere* 1989, 19:711-716.
17. Ö Andersson, C-E Linder: **Organiska klorföreningar i röding från Vättern. I: Årskrift 1993** Red. O Broberg: Vätternvårdsförbundet; 1993.
18. A Bignert: **Miljögifter i röding och abborre från Vättern 1996.** Vätternvårdsförbundet; 1997.
19. L Lindeström, C Grotell: **Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/97.** Vänerns vattenvårdsförbund; 1998.
20. L Olsson: **Miljögifter i Vänerlax.** Länsstyrelsen i Älvsborgs län; 1992.
21. T Öberg: **Replacement of PCBs (polychlorinated biphenyls) and HCB (hexachlorobenzene) - the Swedish experience. I: Alternatives to persistent organic pollutants, rapport 4/96** Red. A Johnson. sid. 131-158. Kemikalieinspektionen; 1996.
22. T Öberg, J Bergström: **Hexachlorobenzene as an indicator of dioxin production from combustion.** *Chemosphere* 1985, 14:1081-1086.
23. **The Stockholm Convention on persistent organic pollutants.** United Nations Environment Programme; 2001.

24. A Bignert: **Comments concerning the National Swedish monitoring programme in fresh water biota 2001**. Gruppen för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet; 2002.
25. **Hexachlorobenzene. IPCS, Environmental Health Criteria 195**. World Health Organization; 1997.
26. A Palm, J Sternbeck, M Remberger, L Kaj, E Brorström-Lundén: **Screening av pentaklorfenol (PCP) i miljön**. IVL Svenska Miljöinstitutet AB; 2002.
27. **Tributyltin oxide. Concise international chemical assessment document 14**. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation och World Health Organization; 1999.
28. **Triphenyltin compounds. Concise international chemical assessment document 13**. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation och World Health Organization; 1999.
29. **Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 av den 8 mars 2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel**. *Europeiska gemenskapernas officiella tidning* 2001, L 77:1.
30. L Lindeström: **Metaller i Vättern**. Vätternvårdsförbundet; 1993.
31. M van den Berg, L Birnbaum, ATC Bosveld, B Brunström, e al: **Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife**. *Environmental Health Perspectives* 1998, **106**:775-792.
32. **Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food**. European Commission, Health & Consumer Protection Directorate-General; 2001.
33. **Rådets förordning (EG) nr 2375/2001 av den 29 november 2001 om ändring av kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel**. *Europeiska gemenskapernas officiella tidning* 2001, L 321:1.
34. AK Singh, A Singh, M Engelhardt: **The lognormal distribution in environmental applications**. United States Environmental Protection Agency; 1997.
35. **Livsmedelsverkets föreskrifter om vissa främmande ämnen i livsmedel**. *LIVSFS 2002:16 (omtryck av SLVFS 1993:36)*.
36. C de Wit: **Vidare undersökningar av dioxiner och dioxin-liknande substanser i Vättern**. I: *Årsskrift 1993* Red. O Broberg: Vätternvårdsförbundet; 1993.
37. P Larsson, S Hamrin, L Okla: **Factors determining the uptake of persistent pollutants in an eel population (*Anguilla anguilla* L.)**. *Environmental Pollution* 1991, **69**:39-50.
38. Y Lind, PO Darnerud, M Aune, W Becker: **Exponering för organiska miljökontaminanter via livsmedel**. *Livsmedelsverket* 26:2002.

## Bilaga 1

Sammanställning av information om samlingsprover av fisk analyserade av Livsmedelsverket och Umeå universitet.

Provnummer	FF2002 0117	FF200 2 0106	FF200 2 0138	FF200 1 0193	FF200 1 0238	FF200 2 0035	FF200 2 0010	FF200 2 0047	FF200 1 0227	FF2002 0167	
Fiskart	Lax	Lax	Öring	Öring	Lax	Lax	Röding	Röding	Öring	Öring	
Fångstplats	Södra Vänern	Norra Vänern	Södra Vänern	Norra Vänern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern	
Fångstdatum	dec 2001- jan 2002	2002- 01-21	nov- dec 2001	okt 2001	nov- dec 2001	nov- dec 2001	nov- dec 2001	nov- dec 2001	nov- dec 2001	nov 2001- feb 2002	
Antal individer	7	10	10	9	10	10	10	10	7	9	
Kön (f=hona, m=hane)	f	5 f + 5 m	f	f	6 f + 4 m	3 f + 7 m	f	4 f + 1 m + 5 ?	f	f	
Ålder, år	medel	1.4	1.6	3.0	3.1	1.4	1.4		2.0	1.4	
	medi- an	1.0	1.5	3	3.0	1.0	1.0		2.0	1.0	
	min	1	1	2	2	1	1		1	0	
	max	2	3	3.5	4	3	2		3	3	
Vikt, kg	medel	3.215	3.516	4.013	4.868	3.574	2.955	1.014	0.707	1.781	1.168
	medi- an	3.283	3.558	4.130	5.033	3.088	3.084	1.032	0.674	1.374	1.184
	min	2.656	2.845	2.443	2.303	2.267	2.015	0.793	0.535	0.746	0.535
	max	3.605	4.123	5.640	7.259	6.742	3.655	1.284	0.928	3.133	1.984
Längd, cm	medel	65.7	67.9	72.6	75.9	68.0	64.5	49.6	43.8	57.4	50.2
	medi- an	66.0	67.8	73.0	77.0	66.0	64.0	50.5	43.3	51.0	49.5
	min	63	63.5	66	63	60	59.5	44.5	40.5	47	41
	max	68.5	71	79	86.5	79.5	71	53	48	76	58
Go- nadv.,g	medel	9.32	12.2	17.3	731	360	4.91	12.7	3.68	274	5.00
	medi- an	9.97	11.7	12.8	712	7.67	4.30	12.5	3.88	264	4.43
	min	4.79	9.16	7.20	162	3.46	3.72	7.07	1.33	3.40	1.73
	max	12.7	16.4	48.6	1244	1477	6.72	25.1	6.71	684	13.0
Leverv., g	medel	60.9	63.4	64.9	80.6	57.6	54.5	18.5	15.7	27.0	26.9
	medi- an	56.4	64.5	57.5	87.6	56.9	50.7	18.7	13.6	21.5	26.2
	min	45.6	49.8	29.3	30.9	31.2	32.8	12.1	9.78	8.58	9.17
	max	91.7	77.1	118	128	88.2	89.3	27.4	27.3	68.4	63.4

## Bilaga 2

Individdata avseende fisk analyserade av ALcontrol AB.

Analysnr.	Kön	Fiska rt	Fångst- plats	Fångst- datum	Fisk- vikt, kg	Stan- dard- längd, cm	Total- längd, cm	Rom / mjölke, g	Lever, g	Fjäll / huvud
FF 20010183	f	Öring	N Vänern	20011012	2.303	57	63	162.2	30.9	Fjäll
FF 20010184	f	Öring	N Vänern	20011012	3.49	60.5	67	593.9	61.9	Fjäll
FF 20010185	f	Öring	N Vänern	20011012	5.504	75.5	82	712.4	89	Fjäll
FF 20010186	m	Öring	N Vänern	20011012	3.063	65	71	73.4	45.4	Fjäll
FF 20010187	f	Öring	N Vänern	20011015	4.548	69	75	812.7	65.8	Fjäll
FF 20010188	f	Öring	N Vänern	20011015	4.095	68	74	501.4	71.3	Fjäll
FF 20010189	f	Öring	N Vänern	20011009	5.033	70	77	653.5	89.3	Fjäll
FF 20010190	f	Öring	N Vänern	20011009	5.916	74	80	942.3	87.6	Fjäll
FF 20010191	f	Öring	N Vänern	20011015	5.664	72.5	78.5	954.9	100.9	Fjäll
FF 20010192	f	Öring	N Vänern	20011012	7.259	80	86.5	1243.5	128.3	Fjäll
FF 20010195	f	Lake	N Vänern	20011023	1.109	55.5	59.5	41	44.01	Huvud
FF 20010196	m	Lake	N Vänern	20011023	1.433	50	54	89	82.29	Huvud
FF 20010197	?	Lake	N Vänern	20011023	2.031	65.5	71.5		159.95	Huvud
FF 20010198	f	Lake	N Vänern	20011113	2.365	66	72	88.8	107.17	Huvud
FF 20010199	f	Lake	N Vänern	20011113	2.268	61	66	116.51	151.36	Huvud
FF 20010200	f	Lake	N Vänern	20011113	2.662	67.5	73	172.62	149.28	Huvud
FF 20010201	f	Lake	N Vänern	20011129	2.173	69	74	148.59	166.79	Huvud
FF 20010202	f	Lake	N Vänern	20011023	1.639	65.5	71	47	47.25	Huvud
FF 20010203	f	Lake	N Vänern	20011018	2.779	75	80	109.76	100.85	Huvud
FF 20010239	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	1.113	43.5	50	12.63	27.39	Fjäll
FF	f	Rö-	S Vättern	nov-dec	1.128	47	53	25.14	19.01	Fjäll

20010240		ding		2001						
FF 20010241	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	1.171	46.5	52.5	15.65	19.03	Fjäll
FF 20010242	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	0.84	41	47	7.33	12.6	Fjäll
FF 20010243	m	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	0.78	42.5	48	3.38	10.61	Fjäll
FF 20010244	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	1.284	46	52	13.95	23.66	Fjäll
FF 20010245	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	0.915	44.5	51	12.42	17.49	Fjäll
FF 20010246	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	1.076	45	52	14.54	14.6	Fjäll
FF 20010247	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	0.988	41.5	48	7.07	18.38	Fjäll
FF 20010248	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	0.827	38.5	44.5	9.07	20.89	Fjäll
FF 20010249	f	Rö- ding	S Vättern	nov-dec 2001	0.793	40	46	9.03	12.1	Fjäll
FF 20010280	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	0.46	39.5	42.5	13.02	26.32	Huvud
FF 20010281	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	0.598	41	44	22.35	29.45	Huvud
FF 20010282	m	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	0.557	35.5	38.5	99.19	38.1	Huvud
FF 20010283	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	2.045	54.5	58.5	52.52	125.75	Huvud
FF 20010284	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	0.633	39	42	14.61	54.4	Huvud
FF 20010285	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	0.59	39.5	43.5	12.41	36.55	Huvud
FF 20010286	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	0.945	47.5	51	22.76	55.24	Huvud
FF 20010288	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	2.148	55.5	60	40.75	221.85	Huvud
FF 20010289	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	2.922	63.5	68	108.16	176.12	Huvud
FF 20010290	f	Lake	S Vättern	nov-dec 2001	1.679	52	57.5	41.97	110.57	Huvud

Analysnr.	Kön	Fiska rt	Fångst- plats	Fångst- datum	Fisk- vikt, kg	Stan- dard- längd, cm	Total- längd, cm	Rom / mjölke, g	Lever, g	Fjäll / huvud
FF 20020037	m	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.824	40	45		25.83	Fjäll
FF 20020038	?	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.535	35.5	41		13.7	Fjäll
FF 20020039	?	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.928	41.5	47.5	1.33	27.33	Fjäll
FF 20020040	f	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.905	42.5	48	3.88	17.98	Fjäll
FF 20020041	?	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.679	38.5	43		9.78	Fjäll
FF 20020042	f	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.768	40	45.5	4.84	17.48	Fjäll
FF 20020043	?	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.668	38	43.5		13.55	Fjäll
FF 20020044	f	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.561	35.5	40.5	1.62	11.04	Fjäll
FF 20020045	?	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.581	36	41		10.94	Fjäll
FF 20020046	f	Rö- ding	N Vättern	nov-dec 2001	0.622	37	42.5	6.71	9.83	Fjäll
FF 20020078	f	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.466	36.5	39.5	35.8	33.3	Huvud
FF 20020079	m	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.469	37	39.5	64.42	12.7	Huvud
FF 20020080	m	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.66	42.5	45	118	33.5	Huvud
FF 20020081	f	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.56	39.5	43	41.5	40.3	Huvud
FF 20020082	m	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.588	38	41.5	104.4	25.7	Huvud
FF 20020083	f	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.45	37	40	30.4	26.7	Huvud
FF 20020084	m	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.54	38.5	40.5	76	21	Huvud
FF 20020085	f	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.586	40	43.5	44.3	39.7	Huvud
FF 20020086	m	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.681	42	44.5	128	22.4	Huvud
FF 20020087	f	Lake	N Vättern	nov-dec 2001	0.636	43	47	43.8	35.7	Huvud
FF 20020118	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.673	61	64	178.58	90.73	Huvud
FF 20020119	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.389	55.5	59	16.67	108.55	Huvud

FF 20020120	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.271	52.5	56	171.91	86.34	Huvud
FF 20020121	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.596	59	63	324.63	104.04	Huvud
FF 20020122	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.076	48	52	211.59	46.04	Huvud
FF 20020123	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.436	57	61	90.3	92.83	Huvud
FF 20020124	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.672	60	65	39.83	153.02	Huvud
FF 20020125	m	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.751	61.5	65.5	140.22	145.8	Huvud
FF 20020126	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.39	55.5	61	18.78	101	Huvud
FF 20020127	f	Lake	S Vänern	nov-dec 2001	1.686	48	52.5	275.71	86.93	Huvud
FF 20020128	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	2.443	59	66	7.2	29.3	Fjäll
FF 20020129	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	5.64	71	79	48.6	104.7	Fjäll
FF 20020130	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	3.633	64.5	71	12.4	65.1	Fjäll
FF 20020131	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	4.322	67.5	75	19.3	75	Fjäll
FF 20020132	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	4.2	66	73	13.1	48.8	Fjäll
FF 20020133	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	3.341	66	73	10.1	50.7	Fjäll
FF 20020134	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	4.747	65.5	73	26.5	117.9	Fjäll
FF 20020135	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	4.525	69	76	11.02	52.9	Fjäll
FF 20020136	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	4.06	65.5	73	13.39	62.1	Fjäll
FF 20020137	f	Öring	S Vänern	nov-dec 2001	3.217	61	67	11.7	42.5	Fjäll



### Bilaga 3

Halter av klorpesticider ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) i samlingsprover av fisk från Vänern och Vättern.

Prov-nummer	FF200 2 0117	FF200 2 0106	FF200 2 0138	FF200 1 0193	FF200 1 0238	FF200 2 0035	FF200 2 0010	FF200 2 0047	FF200 1 0227	FF200 2 0167
Fiskart	Lax	Lax	Öring	Öring	Lax	Lax	Röding	Röding	Öring	Öring
Fångstplats	Södra Vänern	Norra Vänern	Södra Vänern	Norra Vänern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern
Fetthalt (%)	4,74	5,87	2,15	1,75	4,00	3,58	3,05	3,24	1,33	1,62
HCB	0.624	0.771	0.528	0.699	0.575	0.443	1.55	1.74	0.561	0.300
a-HCH	0.187	0.235	0.220	<0.1	0.207	0.18	0.159	0.168	<0.1	<0.1
b-HCH	0.134	0.160	0.113	<0.1	0.133	0.117	0.118	0.127	<0.1	<0.1
g-HCH	0.391	0.481	0.417	0.123	0.418	0.384	0.318	0.338	0.095	0.149
oxy-klordan	<0.1	<0.1	0.114	0.174	<0.1	<0.1	0.297	0.214	0.307	<0.1
a-klordan	0.194	0.258	<0.1	0.153	0.244	0.151	0.690	0.414	0.150	<0.1
g-klordan	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.226	0.112	<0.10	<0.1
trans-nonaklor	0.546	0.644	0.559	0.902	1.01	0.574	2.70	1.45	2.39	0.544
p,p'-DDE	12.1	13.3	13.4	24.2	42.2	27.5	91.2	48.7	151	23.7
p,p'-DDD	1.58	1.87	1.04	2.21	1.21	0.563	2.31	1.06	3.87	0.846
o,p'-DDT	<0.5	0.549	<0.5	<0.5	1.21	0.556	2.33	1.01	1.18	<0.5
p,p'-DDT	3.39	3.88	2.47	3.89	6.63	3.55	14.7	8.16	8.34	2.52
Sum DDT färskvikt	17,6	19,6	17,4	31,0	51,3	32,2	110,5	58,9	164,4	27,6
Sum DDT fettvikt	0,4	0,3	0,8	1,8	1,3	0,9	3,6	1,8	12,4	1,7

Halter av PCB-kongener ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  färskvikt) i samlingsprover av fisk från Vänern och Vättern.

Prov-nummer	FF200 2 0117	FF200 2 0106	FF200 2 0138	FF200 1 0193	FF200 1 0238	FF200 2 0035	FF200 2 0010	FF200 2 0047	FF200 1 0227	FF200 2 0167
Fiskart	Lax	Lax	Öring	Öring	Lax	Lax	Röding	Röding	Öring	Öring
Fångstplats	Södra Vänern	Norra Vänern	Södra Vänern	Norra Vänern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern

Fetthalt	4.74 %	5.87 %	2.15 %	1.75 %	4.00 %	3.58 %	3.05 %	3.24 %	1.33 %	1.62 %
PCB 31	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.127	<0.1	0.122	<0.1
PCB 28	<0.1	<0.1	<0.1	0.101	<0.1	<0.1	0.177	<0.1	0.144	<0.1
PCB 52	0.267	0.326	0.253	0.395	0.347	0.179	0.729	0.360	0.770	0.192
PCB 74	0.155	0.186	0.157	0.265	0.259	0.131	0.545	0.308	0.561	0.136
PCB 66	0.258	0.315	0.228	0.418	0.375	0.199	0.866	0.465	0.824	0.191
PCB 101	1.59	1.82	1.85	2.67	3.92	2.14	6.31	2.83	9.90	2.07
PCB 110	1.47	1.64	1.42	2.28	2.38	1.34	5.35	2.36	6.72	1.40
PCB 149	2.80	3.27	2.88	5.63	5.24	3.23	10.7	5.11	12.3	2.77
PCB 118	2.01	2.22	1.94	3.81	4.88	3.04	8.32	4.85	11.2	2.35
PCB 114	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.139	<0.1	0.147	<0.1
PCB 153	9.57	10.4	10.7	20.9	26.2	18.7	44.9	23.9	71.9	14.5
PCB 105	0.474	0.514	0.382	0.802	1.07	0.609	1.84	1.08	2.25	0.492
PCB 138	6.29	7.08	6.97	11.8	15.9	9.66	23.6	14.4	43.2	7.98
PCB 158	0.698	0.793	0.772	1.21	1.42	0.942	2.22	1.33	3.44	0.713
PCB 167	1.72	1.84	2.03	3.89	5.07	3.14	6.88	3.87	7.98	2.15
PCB 128	1.48	1.63	1.66	2.86	4.08	2.30	5.35	3.08	7.79	1.72
PCB 156	0.420	0.460	0.445	0.829	1.15	0.724	1.57	0.954	2.29	0.516
PCB 157	<0.1	0.114	<0.1	0.218	0.280	0.145	0.401	0.233	0.574	0.109
PCB 180	5.03	5.41	6.44	10.6	14.2	8.63	17.9	10.0	27.9	6.42
PCB 170	2.13	2.35	2.71	4.91	5.80	3.73	7.23	4.30	11.0	2.57
PCB sum <sup>7</sup> färsk- vikt	24,86	27,36	28,25	50,28	65,55	42,45	101,94	56,44	165,01	33,61
PCB sum <sup>7</sup> fettvikt	0,52	0,47	1,31	2,87	1,64	1,19	3,34	1,74	12,41	2,07

## Bilaga 4

Halter av polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD), dibensofuraner (PCDF) ”plana” PCB-kongener (ng/kg färskvikt) i samlingsprover av fisk från Vänern och Vättern.

Prov-nummer	FF200 2 0117	FF200 2 0106	FF200 2 0138	FF200 1 0193	FF200 1 0238	FF200 2 0035	FF200 2 0010	FF200 2 0047	FF200 1 0227	FF200 2 0167
Fiskart	Lax	Lax	Öring	Öring	Lax	Lax	Röding	Röding	Öring	Öring
Fångst-plats	Södra Vä- nern	Norra Vä- nern	Södra Vä- nern	Norra Vä- nern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern
Fetthalt	4.86 %	6.05 %	2.18 %	1.77 %	4.06 %	3.71 %	3.32 %	3.46 %	1.29 %	1.62 %
2,3,7,8-TCDF	3.8	4.7	2.3	4.6	3.1	1.7	6.4	3.9	4.0	1.0
2,3,7,8-TCDD	0.31	0.38	0.17	0.58	0.22	0.09	0.39	0.24	0.31	0.10
1,2,3,7,8-PeCDF	0.54	0.64	0.34	0.63	0.29	0.17	1.8	0.89	0.40	0.11
2,3,4,7,8-PeCDF	0.93	1.2	0.78	1.6	1.2	0.56	3.7	2.3	1.6	0.46
1,2,3,7,8-PeCDD	0.83	1.1	0.47	1.2	0.46	0.25	1.6	0.80	0.60	0.19
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.13	0.15	0.20	0.14	0.074	0.13	0.64	0.34	0.094	0.063
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.055	0.057	0.026	0.096	0.021	<0.011	0.25	0.17	0.03	<0.012
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.081	0.080	0.022	0.10	0.035	<0.013	0.32	0.19	0.046	<0.015
1,2,3,7,8,9-HxCDF	<0.017	<0.016	<0.017	0.033	0.021	<0.016	<0.016	<0.017	0.025	<0.017
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.036	0.041	<0.023	0.028	<0.015	<0.018	0.058	0.043	<0.015	<0.024
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.32	0.39	0.18	0.49	0.15	0.073	0.76	0.43	0.19	0.06
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.039	0.044	<0.019	0.064	<0.011	<0.016	0.11	0.042	<0.010	<0.018
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.054	0.067	0.076	<0.014	<0.012	0.077	0.11	0.085	0.020	0.044
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	<0.023	<0.021	<0.022	<0.019	<0.016	<0.021	<0.021	<0.022	<0.014	<0.024
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	<0.024	<0.024	<0.025	0.067	<0.016	<0.024	0.10	<0.023	0.035	<0.026
OCDF	<0.046	<0.043	<0.041	<0.030	<0.026	<0.048	<0.040	<0.041	<0.024	<0.047
OCDD	0.18	0.15	0.18	0.097	0.14	0.12	0.17	0.14	0.17	0.11
PCB 81	1.6	1.9	1.6	2.6	2.2	1.2	5.2	2.3	4.3	1.0
PCB 77	24	28	17	30	31	17	62	28	37	10
PCB 126	27	29	21	46	51	28	120	57	89	23
PCB 169	4.1	4.8	4.0	7.8	9.7	5.0	22	11	21	4.1

## Bilaga 5

Halter av olika organiska miljöföroreningar, bekämpningsmedel och metaller i samlingsprover av fisk från Vänern och Vättern.

Provnr	Enhet	2000765	2000766	2000767	2000768	2000769	2000770	2000771	2000772
SLV-nr.		FF2001 0183/9	FF2001 0195/20	FF2001 0239/24	FF2001 0280/29	FF2002 0037/	FF2002 0078/87	FF2002 0118/12	FF2002 0128/1
Fiskart		Öring	Lake	Röding	Lake	Röding	Lake	Lake	Öring
Fångst- plats		Norra Vänern	Norra Vänern	Södra Vättern	Södra Vättern	Norra Vättern	Norra Vättern	Södra Vänern	Södra Vänern
Fetthalt	g/100 g	2.0	0.5	4.1	0.6	4.6	0.8	0.6	4.5
Kvicksil- ver, Hg	mg/kg TS	1.8	1.8	1.3	1.6	1.2	1.4	1.7	1.4
Kadmium Cd	mg/kg TS	<0.0004	<0.0004	<0.0004	<0.0006	<0.0003	<0.0004	<0.0003	<0.0002
Bly, Pb,	mg/kg TS	0.0088	0.0084	0.075	<0.006	<0.003	0.024	<0.003	<0.002
Nickel, Ni	mg/kg TS	<0.04	0.010	<0.002	0.0059	0.0044	0.013	0.0093	0.0095
Tribu- tyltenn (TBT)	µg/kg	1.7	1.9	0.60	0.40	0.70	0.30	6.0	0.60
Tricyklo- hexyltenn	µg/kg	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.30
Trifenylte- nn	µg/kg	11	1.8	13	1.3	8.0	0.40	21	1.3
Pentaklor- fenol	mg/kg TS	1.1	0.058	0.057	0.020	0.024	<0.01	<0.01	<0.01
Di-(etyl- hexyl)- ftalat	mg/kg TS	0.35	0.50	1.4	1.4	4.5	2.0	3.3	1.8
Endosul- fan / a- endosul- fan	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Trifluralin	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Klorpyri- fos	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Atrazin	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Simazin	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Alaklor	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Klorfen- vinfos	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Isoprotu-	mg/kg	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05

ron	TS								
Naftalen	mg/kg TS	<0.01	<0.01	0.029	0.037	0.039	0.062	0.023	0.014
Acenafty- len	mg/kg TS	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.010	0.052	<0.01	<0.01
Acenaften	mg/kg TS	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Fluoren	mg/kg TS	<0.01	0.011	<0.01	<0.01	0.015	<0.01	<0.01	<0.01
Fenantren	mg/kg TS	0.012	<0.01	<0.01	<0.01	0.023	0.011	0.012	<0.01
Antracen	mg/kg TS	<0.002	<0.01	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Fluoranten	mg/kg TS	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Pyren	mg/kg TS	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Benso(a)- antracen	mg/kg TS	0.0020	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Chrysen / Trifenylen	mg/kg TS	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Benso(b)- fluoranten	mg/kg TS	0.0024	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Benso(k)- fluoranten	mg/kg TS	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Benso(a)- pyren	mg/kg TS	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Indeno- (1,2, 3- cd)pyren	mg/kg TS	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Benso(g,h, i)perylen	mg/kg TS	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Dibenso(a, h)antracen	mg/kg TS	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
1,3,5-Tri- klorben- sen	mg/kg TS	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003
1,2,4-Tri- klorben- sen	mg/kg TS	<0.003	<0.005	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003
1,2,3-Tri- klorben- sen	mg/kg TS	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003
Pentaklor- bensen	mg/kg TS	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003
1- Klordekan	mg/kg TS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1-Klor-	mg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

dodekan	TS								
1-Klortetra- dekan	mg/kg TS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Hexaklor- butadien	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
4-n- Nonyl- fenol	mg/kg TS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Nonylf- enol	mg/kg TS	<0.5	<0.1	<0.6	<0.2	<0.9	<0.3	<0.3	<0.6
4-tert- Oktyl- fenol	mg/kg TS	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Diuron	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Bensen	mg/kg TS	0.013	<0.01	0.034	<0.01	0.015	<0.01	<0.01	<0.01
Diklorme- tan	mg/kg TS	2.4	2.3	3.144	2.1	1.1	0.99	2.2	3.4
1,2-diklor- etan	mg/kg TS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Kloroform	mg/kg TS	0.14	0.12	0.26	0.19	<0.05	0.070	0.16	0.16
Torrsub- stans, TS	%	28.1	18.7	23.0	22.4	23.2	18.0	19.1	21.6

## Del II: Alkyfenoler i reningsverksprover och i fisk

*Per Ola Darnerud och medarbetare, Livsmedelsverket, Uppsala;  
Jana Hajslova och medarbetare, Inst. Of Chem. Technol., Prag, Tjeckien*

*Sammanfattning av resultatrapport insänd till Naturvårdsverkets miljöövervakningsenhet (2002-06-19). Resultaten presenterades vid Miljögiftsdagarna i Nässjö 12-13 juni 2003*

### Inledning

Alkyfenoletoxylater (AFE) är ytaktiva ämnen som används i emulgerings-, tvätt-, vät- och dispergeringsmedel. Antal etoxygrupper (upp till ca 80 i tekniska preparat) avgör vilken användning ämnet i fråga har. De har använts i ca 50 år och världsproduktionen var 1995 ca 650 000 ton, varav mer är 80% utgjordes av 4-nonylfenoletoxylater (4-NFE). I Sverige var årskonsumtionen 1999 ca 180 ton, och av denna bestod 40% av 4-tert-oktylfenoletoxylater (4-t-OFE) och 58% av dodecylfenoletoxylater (DFE). Genom en överenskommelse med industrin används inte 4-NFE i Sverige men kan förekomma i produkter som importerats till landet. I miljön bryts AFE ned huvudsakligen på biotisk väg, och vid fullständig nedbrytning av kedjan med etoxygrupper återstår alkyfenol (AF). AF-delen utgörs vanligen av butyl-, oktyl- eller nonylgrupper bundna till fenolen. I miljöprover är alltså AF den dominerande formen, men oxidation av AF kan i ett nästa steg även resultera i att karboxylsyra-analoger bildas.

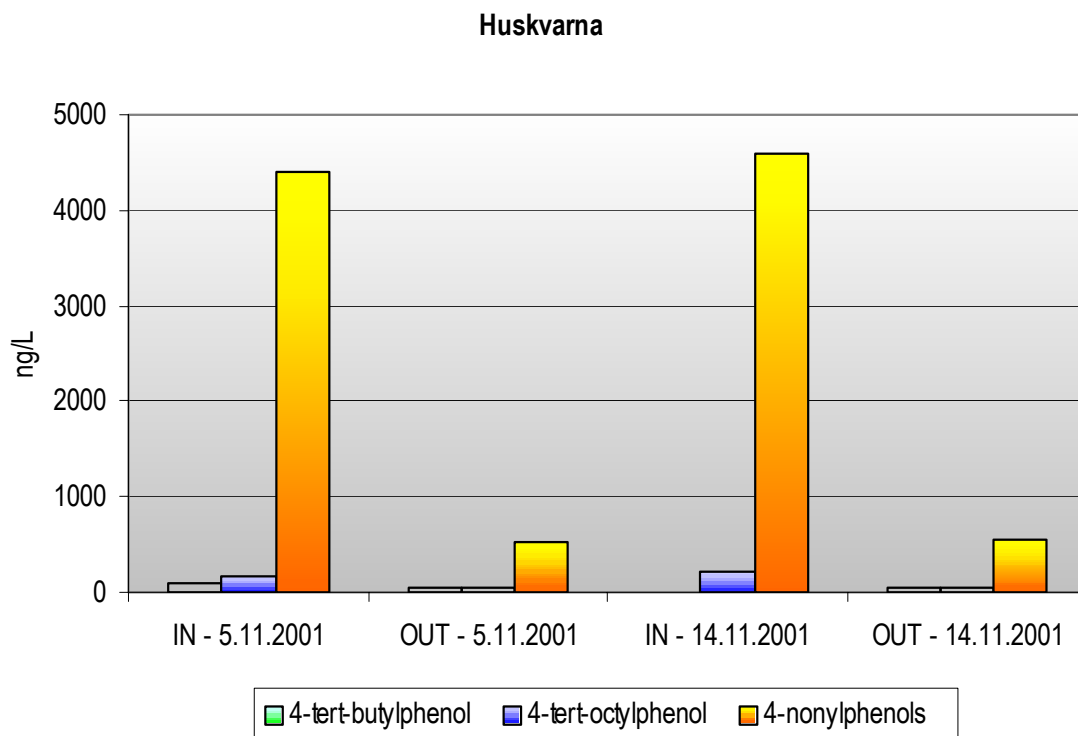
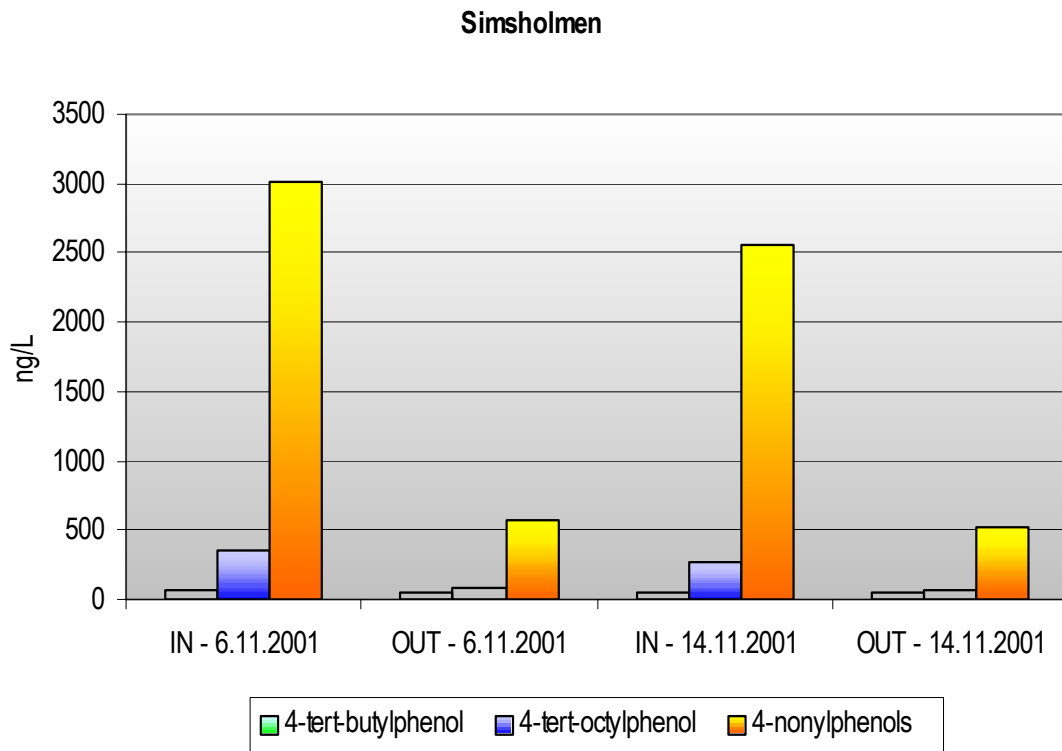
Både bioackumulering och toxicitet ökar med minskande etoxyeringsgrad, och det är i första hand i deetoxilerad form AF återfinns i miljön. I miljöprover är 4-NF och 4-t-OF mest förekommande, men även 4-tert-butylfenol (4-t-BF) återfinns. 4-NF och 4-t-OF har identifierats i prover från reningsverk och i fisk från många länder, och i Sverige har AF hittats i prover från reningsverksvatten, och även i enstaka dricksvattenprover. AF har hög akvatisk toxicitet (LC-50 för NF: 20-3000 µg/l) och vissa AF har även visat sig kunna störa hormonella system i skilda biologiska modeller. När det gäller den hormonstörande effekten är det speciellt 4-t-OF som har uppmärksammats. Detta i kombination med den långsamma nedbrytningen har gjort att AF är en kemikaliegrupp som har uppmärksammats ur miljösynpunkt, och det är därför önskvärt att haltdata i miljöprover tas fram.

### Material och metoder

Prover från reningsverkssediment och -vatten har samlats in från två reningsverk i Jönköping/Huskvarna, i samarbete med Måns Lindell, länsstyrelsen i Jönköping. Fiskprover har samlats in i samarbete med Magnus Engvall, Örebro universitet (braxen), Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuséet (abborre; Bysjön, Hjärtsjön, Kvädöfjärden), samt Vätternvårdsförbundet (abborre och röding: Vättern). Prover på regnbåge (odlad i svenska vatten) samlades in i samband med att prover för kontroll av animaliska livsmedel togs för Livsmedelsverkets räkning 1999 (Tabell 1).

Proverna har analyserats vid Institute of Chemical Technology, Prag, under ledning av prof. Jana Hajslova. Efter lämplig uppberedningsmetod har proverna analyserats med gaskromatografi-masspektrometri med selektiv jon-monitoring (GC/MS-SIM). D8-4-n-NF användes som

intern standard. Följande substanser har kvantifierats: 4-NF (teknisk blandning), 4-t-OF, samt 4-t-BF.



Figur 1. Halter av alkylfenoler i inkommande och utgående vatten från två reningsverk Jönköpingsregionen (Simsholmen och Huskvarna)



## Resultat och diskussion

Halterna av de analyserade AF i inkommande och utgående avloppsvatten vid de två reningsverken i Jönköpingstrakten ges i Figur 1. Halten av 4-NF är 5-10 ggr lägre i utgående vatten jämfört med inkommande, och en mindre sänkning ses även för 4-t-OH. AF-halter i sediment från de två verken analyserades också och låg på mellan 2 och 560 ng/g torrsvikt, beroende på substans (ej redovisat). Förhållandet 4-NF/4-t-OH/4-t-BF är grovt sett detsamma i inkommande vatten som i sediment, dvs. ca 100:10:1.

De analyserade fiskproverna innehöll i många fall analyserbara halter av AF. I abborre från sjöarna Hjärtsjön och Bysjön samt från Kvädöfjärden återfanns både 4-t-OH och 4-NF i halter mellan ca 20-70 respektive 20-800 ng/g fett. I röding och abborre från Vättern observerades 4-t-OH-halter på mellan 20 och 180 ng/g fett, medan 4-NF ej har analyserats (Tabell 2). På våtviktsbasis innebär detta högre halter av 4-t-OH i rödingen jämfört med abborren från Vättern. De högsta halterna av 4-t-OH (300-350 ng/g fett) återfanns i braxen från Viskan, fångad nedströms Borås reningsverk.

Förutom AF har även ett antal myskföreningar analyserats i de fiskprover som ovan redovisats. Redovisningen av myskdata kommer dock att ske vid annat tillfälle.

## Konklusion

Mätbara halter av AF förekommer i ett flertal av de prover från reningsverk och i fisk från svenska vatten som analyserats i denna studie. Generellt gäller att halterna av 4-NF är betydligt högre än av 4-t-OH, och att 4-t-BF endast kan uppmätas i reningsverksproverna. Fiskresultaten tyder på att AF finns spridd i den svenska miljön, även i biotoper som inte är direkt påverkade av lokala utsläppskällor. Bristfälligt underlag utesluter i dagsläget att någon riskbedömning avseende humankonsumtion av AF-haltig fisk kan genomföras. De presenterade resultat är framtagna i en screeningstudie och de bör följas upp och kompletteras med prover från andra vatten och andra typer av miljöprover.

## Referenser

- Blank H. (2001) *Screening av nonylfenoletoxylater i Emån – uppföljning av Regional screening (II). Rapport, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2001-11-27.*
- Hajslova, J. (2002) *Determination of alkylphenols and musk compounds in waste water, sediments and fish from Sweden. Report, Institute of Chemical Technology, Dept. of Food Chemistry and Analysis, Prague, the Czech Republic. April 2002.*
- Nilsson C. and Hanberg A (2001) *Risk assessment of alkylphenols. Draft report, Institute of Environmental Medicine, Stockholm, 2001-01-19.*

**Tabell 1. Förteckning över prover som analyserats för alkylfenoler**

<i>Provtyp</i>	<i>Matris</i>	<i>Provtagn.-plats</i>	<i>Kontakt</i>	<i>Antal prover</i>
Från reningsverk	Ink. vatten	Simsholmen	Måns Lindell, Vätternvårdsförb.	2
”	Utg. vatten	”	”	2
”	Slam	”	”	2
”	Ink. vatten	Huskvarna	”	2
”	Utg. vatten	”	”	2
”	Slam	”	”	2
Abborre	Muskel	N. Vättern	“	5
”	”	S. Vättern	”	5
Röding	”	N. Vättern	”	5
”	”	S. Vättern	”	5
Abborre	”	Bysjön	Anders Bignert	10 (pool 3 ind.)
”	”	Hjärtsjön	”	10 (pool 3 ind.)
”	”	Kvädöfjärden	”	10 (pool 2 ind.)
Braxen	”	Öresjö, Viskan	Magnus Engwall	1 (pool 5 ind.)
”	”	Guttasjön, Vi.	”	1 (pool 5 ind.)
”	”	Rydboholm, Vi.	”	1 (pool 5 ind.)
Regnbåge, odlad	”	(Sverige)	Livsmedelsv.	1 (pool 15 st.)

**Tabell 2. Halter av 4-tert-oktylfenol i fisk från Vättern**

<i>Fångstplats</i>	<i>No.</i>	<i>Abborre</i>		<i>Röding</i>	
		<i>4-t-OF (ng/g fett)</i>	<i>Fetthalt (%)</i>	<i>4-t-OF (ng/g fett)</i>	<i>Fetthalt (%)</i>
N. Vättern	1	46	0,67	27	3,8
	2	51	0,58	38	3,1
	3	104	0,94	31	4,0
	4	75	1,0	60	3,7
	5	67	1,2	30	2,8
S. Vättern	1	49	0,92	75	4,1
	2	95	0,69	63	1,7
	3	<18	0,89	45	3,5
	4	177	0,94	<18	2,0
	5	35	1,2	53	3,3