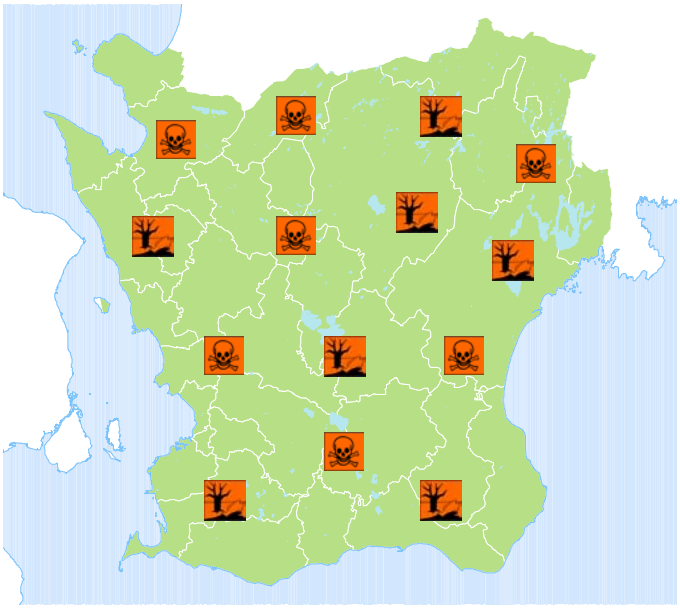
Screening av miljögifter i Skåne 2004

Del 2. Utvärdering av mätdata



www.m.lst.se

Miljö och hälsa
Ulrika Johansson

LÄNSSTYRELSEN
I SKÅNE LÄN

Titel:	Screening av miljögifter i Skåne: Del 2. utvärdering av mätdata
Utgiven av:	Länsstyrelsen i Skåne Län 2006
Författare:	Ulrika Johansson
Beställningsadress:	Länsstyrelsen i Skåne Län Miljöenheten 205 15 MALMÖ Tfn: 040-25 20 00 lansstyrelsen@m.lst.se
Copyright:	Innehållet i denna rapport får gärna citeras eller refereras med uppgivande av källa
Upplaga:	200 ex
ISBN:	91-85587-05-2, 978-91-85587-05-6
Tryckt:	Länsstyrelsen i Skåne län

SCREENING AV MILJÖGIFTER I SKÅNE 2004

DEL 2. UTVÄRDERING AV MÄTDATA

ULRIKA JOHANSSON

Examensarbete utfört under handledning av:

Fredrik Andreasson, Miljöavdelningen, Länsstyrelsen i Skåne

Olof Berglund, Avd. kemisk ekologi och ekotoxikologi, Lunds universitet

FÖRORD

Kunskapen om alla de kemikalier vi använder, hur de påverkar miljön och vår hälsa, är många gånger bristfällig. I Skånes miljöhandlingsprogram finns angivet att kunskapen om halter av särskilt farliga ämnen i Skånes naturmiljö ska öka. Genom screeningstudier får vi värdefulla pusselbitar i sökandet efter kunskap om potentiella miljögifter.

Rapporten bygger på ett examensarbete vid Länsstyrelsen i Skåne och Lunds universitet. Den utgör del 2 av 2 av den samlade redovisningen av den regionala miljögiftsscreeningen 2004.

Vi vill tacka alla som har hjälpt till på ett eller annat sätt. Framför allt de på kommunerna som har hjälpt till med provtagning. Vår förhoppning är att materialet ska kunna användas av kommuner, andra länsstyrelser med flera, i vårt gemensamma arbete med att minska utsläppen av farliga ämnen till miljön.

Malmö, oktober 2006

Fredrik Andreasson
Miljöavdelningen

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	7
Summary in English	8
Introduktion	9
Material och metod	12
Adipater	19
Siloxaner	36
Styrener	52
Sammanfattande diskussion	57
Referenser	62
Bilagor	65

I. Karta över provtagningslokaler
II. Ordlista
III. Beräkningar enligt Mackays fugacitetsmodell
IV. Detektionsgränser
V. Registrerad tillverkning och import i Sverige
VI. Mätdata för respektive ämnesgrupp, regional screening
VII. Mätdata för respektive ämnesgrupp, nationell screening

SAMMANFATTNING

Idag används ca 30 000 kemikalier både inom industrin och i produkter tillgängliga för konsumenter. Alla ämnen som släpps ut i miljön kan vara toxiska för organismer. Toxiciteten beror på vilken organism som exponeras, utsläppskoncentration, hur upptag sker och om exponeringen är kronisk eller akut. Idag är det endast ett fåtal av alla de ämnen som används där vi har tillräckliga kunskaper om egenskaper. Det är viktigt att ha kunskap om ett ämnes egenskaper för att hantera det på bästa sätt med avseende på miljö och hälsa. Ett sätt att få ökad kunskap om ämnens egenskaper och spridning i miljön är genom en metod kallad screening. Screening innebär att man mäter halterna av ett antal utvalda ämnen eller ämnesgrupper i olika matriser.

I Sverige står Naturvårdsverket varje år för en nationell screening där de väljer ut ett antal ämnen som ska ingå. Till det väljer sedan ett antal länsstyrelser att delta i regionala screeningstudier där man valt ur regionalt intressanta provpunkter. I screeningen i Skåne 2004 valdes tre ämnesgrupper ut: adipater, siloxaner och klorerade och bromerade styrener. I den nationella screeningen ingick fler ämnesgrupper. Ämnesgrupperna i Skåne valdes ut för att de antas användas eller bildas i Skåne och på sådant sätt att spridning till miljön kan förekomma. Ytterliggare en orsak är att ämnena går att begränsa i Skåne om de påvisas i höga koncentrationer. Prover togs i tre matriser: sediment, fisk och slam från reningsverk. För adipater togs endast slamprov.

I denna rapport har jag försökt besvara följande frågor: vilka ämnen har detekterats, är halterna höga eller låga jämfört med övriga Sverige och andra undersökningar, går det att hitta en orsak till avvikande halter samt vilka miljökonsekvenser kan funna halter ge? För att kunna svara på vilka miljökonsekvenser ett ämne kan ge om det påvisas har en riskbedömning gjorts. Om det varit möjligt har kvoten mellan MEC (Measured Environmental Concentration) och PNEC (Predicted No Effect Concentration) beräknats för att göra en enkel riskanalys. Detta har inte alltid varit möjligt då information om ämnet varit otillräcklig.

Av de sex ingående adipaterna detekteras tre. Endast en av adipaterna detekteras på alla lokaler, DEHA, vilket tyder på en diffus spridning. I övriga Sverige detekteras DEHA i sediment och fiskprover vilket visar att den akvatiska miljön är exponerad för DEHA. En MEC/PNEC-kvot har beräknats och är över ett, där MEC är detektionsgränsen. Provtagning i sediment och fisk i Skåne skulle vara intressant för att utröna hur situationen ser ut här. Övriga två detekterade adipater påvisas på ett par lokaler där den mest troliga källan är punktutsläpp från en eller flera industrier.

Av siloxanerna påvisas flera på alla lokaler i slam från reningsverk. Cykliska siloxaner påvisas i betydligt högre halter än raka. Ingående siloxaner är mycket flyktiga ämnen som till största del återfinns i atmosfären. Trots detta påvisas D5, D6 och MM i vattenprover i övriga Sverige. P.g.a. kunskapsbrist om ämnena är en riskbedömning svår att göra. Endast för en av dessa siloxaner, MM, har en MEC/PNEC-kvot av en uppmätt koncentration kunnat beräknas.

Kvoten är under ett och risken för negativa effekter på akvatiska organismer liten. Siloxanerna har en diffus spridning och ingår i ett stort antal konsumenttillgängliga produkter.

Inga av de ingående styrenerna detekteras i Skåne och de diskuteras endast kortfattat i rapporten.

SUMMARY IN ENGLISH

In today's society a wide range of chemicals are used in the industry and in products available for consumers. All substances that are released in the environment can be toxic for organisms. The toxicity depends on which organism that is being exposed, the concentration of the exposure, the route of uptake and if the exposure is chronic or acute. Today we only have knowledge about chemical properties for a small amount of all used chemicals. It is important to have knowledge about the properties of a chemical to handle it in the best way concerning health and environment. One way to get more knowledge about the properties of substances and the release in the environment is through a method called screening. Screening means that you measure the concentration of selected chemicals or chemical groups in different matrices.

In Sweden, the Swedish EPA early stands for a national screening and selects the chemicals that are to be included. County Administrative Board's choose to participate in regional screening studies where the Administrative Board in each county select regionally important sample points. In Scania, samples were taken for three different chemical groups: adipates, siloxanes and chlorinated and brominated styrenes. The groups chosen in Scania was selected because the chemicals are assumed to be used or produced in Scania and in such a way that release to the environment are possible. Another reason is that it is possible to limit the use of the chemicals if they are found in high concentrations. Samples were taken in three matrices: sediment, fish and sludge from sewage treatment plant, only sludge samples for adipates.

In this report the following questions have been answered: which substances has been detected?, are the concentrations low or high compared to the rest of Sweden and other studies?, is it possible to find a cause to deviating concentrations and can detected concentrations give environmental consequences? To be able to answer the question if detected concentrations can give environmental consequences a risk assessment has been performed. If possible the quotient between MEC (Measured Environmental Concentration) and PNEC (Predicted No Effect Concentration) has been calculated. A quotient over one means that negative effects on organisms can occur. It has not always been possible to calculate the quotient due to insufficient information about the substances.

Of the six adipates included in the study, three are detected. Only one of the adipates is detected on all sampling points, DEHA. This is an indication of a widespread substance. In the rest of Sweden, DEHA is detected in sediment- and fish samples, which shows that the aquatic environment is exposed to DEHA. A quotient between MEC and PNEC has been calculated, where MEC is the detection limit, and is over one. The other two adipates were detected at a couple of sample points and the source is probably point sources at these sites.

Several siloxanes are detected at all sampling points in sludge. Cyclic siloxanes are detected in much higher concentrations than straight. The siloxanes in this study are all volatile compounds and are mainly spread to the atmosphere. Despite this D5, D6 and MM are detected in water samples in other parts of Sweden. Due to a lack of knowledge it has not been possible to make a risk assessment. Only for one of the detected siloxanes, MM, a MEC/PNEC-quotient has been calculated. The quotient is below one and the risk of negative effect on aquatic organisms is small. The siloxanes are widespread and are constituents of a large amount of products available for consumers.

None of the styrenes included in this study were detected in Scania and they are only briefly discussed in the report.

INTRODUKTION

Idag används ett stort antal organiska ämnen i världen. En del av dessa ämnen har bevisats ha negativa effekter på organismer och klassas som miljögifter.[1] Alla ämnen som släpps ut i miljön kan vara toxiska. Toxiciteten beror på i vilken koncentration utsläpp sker, hur upptag sker, om exponeringen är kronisk eller akut samt vilken organism som exponeras.[2] En del ämnen sprids avsiktligt i naturen, som exempelvis bekämpningsmedel, medan andra ämnen inte är avsedda att spridas i miljön, såsom industrikemikalier. Ytterligare en spridningsväg är ämnen som bildas som biprodukter i olika industriella processer.[3] Trots att så många ämnen används idag är kunskapen om de flesta av dessa dålig. Det är både dyrt och ofta svårt att göra tester och försöka förutse hur toxiska ämnen kan vara. Idag är kunskapen om spridningen i miljön av många organiska ämnen dålig och kunskapen om dess negativa effekter på miljö och människa är för liten för att kunna klassa ämnena som miljögifter.

Som ett led i att försöka få mer kunskap om nya eller möjliga miljögifter och dess förekomst använder man sig av en metod kallad screening. Screening innebär att man tar prover i ett antal olika matriser, t.ex. fisk och slam, och analyserar proverna på ett antal utvalda ämnen eller ämnesgrupper. Resultaten ger information om hur dessa ämnen eller ämnesgrupper sprids i miljön, i vilka koncentrationer de förekommer och ger därmed en större kunskap om dess egenskaper.

Skåne är en tätbefolkad del av Sverige med en mycket expansiv industri och ett intensivt jordbruk. Användningen av kemikalier i regionen är stor. Det sker både diffusa utsläpp från varor som förbrukas och punktutsläpp från industrier. Närheten till kontinenten innebär även att flyktiga ämnen kan transporteras hit och deponeras i Skåne. I denna rapport är resultaten från den regionala screeningen i Skåne 2004 sammanställda och utvärderade. De frågor som besvaras är:

- Vilka av de undersökta ämnena har detekterats, på vilka lokaler och i vilka matriser går dessa att finna?
- Är halterna höga eller låga jämfört med nationell och övrig regional screening och med halter funna i andra undersökningar?
- Om det finns lokaler med avvikande halter, går det då att hitta en orsak till dessa?
- Vilka miljökonsekvenser kan de funna halterna ge?

Slutligen har, utifrån tillgänglig data (toxikologisk, ekotoxikologisk och miljödata), en bedömning gjorts om något ämne utgör ett större problem och bör undersökas ytterligare, ingå i övervakning (tidsserier, kontinuerlig övervakning) eller annan åtgärd eller om de bedöms vara ett mindre problem för tillfället.

Miljömålen

Det finns idag 15 miljömål som antogs av riksdagen år 1999 och som beskriver det tillstånd för Sveriges miljö-, kultur- och naturresurser som är ekologiskt hållbart. Målet är att dessa ska vara uppnådda inom en generation (innan 2020).[4]

---

[1] Naturvårdsverket, Organiska miljögifter, 2005
[2] Sterner, 2003
[3] Naturvårdsverket, Organiska miljögifter, 2005
[4] Miljömålsportalen, 2005

Miljömålet för Giftfri miljö lyder:

> *Miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.*[5]

Det blir svårt att nå målet inom en generation. Framförallt finns det ett antal långlivade ämnen som redan är spridda i naturen och som inte kommer att ha försvunnit till 2020. [6] Däremot finns möjlighet att stoppa tillförsel av nya ämnen, bl.a. genom EU:s nya kemikalielagstiftning REACH som innebär att nya ämnen måste bevisas ofarliga innan de släpps ut på marknaden. En begränsning i användningen kan också ske då kraven kommer att öka på producenter att visa att de kemikalier som används idag är ofarliga.[7]

Miljömålet innefattar även flera delmål. Ett av dessa är ”Kunskap om kemiska ämnens hälso- och miljöegenskaper”.[8] Ett sätt att uppnå delmålet är genom screening genom vilken man kan få en bättre bild av ämnens spridning i miljön och större kännedom om ämnenas farlighet. Framförallt gäller detta nya ämne som vi idag har lite kunskap om, och inte gamla välkända miljögifter som t.ex. PCB och DDT. I Skåne har ett regionalt delmål tagits fram med syftet att ta fram sammanställningar med uppgifter om produktion, användning, utsläpp och förekomst i miljön av särskilt farliga ämnen.[9] Det görs bland annat genom screening och materialflödes-analyser.

Screening

Det finns idag ca 30 000 olika kemikalier på den europeiska marknaden. [10] För endast ett fåtal av dessa har vi tillräcklig kunskap om egenskaper. Det är viktigt att ha kunskap om ett ämnes egenskaper för att man ska kunna hantera det på bästa sätt med avseende på miljö och hälsa. I flera år har man haft övervakningar av ”klassiska” miljögifter vilket lett till att man idag har kunskap om deras egenskaper och spridningen i miljön. Som ett led i miljöövervakningen använder man sig nu även av screening för att mäta halter av nya miljögifter och ämnen som kan vara möjliga miljögifter. Screening är en metod där man mäter halterna av några utvalda ämnen i ett antal olika matriser under ett provtillfälle. [11] Detta ger en ögonblicksbild av hur situationen ser ut, men ger ändå indikationer på hur spritt ett ämne är i miljön och i vilka halter det förekommer. Syftet är att resultatet ifrån mätningarna ska kunna fungera som underlag när man ska fatta beslut om huruvida ämnet ska ingå i ett övervakningsprogram eller regleras inom kemikalieanvändningen.[12] Screening är därmed ett sätt att nå miljömålet Giftfri miljö och framför allt delmålet ”Kunskap om kemiska ämnens hälso- och miljöegenskaper”. Påvisas ett ämne på en lokal kan ämnet kanske kopplas till en verksamhet och om ämnet anses utgöra ett problem kan resultaten även användas för att nå delmålet ”Utfasning av särskilt farliga ämnen”. En screeningundersökning kan delas in i fyra delar; val av ämne, förberedande teoretisk undersökning, mätstudie och uppföljning av undersökningen.[13]

---

[5] Miljömålsportalen, 2005
[6] de Facto, 2005
[7] Kemikalieinspektionen, Reach
[8] de Facto, 2005
[9] Skånes miljömål och miljöhandlingsprogram
[10] Kemikalieinspektionen, Giftfri miljö
[11] Bremle, 2003
[12] Naturvårdsverket, 2005
[13] Bremle, 2003

Vid val av ämne utgår man från en prioriteringslista för att kunna välja bland alla kemikalier som finns:[14]

1. Prioriterade substanser i internationella konventioner (OSPAR*, HELCOM* m.fl.) och i EU:s ramdirektiv för vatten
2. Ämnen i andra listor, bl.a. kandidater för OSPAR och av EU utpekade ämnen i olika sammanhang
3. Ämnen omnämnda i rapporter och vetenskapliga artiklar samt ämnen utpekade av diverse aktörer (bl.a. forskare och myndigheter)

Innan mätstudien utförs bör man göra en förberedande teoretisk undersökning. Denna ska innehålla litteratur- och datasökningar, bedömning av vilka matriser man ska ta prover i och ge förslag på jämförvärden.[15]

Efter provtagning och analys sker uppföljning av undersökningen. Här ska man först avgöra om man anser att man fått resultat av tillräcklig kvalitet och att inga ytterligare prover behöver göras för att man ska kunna utvärdera studien. Därefter kan resultaten jämföras med de jämförvärden man satt upp för att avgöra om halterna är låga eller höga. Finns PNEC-värden* (Predicted No Effect Concentration) kan dessa användas för att göra en enkel riskbedömning genom att jämföra detta med det uppmätta värdet; MEC* (Measured Environmental Concentration).[16]

[14] Bremle, 2003
* se ordlista för förklaring (bilaga 2)
[15] Bremle, 2003
[16] Bremle, 2003

MATERIAL OCH METOD

Screening i Skåne 2004

I Sverige står Naturvårdsverket för en nationell screening där man varje år väljer ut ett antal ämnen som ska ingå i studien. Till det väljer sedan ett antal länsstyrelser och kommuner att delta i regionala screeningstudier där man valt ut regionalt intressanta provpunkter.

För den regionala screeningen i Skåne 2004 valdes adipater, klorerade och bromerade styrener och siloxaner ut för provtagning.

Länsstyrelsen skickade ut en förfrågan till samtliga 33 kommuner i Skåne om de var intresserade av att delta i den regionala screeningen. 17 kommuner anmälde sitt intresse för att delta. Utifrån geografisk och storleksmässig spridning valdes 8 stycken ut. Personal vid berörda kommuner och reningsverk utförde provtagning på slam, medan provtagning av fisk och sediment utfördes av konsult med stor erfarenhet av provfiske. Följande provpunkter/lokaler valdes ut (tabell 1). I bilaga 1 finns en karta över provpunkterna.

Tabell 1. Samtliga kommuner som deltog i screeningen i Skåne 2004, i vilka matriser prover tagits samt personekvivalenter för respektive avloppsreningsverk (ARV) där slamprover tagits.

Kommun	**Matris**	**Dimensionerad belastning av reningsverk (personekvivalenter)**[17]
Bromölla	Slam – Bromölla ARV Sediment – Ivösjön Fisk – Ivösjön	8000
Helsingborg	Slam – Helsingsborgs ARV Sediment – kusten Fisk – kusten	200 000
Kristianstad	Slam – Kristianstad ARV Sediment – Hammarsjön Fisk – Hammarsjön	200 000
Landskrona	Slam – Landskrona ARV	37 000
Lund	Slam – Källby ARV	90 000
Malmö	Slam – Sjölunda ARV	530 000
Perstorp	Slam – Perstorp ARV Sediment – Storarydsdammen Fisk – Storarydsdammen	13 500
Ystad	Slam – Ystad ARV	37 000

[17] Höglind, L, 2006

Man har i Skåne valt att ta prover i tre matriser; slam från reningsverk, sediment och fisk. För analys av adipater togs endast slamprov. Om ett ämne går att hitta i slam tyder det på att det sprids i samhället och ingår i produkter som är tillgängliga och används av konsumenter. Slam- och sedimentprover ger en bild av en längre tids belastning till skillnad från vattenprov som endast ger en ögonblicksbild. Prover tagna på fisk och sediment ger en bild av belastningen både från närliggande områden men även långväga exponering. Uppmätta halter i fisk ger även en indikation på om ämnet har potential att bioackumuleras.

I den nationella screeningen 2004 har flera ämnesgrupper ingått. Dessa är:[18]

- Adipater
- Oktaklorstyren och andra klorerade och bromerade styrener med liknande egenskaper
- Limonen
- Siloxaner
- Mirex
- Endosulfan
- Isocyanater

Man valde i Skåne ut adipater, styrener och siloxaner då dessa antas användas eller bildas i Skåne och på ett sådant sätt att spridning till miljön kan ske. Ytterligare en anledning är att ämnena går att begränsa i Skåne om man hittar höga halter. De övriga ingående ämnena valdes bort av olika orsaker. Ett exempel är Mirex som är förbjudet och ej används i Sverige och där man inte kan styra eventuella halter som sprids till Skåne.[19]

I denna rapport har resultaten från den regionala screeningen i Skåne sammanställts och utvärderats. De frågor som har besvarats är:

- Vilka av de undersökta ämnena (adipater, siloxaner och styrener) har detekterats, på vilka lokaler och i vilka matriser går dessa att finna.
- Är halterna höga eller låga jämfört med nationell och övrig regional screening och jämfört med halter funna i andra undersökningar?
- Om det finns lokaler med avvikande halter, går det då att hitta en orsak till dessa?
- Vilka miljökonsekvenser kan de funna halterna ge?

Slutligen har en bedömning gjorts utifrån tillgänglig data (toxikologisk, ekotoxikologisk och miljödata) för att avgöra om något ämne utgör ett större problem och bör undersökas ytterligare, ingå i övervakning (tidsserier, kontinuerlig övervakning) eller annan åtgärd eller om det bedöms vara ett mindre problem för tillfället.

Resultaten från provtagningen har sammanställts i diagram och tabeller för att åskådliggöra vilka ämnen som detekterats, på vilka lokaler och i vilka matriser. Uppmätta halter har sedan jämförts med tidigare studier och med påvisade halter i den nationella studien och övriga regionala studier som skett parallellt med provtagningen i Skåne. För att ta reda på om företag i Skåne använder ingående ämnen i sin produktion har uppgifter sökts hos Kemikalieinspektionens produktregister. För att kunna göra en bedömning av miljökonsekvenser har ekotoxikologiska data sökts. Om ett ämne hittas i detekterbara halter, och tillräcklig ekotoxikologisk data finns, har en enkel riskbedömning gjorts genom att kvoten mellan Measured Environmental Concentration och Predicted No Effect Concentration

[18] Naturvårdsverket 2005
[19] Andersson, 2004

(MEC/PNEC) beräknats. För att få en bild av i vilka matriser (ex. luft, vatten och jord) ämnena kan spridas har en modell, Mackays fugacitetsmodell, använts.

En förstudie har gjorts av Jeanette Andersson för att få bakgrundsinformation om ämnena och trolig spridning i miljön.[20] I denna finns mer utförlig information om egenskaper, produktion och användning av de aktuella ämnena.

PNEC-värde

I denna studie har en enkel riskbedömning gjorts. European Chemicals Bureau (ECB) har tagit fram en manual/guide (Technical Guidance Document on Risk Assessment) som beskriver hur man kan göra en riskbedömning för människa eller miljö av nya eller befintliga ämnen.[21] Som en del i denna bedömning kan man beräkna kvoten mellan Predicted Environmental Concentration (PEC) och Predicted No Effect Concentration (PNEC). En kvot över 1 innebär att det finns en risk för negativa effekter för organismer. PEC-värdet kan uppskattas utifrån data om exponering och öde (fate and exposure models) eller så kan det mätas. I denna rapport används uppmätta koncentrationer, som då benämns MEC – Measured environmental concentration. PNEC-värdet beräknas med utgångspunkt från ekotoxikologiska data och är den koncentration vid vilken en oönskad effekt på den känsligaste arten inte förväntas ske.

PNEC-värde kan beräknas på två sätt; antingen genom att använda sig av så kallade riskfaktorer (*assessment factors)* eller genom statistiska extrapoleringsmetoder. För att kunna använda sig av extrapolering behövs ett flertal kroniska ekotoxikologiska data från flera taxonomiska* grupper. Vid statisitisk extrapolering logtransformeras kroniska data. De passas till en fördelning och sedan används en percentil (ofta 5:e) för att bestämma PNEC. Ofta finns inte tillräckligt med kroniska data tillgängliga för nya ämnen. Därför använder man sig av riskfaktorer som man dividerar ekotoxikologisk data med (ex LC_{50}* eller NOEC*, se tabell 2). Har man endast akuttoxiska data (LC_{50}) använder man en riskfaktor på 1000 och delar det lägsta LC_{50} värdet med detta. Finns kroniska värden (NOEC) att tillgå använder man en riskfaktor på 100. Generellt måste man även ta hänsyn till andra faktorer som göra att det kanske är lämpligt att ha en större faktor, t.ex. om ett ämne har endokrina* effekter.

[20] Andersson, 2004
[21] ECB, 2003
* se ordlista för förklaring (bilaga 2)

Tabell 2. Rekommenderade riskfaktorer för beräkning av Predicted No Effect Concentration (PNEC) beroende på vilka ekotoxikologiska data som finns tillgängliga.[22]

Endpoint	**Riskfaktor**
Åtminstone ett LC_{50} eller LE_{50} från varje trofinivå* (fisk, Daphnia och alg)	1000
Ett kroniskt NOEC (från fisk eller Daphnia)	100 (ska vara NOEC för den trofinivå som visat lägst LC_{50} eller LE_{50})
Två kroniska NOEC från arter från två trofinivåer (fisk och/eller Daphnia och/eller alg)	50
Kroniska NOEC från minst tre arter (fisk, Daphnia och alg) som representerar tre olika trofinivåer.	10

I akvatisk toxicitet beräknas ofta MATC* – maximal acceptable toxicant concentration. Det är det geometriska medelvärdet mellan NOEC och LOEC*. MATC kan delas med $\sqrt{2}$ för att få NOEC.[23]

PNEC-värden kan beräknas för olika matriser, men tillgänglig ekotoxikologisk data finns oftast endast för akvatisk miljö. Metoden att beräkna PNEC-värde genom statistisk extrapolering är att föredra framför riskfaktorer.[24] Statistisk extrapolering ger en högre precision, men då man endast har ett fåtal data är riskfaktorer att föredra. Viktigt att notera är att det är en stor osäkerhet i PNEC-värde beräknade med riskfaktorer och att dessa inte behöver representera ett sant värde, speciellt om man utgått ifrån akuttoxiska data.

Det råder därmed en stor osäkerhet angående beräkningar av PNEC-värden. I tabell 3 nedan finns ekotoxikologiska data för ett ämne som ej ingår i denna studie: hexaklorbensen. För detta ämne finns det mer tillgänglig data än för de flesta av de ämnen som misstänks kunna vara miljögifter. Data visar på ett problem när man ska beräkna PNEC-värde, koncentrationerna varierar kraftigt från olika studier. Vilket av värdena representerar det ”riktiga”? För Daphnia finns ett EC_{50}-värde vid akut toxicitet som är mycket lågt, 0.0006 mg/l. Denna koncentration är långt under de koncentrationer som anges vid kronisk toxicitet. När man endast har ett fåtal värde, kanske endast ett, är det alltså svårt att veta om dessa är representativa. Trots att det är en stor osäkerhet med PNEC-värde beräknade med riskfaktorer kommer de användas i denna rapport då de, med sina brister i beaktande, ändå är ett sätt att göra en riskbedömning.

[22] ECB, 2003
[23] ECB, 2003
[24] Roman et al, 1999

Tabell 3. Ekotoxikologiska data för hexaklorbensen, CAS-nr:118-74-1.[25]

Toxicitetstest	Testorganism	Koncentration
Akut toxicitet IC_{50} mg/l	Alg	0.002
		0.01
		0.03
Akut toxicitet EC_{50} mg/l	Daphnia	0.03
		10
		0.0006
		7.5
Akut toxicitet LC_{50} mg/l	Fisk	0.0075
		12
		5
		0.32
		0.052
		0.999
		0.03
Kronisk toxicitet NOEC mg/l	Daphnia	0.0013
		0.005
Kronisk toxicitet NOEC mg/l	Fisk	0.125
		0.005
		0.00476
		32
		0.0052
		0.32

Mackays fugacitetsmodell

För att kunna illustrera hur organiska ämnen sprids i miljön har en modell tagits fram av Donald Mackay där man kan beräkna fördelningen av ett ämne i olika matriser vid utsläpp i miljön.[26] Det finns flera olika modeller men för beräkningar i denna rapport har den enklaste använts; Level I Calculations. För beräkningar behövs:

1. Definition av miljön; volymer och komposition
2. Relevanta fysikaliska och kemiska egenskaper
3. Beräkning av Z-värde för varje matris
4. Input av mängd av kemikalie

Med denna information beräknas fugacitet, och därefter koncentration, mängd och procentuell fördelning av ämnet i olika matriser.

Z-värdet är ett mått på förmågan att hålla en kemikalie i en matris och kallas fugacity capacity. Fugaciteten är en kemikalies flyktbenägenhet. För att beräkna fördelningen i olika matriser börjar man med att definiera miljön och ta reda på de fysikaliska egenskaper som

[25] OSPAR
[26] Mackay, 2001

behövs. Därefter beräknas ett Z-värde för varje matris, alltså förmågan att hålla en kemikalie i matrisen. Vid beräkningar antar man att systemet är i jämvikt. Vid jämvikt är fugaciteten densamma för alla matriser. Efter att Z-värden beräknats bestäms en mängd av kemikalien och därefter beräknas fugaciteten, flyktbenägenheteten. Slutligen beräknas koncentrationen och den procentuella fördelningen i varje matris. Ett räkneexempel för dietyladipat finns i bilaga 3. Vid beräkningar antas också att kemikalien bevaras, att den inte bryts ner.

Provtagning och analys

Provtagning av slam från reningsverk utfördes av personal vid berörda kommuner och reningsverk. Proverna förvarades i termiskt renade glasflaskor i kyl eller frys. Provtagning av fisk och sediment har utförts av konsult. Sedimentprover togs med en Kajak eller Gemini provtagare. Fisk fångades med nät, ryssja eller fiskespö. För analysen står IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Nedan följer en kort sammanfattning av analysmetoden[27] (för ytterligare detaljer se IVL:s rapporter för respektive ämnesgrupp).

Adipater

Slam

Proverna surgjordes och extraherades med organiska lösningsmedel. Extrakten koncentrerades och renades med vätskekromatografi. Därefter analyserades extrakten på en gaskromatograf kopplad till en 5973N masspektrometer (GC-MS). För varje förening detekterades två joner: en jon för kvantifiering och en för att bekräfta identiteten av föreningen, s.k. SIM-analys (selected ion monitoring).

Siloxaner

Slam och sediment

Proverna blandades med ultrarent vatten och homogeniserades. Siloxanerna drevs av från proven med hjälp av en kvävgasström och fångades upp för analys på en kolonn innehållande Tenax. Tenaxkolonnerna överfördes till GC-MS-instrumentet genom termisk desorption. Analysen utfördes på en 6890N-gaskromatograf kopplad till en 5973N masspektrometer. För varje förening detekterades två joner: en jon för kvantifiering och en för att bekräfta identiteten av föreningen, s.k. SIM-analys (selected ion monitoring).

Fisk

Fiskproverna extraherades med organiskt lösningsmedel. Analysen utfördes med gaskromatograf med högupplösande masspektrometer (GC-HRMS).

Styrener

Slam och sediment

Proverna surgjordes och extraherades med organiska lösningsmedel. Extrakten koncentrerades och renades med svavelsyra och vätskekromatografi. Extrakten analyserades sedan på en 6890N gaskromatograf kopplad till en 5973N masspektrometer (GC-MS). För

[27] Remberger M, 2006

varje förening detekterades två joner: en jon för kvantifiering och en för att bekräfta identiteten av föreningen, s.k. SIM-analys (selected ion monitoring).

Fisk

Fiskproverna homogeniserades och extraherades tre gånger med lösningsmedel. Extrakten koncentrerades och renades med hjälp av svavelsyra och vätskekromatografi. De analyserades därefter på en 6890N gaskromatograf kopplad till en 5973N masspektometer (GC-MS). För varje förening detekterades två joner: en jon för kvantifiering och en för att bekräfta identiteten av föreningen, s.k. SIM-analys (selected ion monitoring).

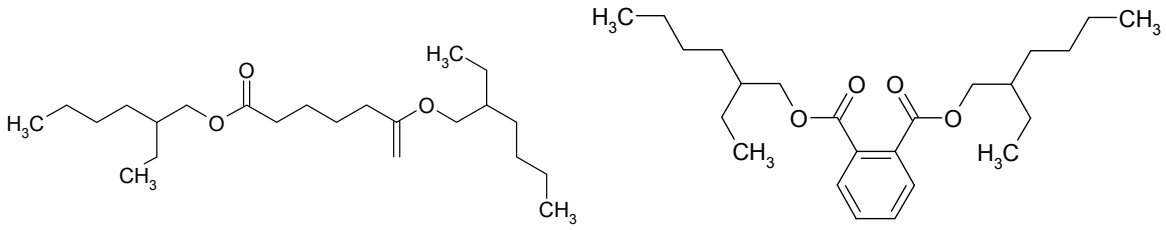
ADIPATER

Bakgrund

Adipater är adipinsyraestrar och är ljusa, oljiga vätskor som ofta är luktlösa eller med en svag doft.[28] De används i bl.a. smörjmedel, hydraulvätska, färger, lim och lösningsmedel. Adipaterna är intressanta att studera eftersom de även kan användas som mjukgörare i plaster, gäller framförallt DEHA, och därför nämns som lämpliga ersättare till ftalater (ex. DEHP – dietylhexylftalat) (figur 1). Ftalater har visat sig ha effekter på fortplantningsorgan och fortplantningsförmågan och en del ftalater misstänks ha endokrina effekter.[29] Sex olika adipater ingår i studien (tabell 4).

Tabell 4. Ingående adipater i den regionala screeningen i Skåne 2004.

Ämne	Cas-nr
Dietyladipat	141-28-6
Di-iso-butyladipat	141-04-8
Dibutyladipat	105-99-7
Di(2-etylhexyl)adipat (DEHA)	103-23-1
Di-n-oktyladipat	123-79-5
Didecyladipat	105-97-5



Figur 1. Strukturformel för di(2-etylhexyl)adipat (DEHA) till vänster, CAS-nr: 103-23-1 och dietylhexylftalat (DEHP) till höger, CAS-nr: 117-81-7.

Adipater framställs inte i Sverige utan importeras som råvara eller som beståndsdel i andra produkter.[30] Den största delen av det som importeras förbrukas också i Sverige, endast en liten del går på export. Genom att söka i SPIN-databasen (Substances in Preparations in Nordic Countries) kan man hitta uppgifter om hur många ton adipater som används per år och i hur många produkter (tabell 5). Det går inte att hitta information om alla olika adipater då en del information är konfidentiell. Användningen varierar mellan åren och användningen verkar inte minska. Antalet produkter som innehåller någon adipat verkar dock öka något. Ett flertal av produkterna är konsumenttillgängliga, dvs. är tillgängliga i handeln och kan stå för en diffus spridning av adipater. Adipater kan även komma in i Sverige vid import av konsumentprodukter. Adipaterna är inte begränsade i svensk lagstiftning.

[28] HSDB
[29] Institutet för miljömedicin, 2005
[30] Kemikalieinspektionen, flödesanalys

Tabell 5. Användning i ton och antal produkter som innehåller di-iso-butyladipat, di(2-etylhexyl)adipat (DEHA), dibutyladipat och didecyladipat i Sverige mellan åren 1999-2003.[31]

År	**Di-iso-butyladipat**		**DEHA**		**Dibutyl-adipat**		**Didecyladipat**		**Totalt**	
	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod
1999	27	14	746	128	7	11	1	3	780	153
2000	29	13	888	115	9	9	2	4	926	137
2001	41	15	701	135	11	7	1	4	753	157
2002	34	16	380	141	15	7	1	9	429	164
2003	31	20	558	158	13	7	1	8	602	185

Adipater anses ha låg till måttlig toxicitet vid intag via föda och intravenöst och de har inte visats vara genotoxiska*.[32]

Människor exponeras för dietyladipat främst genom inandning och hudkontakt på arbetsplatser där produkter innehållande dietyladipat används eller där ämnet produceras. Dietyladipat sprids i naturen vid produktion och användning av produkter som innehåller ämnet och från förbrukade varor på deponier. Dietyladipat har ett ångtryck på 0.058 mmHg (7.7 Pa) vilket innebär att det förmodligen finns i gasfas och kan spridas med vindar. Halveringstiden* är 2 dagar vilket innebär att ämnet kan spridas över större områden. Ett lågt K_{oc}* indikerar att om det släpps ut i jord antas det ha hög rörlighet. I tester utförda på slam bröts dietyladipat ner och nedbrytning av mikroorganismer antas även vara en möjlig process i jord. Om utsläpp av dietyladipat sker i vatten innebär ett lågt K_{ow}* att det inte binder till partiklar i någon större utsträckning. Ämnet har dessutom en hög löslighet i vatten. Därmed kan ämnet spridas längre sträckor från utsläppspunkten. Förångning är också en trolig spridningsväg. Ett BCF* på 6 gör att dietyladipat inte har potential att biokoncentreras i akvatiska organismer.[33]

DEHA kan ha carcinogena effekter, men antalet studier är för få för att det ska var möjligt att dra några säkra slutsatser. [34] (DEHA) sprids vid produktion och när varor förbrukas. Det sprids också från plaster om det använts som mjukgörare. Vid utsläpp i luft kommer det att finnas både i gasfas och i partikelfas. Halveringstiden för DEHA i gasfas är kortare än för dietyladipat och ämnet sprids antagligen inte så långa sträckor. DEHA i partikelfas elimineras genom våt och torrdeposition. Ett mycket högt K_{oc} på 49 000 innebär att ämnet är orörligt i jord. I försök som skulle likna den biologiska nedbrytningen i reningsverk bröts DEHA ner lätt och anses även kunna brytas ner i jord av mikroorganismer. Utsläpp i vatten leder till ett lite annorlunda öde än för dietyladipat. Ett högre K_{ow} gör att ämnet kommer att binda till partiklar och sedimentera i högre utsträckning och DEHA har en låg löslighet i vatten. Tester visar att ämnet är biodegraderbart. Därför kommer DEHA troligen inte att spridas så långa sträckor i vatten. Även för DEHA är BCF lågt.[35]

[31] SPIN, 2005
* se ordlista för förklaring (bilaga 2)
[32] HSDB
[33] HSDB
[34] HSDB
[35] HSDB

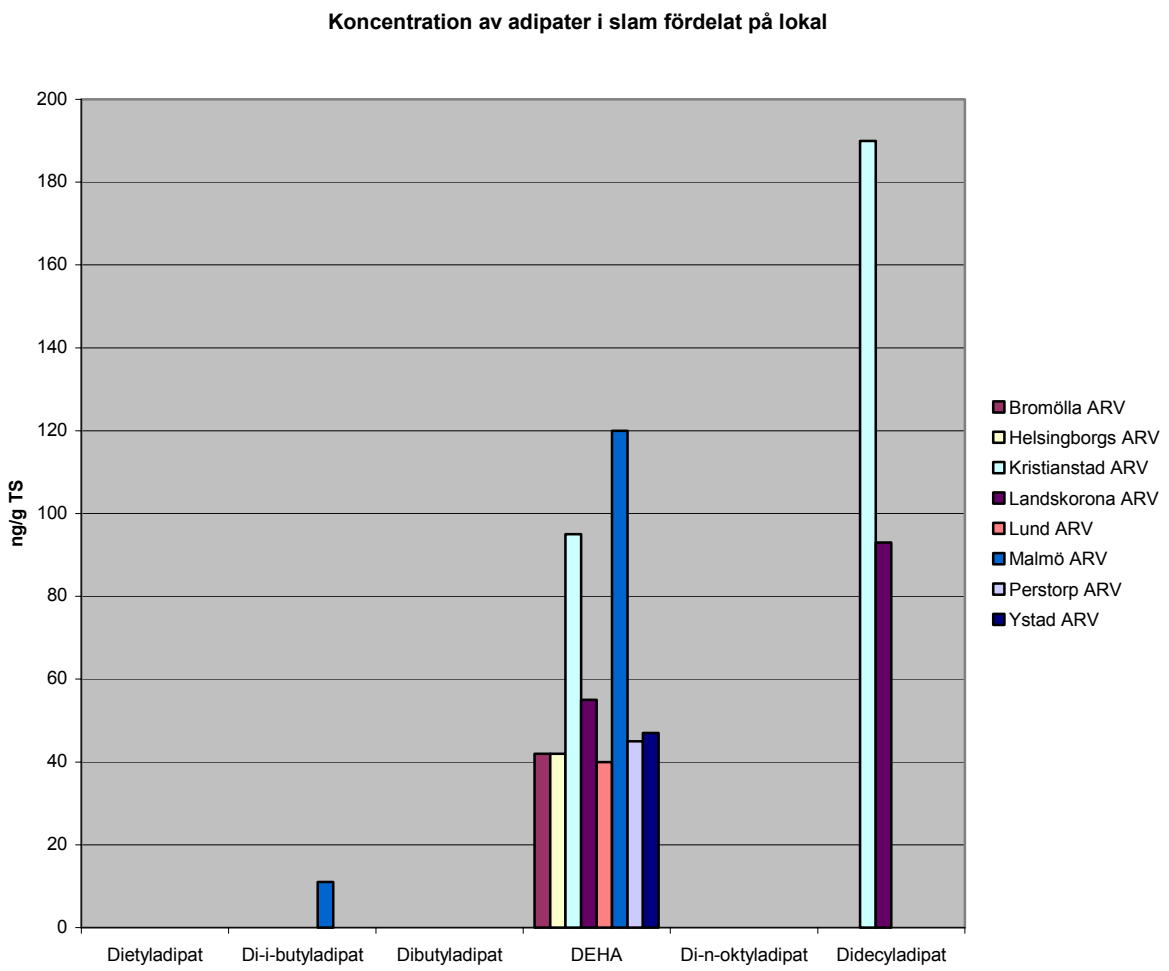
Di-n-oktyladipat har nästan identiska egenskaper med DEHA. För dibutyladipat finns en del uppgifter men för didecyladipat har endast ett värde på log K_{ow} hittats. Nedan följer en sammanställning av de ingående adipaternas egenskaper (tabell 6).

Tabell 6. Sammanställning av de i screeningen i Skåne 2004 ingående adipaternas kemiska och fysikaliska egenskaper. – betyder att information om ämnet sökts men ej hittats.[36]

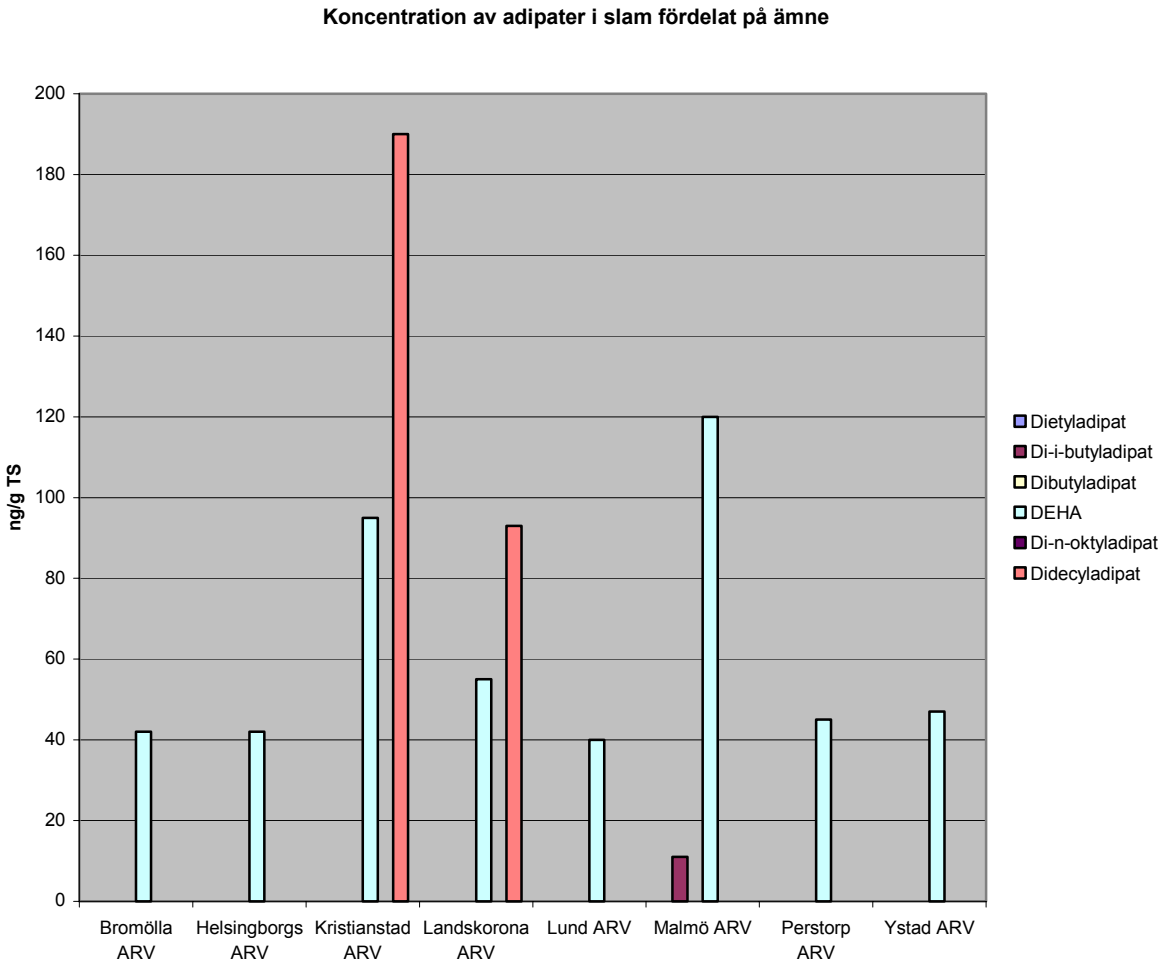
	Dietyl-adipat	**Di-iso-butyl-adipat**	**Dibutyl-adipat**[37]	**DEHA**	**Di-n-oktyl-adipat**	**Didecyl-adipat**
Molekylvikt	202.25	258.36	258.36	370.57	370.56	426.68
Log K_{ow}	Medel (2.37)[38]	Hög (4.19)[39]	Hög (4.33)[39]	Hög (6.11)[39]	Hög (6.11)	Mycket hög (10.23)[36]
K_{oc}	Låg (45)	-	-	Mycket hög (49000)	Mycket hög (57000)	-
Ångtryck (Pa)	Högt (7.7)	Medel (0.75)	Låg ($2.1*10^{-2}$)	Lågt ($1.1*10^{-4}$)	Lågt ($1.1*10^{-4}$)	-
Vattenlöslighet (mg/l)	Hög (4230)	Låg (18.8)[39]	Låg (35)	Låg (0.78)	Låg (0.78)	-
BCF	Låg (6)	Medel (331)[40]	Låg (44)	Låg (27)	Låg (27)	-
Rörlighet/ transport						
- Jord	Hög			Låg	Låg	
- Luft	Långväga			Ej långväga	Ej långväga	
- Vatten	Löst i vatten, långväga			Hamnar i sediment	Hamnar i sediment	
Nedbrytning	Bryts ner	-	Bryts ner	Bryts ner	Bryts ner	-
Toxicitet	Låg	Låg	-	Låg-måttlig Möjlig carcinogen	Låg-måttlig toxicitet	-

[36] HSDB
[37] OECD, 1996
[38] ChemIDPlus, 2005
[39] PhysProp, 2005
[40] Kemiska ämnen 11.0

Resultat och diskussion



Figur 2. Koncentrationen i ng/g TS i slam, av i screeningen i Skåne 2004 ingående adipater, fördelat på lokal.

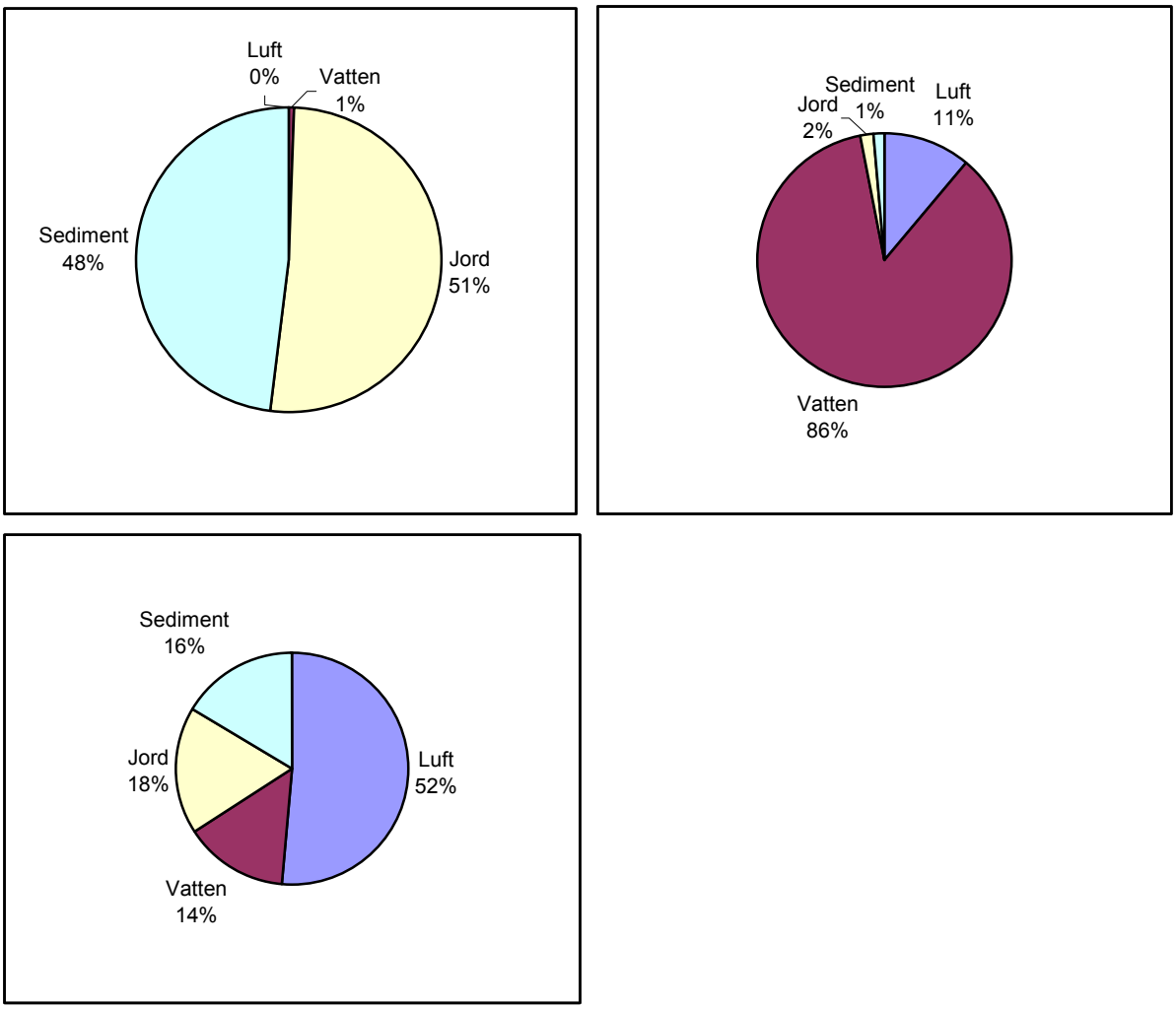


Figur 3. Koncentrationen i slam, av i screeningen i Skåne 2004 ingående adipater, fördelat på ämne.

De flesta undersökta adipater låg under detektionsgränsen. Två ämnen urskiljde sig; DEHA och didecyladipat. DEHA återfinns i slam på samtliga provlokaler. Halterna i Malmö och Kristianstad är något förhöjda jämfört med övriga avloppsreningsverk. På två provlokaler påvisas även didecyladipat; Kristianstad och Landskrona, i halter högre än för DEHA. I slam från Malmös avloppsreningsverk påvisas även di-iso-butyladipat, men i en halt precis över detektionsgränsen. Notera att även om ett ämne ej detekterats är koncentrationen inte nödvändigtvis noll. Med en ännu känsligare metod hade eventuellt fler ämnen kunnat påvisas. (för detektionsgränser se bilaga 4)

Miljöegenskaper

Egenskaperna för DEHA och dietyladipat skiljer sig åt och ämnena fördelar sig därför på olika sätt till olika matriser vid utsläpp i miljön. Fördelningen har beräknats med hjälp av Mackays modell som beskrivits tidigare. DEHA kommer främst att spridas till sediment och jord eftersom det har ett högt K_{ow} (figur 4). Dietyladipat som har en hög vattenlöslighet och högt ångtryck kommer främst att spridas till vatten och luft vid utsläpp (figur 4). Di-iso-butyladipat har ett lägre ångtryck än dietyladipat men även en lägre vattenlöslighet och kommer enligt modellen att till största delen fördelas till luft (figur 4). Då di-n-oktyladipat har nästan identiska egenskaper med DEHA kommer fördelningen bli densamma som för denna.



Figur 4. Fördelning av di(2-etylhexyl)adipat (DEHA)(överst TV), dietyladipat(överst TH) och di-iso-butyladipat (nedre) i olika matriser vid utsläpp i miljön, enligt Mackays modell.

DEHA är biodegraderbart. En enkel massbalans gjord på tre avloppsreningsverk i Danmark[41] visar att 15-25 % av det DEHA som fanns i inflödet ansamlas i slam. Totalt sker en 90 % -ig reduktion av DEHA. En liknande situation gäller för DEHP. I en japansk studie mätte man halterna av ämnen med endokrina eller möjliga endokrina effekter, däribland DEHA, i 27 olika reningsverk.[42] Man ville ta reda på vilka halter man fann, dess öde i reningsverket och hur stor del som bryts ner i reningsverket. Medelkoncentrationen i inflödet varierade mellan höst och vinter och var 0.83 µg/l resp 0.1 µg/l. I reningsverket bröts i genomsnitt 90 % av tillfört DEHA ner. Troligtvis bröts det mesta ner i den biologiska reningen.

Toxikologiska och ekotoxikologiska egenskaper

Trots att DEHA har strukturella likheter med di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) finns det endast ett fåtal studier om DEHA:s reproduktiva toxicitet. Dalgaard et al. har utfört en studie för att försöka ta reda på mer om huruvida DEHA har endokrina effekter.[43] De utförde ett test på råttor exponerade för DEHA via födan pre- och postnatalt. Man fann att DEHA påverkar utvecklingen och att den postnatala dödligheten ökade vid 400 mg/kg/dag. Vid 200 mg/kg/dag

[41] Miljöstyrelsen, 2001
[42] Nasu M et al, 2001
[43] Dalgaard, M et al, 2002

fanns inga tecken på ökad dödlighet och därmed valdes detta som ett NOAEL* (No Observed Adverse Effect Level). Man testade olika endokrina endpoints* och man fann att DEHA skiljer sig från DEHP genom att ämnet inte har antiandrogena* effekter. I en annan studie undersöktes skillnader i antiandrogena effekter hos hanlig avkomma mellan grupper av råttor ej exponerade för DEHP, exponerade för DEHP och exponerade för både DEHP och DEHA under dräktighet.[44] I studien kom man fram till att DEHP har antiandrogena effekter men att där inte var någon signifikant skillnad i effekt mellan grupper exponerade för enbart DEHP jämfört med grupper exponerade för båda ämnena. Studien stödjer tidigare resultat att DEHA troligen inte har endokrina effekter. Däremot ökade den postnatala dödligheten i kombinationsgruppen, troligtvis pga. en förstärkt effekt.

Ett flertal studier har initierats p.g.a. en misstanke att mjukgörare (DEHP, DEHA) i plaster som t.ex. plastfolie kan överföras från plasten till mat. Framförallt överförs de vid kontakt med livsmedel med ett högt fettinnehåll, som kött och ost. [45] I en dansk studie har man testat halten DEHA i olika köttprodukter som paketerats med en typ av plastfolie som används av ett flertal danska mataffärer.[46] Fetare kött som färs med ett fettinnehåll på 18-20 % innehöll upp till 20 mg DEHA/kg medan magrare kött med lite fett på ytan innehöll 5-10 mg/kg. Ompaketering och höga temperaturer kan ytterligare höja halten.

Beståndsdelar i förpackningar och material som kommer i kontakt med mat får ej överföras till maten i halter som kan vara skadliga för människors hälsa. SCF (the EU Scientific Committee for Food) har satt en migrationsgräns på 18 mg/kg eller 3 mg/dm^2 och ett tolerabelt dagligt intag på 0.3 mg/kg kroppsvikt.[47] Det tolerabla dagliga intaget har beräknats genom att dela ett NOAEL för fosterskador på 30 mg/kg kroppsvikt/dag med en säkerhetsfaktor 100. Detta NOAEL har i sin tur även bestämts av SCF efter en studie på råttor som exponerades för DEHA via födan.[48]

Det dagliga intaget av DEHA har uppskattats i ett antal studier och varierar från ca 10 µg/dag[49] till ca 10 mg/dag[50]. I en japansk studie uppskattades det dagliga intaget år 1999 till 86,4 µg/dag och år 2002 till 12.5µg/dag.[51] Studien utfördes genom att ta prover på mat från olika sjukhus. Man mätte halten av DEHA i tillagad och paketerad mat från 3 mål per dag. En anledning till att värdet sjunkit mellan åren är att man 1999 använde PVC-handskar vid tillagning av maten. Dessa har sedan förbjudits. Man ansåg att de resultat man fick fram var representativa för befolkningen och jämförbara med andra studier. Detta kan ifrågasättas då man sällan äter tre mål färdiglagad och paketerad mat om dagen. I en annan studie mättes koncentrationen av 2-ethylhexanoic acid (EHA) i urin.[52] EHA har visat sig vara en metabolit till DEHA och för att visa på intag av DEHA behövs ett prov tas inom 24 timmar. Prover togs från 112 personer i Storbritannien och utifrån dessa uppskattades det dagliga intaget. Resultatet visade på en skev fördelning men ett medelvärde på 2.7 mg/dag. Denna studie har kritiserats, bl.a. för att EHA även kan vara en metabolit till DEHP och att där inte finns ett klart samband mellan intag av DEHA via föda och koncentrationen i urin. En del testpersoner

---

* se ordlista för förklaring (bilaga 2)
[44] Jarfelt, K et al, 2004
[45] Petersen och Naamansen, 1998
[46] Petersen och Naamansen, 1998
[47] SCF, 2000
[48] CSTEE, 1999
[49] Tsumura et al, 2002
[50] CSTEE, 1999
[51] Tsumara et al, 2002
[52] Loftus et al, 1994

sade sig inte ha ätit någon mat inslagen i plastfolie.[53] Andra möjliga exponeringsvägar för DEHA är plastleksaker och medicinsk utrustning.

Ekotoxikologiska tester visade i en studie att DEHA inte är akuttoxiskt för vattenlevande organismer i koncentrationer under 0.78 mg/l (under ämnets löslighet). [54] Över denna koncentration visade det sig vara toxiskt, framförallt för *Daphnia magna* (löst i närvaro av annat ämne än vatten). I ett 21 dagars kroniskt toxicitetstest gav koncentrationer mellan 0.035-0.052 mg/l negativa effekter på reproduktion hos *D. magna*. Det går att finna ekotoxikologiska data för tre av de adipater som ingår i screeningen (tabell 7).

Tabell 7. Ekotoxikologiska data för dietyladipat, dibutyladipat och di(2-etylhexyl)adipat (DEHA).

Ämne	Endpoint	Koncentration	Referens
Dietyl-adipat	EC_{50} (beh) fisk (*Pimephales promelas*) 24 h	15.7 mg/l	Ecotox, EPA
	LC_{50} fisk (*Pimephales promelas*) 24 h	22.5 mg/l	
	LC_{50} fisk (*Pimephales promelas*) 96 h	19.3 mg/l	
	LC_{50} fisk (*Pimephales promelas*) 48 h	17.3 mg/l	
Dibutyl-adipat	LC_{50} fisk (*Pimephales promelas*) 96 h	3.64 mg/l	Kemiska ämnen 11.0
	IC_{50} alger (*Scenedesmus subspicatus*) 72 h	2.5 mg/l	
DEHA	LC_{50} fisk (regnbågsforell) 96 h	0.074 mg/l	Kemiska ämnen 11.0
	LC_{50} fisk (*Lepomis macrochirus*) 96 h	0.780 mg/l	Ecotox EPA
	IC_{50} Alger (*Scenedesmus subspicatus*) 72 h*	>500 mg/l	Kemiska ämnen 11.0
	LC_{50} grönalg (*Selenastrum capricornutum*) 96 h*	>0.780 mg/l	Ecotox EPA
	LC_{50} (*Daphnia magna*) 48 h	0.660 mg/l	Ecotox, EPA
	EC_{50} (*Daphnia magna*) 48 h*	>500 mg/l	Kemiska ämnen 11.0
	MATC (rep, tillväxt) (*Daphnia magna*) 21 d	0.024-0.052 mg/l	Ecotox EPA

* LC_{50}-värden avser ämnet löst i närvaro av Tween, eftersom ämnet i sig inte är lösligt över 0,78 mg/l.

LC_{50}-värde i tabell 7 kan jämföras med nedanstående tabell 8 för att få en bild av hur toxiska ämnena är.

[53] SCF, 2000
[54] Felder, 1986

Tabell 8. Toxicitet av ett ämne beroende på LC_{50}-värde.[55]

Toxicitetskategori	LC_{50} (mg/l)
Mycket hög toxicitet	<0.1
Hög toxicitet	0.1-1
Måttlig toxicitet	1-10
Låg toxicitet	10-100
Nästan icketoxiskt	>100

Miljödata

Det är enbart för DEHA som det har gått att hitta uppgifter om tidigare uppmätta halter i miljön (tabell 9). DEHA har hittats i 9 av 28 prover tagna från avloppsreningsverk, industriavloppsvatten och förorenade fjordar i Norge. Halterna har dock ej kvantifierats. DEHA har även hittats i sedimentprover från 2 olika sjöar i Japan.[56] I en annan japansk studie tog man sedimentprover i 39 olika hamnar. Man hittade DEHA i mindre än 10 % av proverna.[57] Paxéus har i en studie på vatten från biltvättar i Göteborg hittat DEHA i koncentrationer på 0.02 mg/l (personbiltvätt) och 0.08 mg/l (lastbilstvätt).[58]

Tabell 9. Uppmätta halter di(2-etylhexyl)adipat (DEHA) i olika matriser.[59]

	Matris	**Konc**
USA, mataffär med matinpackning	Inomhusluft	0.2 mg/m^3
USA, kontorsbyggnad	Inomhusluft	$2*10^{-6}$ mg/m^3
USA, reningsverk (1974)	Rent dricksvatten	0.1 µg/l
Spanien (2002)	Dricksvatten från kran	0.02 µg/l
Missisippifloden, USA (2 olika lokaler, 1984)	Ytvatten	0.035 och 0.130 µg/l
Spanien, Ebrofloden (2002)[60]	Ytvatten	0.08 µg/l
USA, reningsverk (2 i industriområde och ett ruralt)	Utflöde	0.002-0.07 µg/l (högst halt i vatten från ruralt område
USA, kemisk industri	Avloppsvatten	2 µg/l
Sverige, Hyllstofta	Inkommande lakvatten	3.3 µg/l
Denna studie	Slam	42-120 ng/g TS

[55] Pesticideinfo, 2005
[56] HSDB
[57] Hosokawa Y et al, 2003
[58] Paxéus, 1996
[59] HSDB
[60] Brossa et al, 2002

Användning

Den största andelen mjukgörare utgörs idag av ftalater som står för hela 95 % av användningen.[61] Adipaterna står därmed endast för en väldigt liten del. Av ftalaterna används främst DEHP, men en ökning av di-iso-decylftalat (DIDP) har skett de senaste åren, framförallt för att DIDP migrerar i lägre utsträckning. De koncentrationer som behövs för att ge effekter på organismer är högre för DEHA än för DEHP. DEHA har inte visats vara genotoxiskt och skulle därför eventuellt kunna ersätta ftalater. En stor nackdel med DEHA, men även andra adipater är att de migrerar i högre utsträckning från plaster än ftalater.[62] De är speciellt olämpliga att använda i produkter som används vid normal rumstemperatur. DEHA var tidigare den enda eller dominerande mjukgöraren i tunn PVC-film för inslagning av t.ex. mat, men idag används ämnet ofta i kombination med andra adipater.[63]

Genom Kemikalieinspektionens produktregister har uppgifter om de adipater som påvisats i slam (DEHA, di-iso-butyladipat och didecyladipat) tagits fram dels för Skåne (tabell 10) och dels för Sverige (bilaga 5). Uppgifter har sökts om antalet företag som har registerat tillverkning och/eller import av de olika adipaterna och antalet produkter som innehåller något av ämnena. Dessutom har information om ämneskvantitet och produktkvantitet tagits fram. Det totala antalet registrerade företag i Skåne, som hanterar adipaterna, är 12 stycken. Ett av företagen använder både DEHA och di-iso-butyladipat. I Skåne finns inget företag registrerat som använder didecyladipat men för hela Sverige finns det registrerat för en bransch, tillverkning av andra transportmedel (bilaga 5). Uppgifter om antal företag, produkter och ämnes- och produktkvantitet går inte alltid att få för respektive bransch, men de branscher som finns i tabell 10 är alla som finns registrerade i Skåne där tillverkning och/eller import förekommer.

[61] PVC forum
[62] PVC forum
[63] EFSA journal, 2005

Tabell 10. Den registrerade tillverkningen och/eller importen av di(2-etylhexyl)adipat och di-iso-butyladipat i Skåne. Antal företag, produkter, ämnes- och produktkvantitet totalt för de två ämnena och för respektive ämne. I vissa fall finns även uppgifter för respektive bransch men pga. ett litet antal användare är många uppgifter konfidentiella. Ett företag registreras på vartdera ämne, totala antalet företag är 12 men ett av företagen använder båda ämnena. Ämnes- och produktkvantitet i ton.[64]

Bransch		Antal företag	Antal produkter	Ämnes kvantitet	Produkt kvantitet
Totalt		**12**	**19**	**10.58**	**65.38**
Di(2-etylhexyl) adipat (DEHA)		10	16	10.27	59.83
A01	Jordbruk, jakt och service i anslutning härtill	3	6	2.40	20.81
D22	Förlagsverksamhet; grafisk produktion och reproduktion av inspelningar				
D25.1	Tillverkning av däck och slangar, regummering, annan gummitillverkning				
D28	Tillverkning av metallvaror utom maskiner och apparater				
F	Byggverksamhet	3	4	0.16	17.18
G50.2	Underhåll och reparation av motorfordon utom motorcyklar				
G50.3	Handel med reservdelar och tillbehör till motorfordon utom motorcyklar				
Di-iso-butyladipat		3	3	0.31	5.55
D25.2	Tillverkning av plasthalvfabrikat, plastförpackningar, byggplastvaror, andra plastvaror				
D29	Tillverkning av maskiner som ej ingår i annan underavdelning				
K	Fastighets- och uthyrningsverksamhet, företagstjänster				
K74.7	Lokalvård, rengöring, sanering och desinfektion, skorstensfejarverksamhet				

Man kan från produktregistret även få information om produktfunktionen. För Skåne går det inte att få uppgifter då dessa är konfidentiella p.g.a. att endast ett fåtal företag är registrerade, men för DEHA går det att få information gällande hela Sverige. Det är endast en del av funktionerna som det varit möjligt att få uppgifter om (tabell 11).

[64] Åkerblom, 2005

Tabell 11. Produktfunktion av di(2-etylhexyl)adipat registrerad hos produktregistret, för hela Sverige. Antal företag, produkter och ämnes- och produktkvantitet (i ton) för respektive funktion.[65]

Funktion		Antal företag	Antal produkter	Ämnes kvantitet	Produkt kvantitet
Di(2-etyl hexyl)adipat (DEHA)		47	136	487.11	3333.20
B35100	Mjukningsmedel (för plast, gummi, färg etc.)	4	4	376.90	380.05
S45110	Basolja, smörjmedel, smörjfetter, smörjolja	10	20	20.02	822.83
L10	Lim och klister	7	19	7.66	46.86
S45150	Växellådsolja	3	7	0.14	1117.20
M05	Färg och lack	4	6	0.09	1.47

Från informationen från produktregistret kan man utläsa att adipaterna ingår i industriella produkter men att en del även kan vara konsumenttillgängliga. Jämförs data för DEHA för respektive bransch i Sverige med funktion så är det största användningsområdet mjukgörare vid plasttillverkning. Denna del står för ¾ av registrerad tillverkning och/eller import.

Riskanalys

I Skåne har man valt att endast ta prover på slam från reningsverk. DEHA förekommer på alla provlokaler vilket tyder på en spridd användning både genom konsumenttillgängliga produkter och inom industrin. Vid jämförelse med den regionala screeningen i övriga län så är halterna av DEHA i slam ungefär likvärdiga. I vissa län är halterna betydligt högre än i Skåne. Inga adipater har gått att påvisa i vatten och endast ett sedimentprov innehöll DEHA.

Inom den nationella screeningen har det inte varit möjligt att påvisa adipater i luft- eller vattenprover (vid potentiell punktkälla och in- och utgående vatten vid reningsverk). Däremot påvisas DEHA i slam och i de flesta sedimentprover, även från bakgrundslokaler. Variationen i koncentration är stor, med högst halter i prover från industriområde och lägst i bakgrundsprov från Östersjön. DEHA påvisas även i 8 av 12 fiskprover (bilaga 7). En anledning till att DEHA detekteras i sediment i den nationella studien men ej i de regionala kan vara att detektionsgränsen är lägre i den nationella. [66] Detektionsgränsen i de regionala var 10 ng/g TS jämfört med 0.5 ng/g i den nationella screeningen.

Att DEHA finns i slam på alla lokaler innebär att det har en stor diffus spridning. Det sprids genom att produkter innehållande DEHA används och genom läckage från plaster och vid produktion av produkter. Ämnet hamnar sedan i hushållens och industriernas avloppsvatten och leds till reningsverken. Till reningsverken kommer ofta även dagvatten. Dagvattnet kommer från ytavrinning av mark. Här kan också ske en transport av DEHA. All ytavrinning hamnar inte i dagvattenbrunnar utan en del sprids i stället i miljön och kan på så sätt nå t.ex. sjöar och vattendrag.

DEHA påvisas i den nationella screeningen både i sediment och i biota. DEHA har, i koncentrationer där ämnet är lösligt i vatten, visat sig ha kroniska effekter på *D. magna.* Genom att beräkna ett PNEC-värde (Predicted No Effect Concentration) kan en enkel

[65] Åkerblom, 2005
[66] Results from screening 2004, adipates

riskbedömning göras för att ta reda på huruvida funna koncentrationer av DEHA skulle kunna innebära ett problem för akvatiska organismer. Inga prover i vatten har tagits i Skåne. I den nationella screeningen togs som ovan nämnts prover i vatten men halten av DEHA i dessa prover var under detektionsgränsen på 0.2 µg/l. IVL beräknade utifrån de koncentrationer man fann i fisk från bakgrundslokaler att medelkoncentrationen i vatten skulle ligga på 0.5 µg/l, alltså runt detektionsgränsen för vattenprover.[67] För att göra en riskbedömning har PNEC-värde beräknats för DEHA som sedan har jämförts med MEC. Eftersom det endast finns ett fåtal lämpliga ekotoxikologiska data, se tabell 7, har riskfaktorer använts för beräkningar (se 4.2 – PNEC-värde). Beräkningarna görs enligt EU:s Technical Guidance Support. Då inga uppmätta halter finns beräknas ett PNEC-värde dels för den beräknade koncentrationen i vatten på 0.5 µg/l, dels för detektionsgränsen på 0.2 µg/l.

Tabell 12. Beräkning av PNEC för di(2-etylhexyl)dipat (DEHA) i akvatisk miljö enligt Technical Guidance Support från EU-kommisionen. MEC= Measured Environmental Concentration, PNEC= Predicted environmental concentration. MATC är Maximal acceptable toxicant concentration, det geometriska medelvärdet mellan NOEC och LOEC som kan delas med en korrigeringsfaktor för att få NOEC. MEC är dels en uppskattad koncentration i vatten (0.5 µg/l) och dels detektionsgränsen i vatten (0.2 µg/l) i denna studie.

Endpoint	**Konc.**	**Korrigerings faktor**	**Riskfaktor**	**PNEC**	**MEC/PNEC**
MATC	0.024 mg/l	Division med $\sqrt{2}$ ger ett NOEC	100	$\frac{(0.024/\sqrt{2})}{100} =$ 0.0001697 mg/l	*0.0005/* 0.00017=2.9
MATC	0.024 mg/l	Division med $\sqrt{2}$ ger ett NOEC	100	$\frac{(0.024/\sqrt{2})}{100} =$ 0.0001697 mg/l	*0.0002/* 0.00017=1.2

Oavsett vilken koncentration beräkningarna baseras på blir resultatet en kvot över ett, vilket betyder att det finns en risk för negativa effekter på akvatiska organismer. Där finns en stor osäkerhet i den beräknade MEC/PNEC-kvoten. Antalet fiskar var litet, man fann DEHA i 8 av 12 prover, och beräkningar av koncentrationen i vatten baseras på en detekterad halt hos ett litet antal fiskar och ett uppskattat värde på BCF. Där finns även en stor osäkerhet i beräknade PNEC-värde då riskfaktor använts och PNEC-värdet ska inte ses som ett säkert värde. Försök visar att DEHA är nedbrytbart och ett prov taget vid ett enda tillfälle i vatten visar endast en ögonblicksbild. DEHA hade möjligtvis detekterats i vattenprover om detektionsgränsen varit lägre, eller så fanns ämnet inte i vattnet vid provtillfället. Prover på 12 fiskar utgör inget stort statistiskt underlag men eftersom DEHA ändå hittas i 8 av 12 fiskar, även i fiskar från bakgrundslokaler, verkar DEHA spridas i den akvatiska miljön. Då den beräknade MEC/PNEC-kvoten är större än ett kan negativa effekter på akvatiska organismer inte uteslutas.

Didecyladipat påvisas endast på två lokaler; Kristianstad och Landskrona. Vid ytterligare två lokaler, av dem som ingått i de regionala studierna, påvisas halter av ämnet (Krokom och Vara, bilaga 6). Det finns inga företag i Skåne registrerat hos Kemikalieinspektionen som använder didecyladipat i sin produktion och endast en bransch i Sverige (D35-Tillverkning av andra transportmedel). Eventuellt används produkter innehållande didecyladipat i någon

[67] Results from screening 2004, adipates

industri på dessa lokaler. Även om halterna är höga relativt övriga uppmätta halter för adipater så går det inte att bedöma om dessa skulle kunna utgöra ett problem då det inte varit möjligt att hitta någon toxikologisk eller ekotoxikologisk information om ämnet. Eftersom ämnet återfinns på två lokaler så är det kanske endast en eller ett par industrier på varje lokal som står för utsläppet. Om utsläpp sker i vatten eller luft kan halterna lokalt vara höga och möjligtvis påverka organismer eller de människor som arbetar i industrin. Log K_{ow} är mycket högt, så högt att molekyler kan ha svårt att passera biologiska membran, vilket gör att upptag av människa eller djur eventuellt är begränsat.[68] Med den information som finns att tillgå för tillfället går det inte att göra någon bedömning av risker för miljön.

Di-iso-butyladipat används precis som DEHA som mjukgörare i plaster men även i oljor. Det finns även i en del konsumenttillgängliga produkter som t.ex. hårspray.[69] Förutom i Malmö påvisades ämnet även i slam på en annan lokal i Östergötlands län (bilaga 6). För båda reningsverken är det i halter precis ovan detektionsgränsen. Enligt Mackays modell för fördelning kommer di-iso-butyladipat främst att finnas i luft och sedan jämnt fördelat mellan vatten, sediment och jord. I Skåne finns 3 olika företag registrerade för tillverkning och import av di-iso-butyladipat. Att ämnet inte hittas i någon annan matris än slam i nationell och regional screening kan bero på att detektionsgränsen är för hög. Då det endast hittats på ett par lokaler i slam är källan vid dessa lokaler troligen till största del en industri snarare än diffus spridning från produkter. Det kan finnas i luft i närheten av utsläpp. Då informationen om ämnet i övrigt inte finns är en bedömning svår att göra utifrån potentiella risker för miljö och människa.

Dietyladipat kommer, enligt modellen för fördelning, till största del finnas i luft och vatten. Det återfinns inte i detekterbara halter i någon matris, vare sig i regional eller i nationell screening. Tester i luft och vatten ger bara resultatet för hur situationen såg ut vid provtillfället. Dietyladipat kan finnas i luft och vatten men elimineras fort från dessa matriser och därmed inte visa sig vid ett provtillfälle. En orsak till att dietyladipat ej detekterats kan även vara att detektionsgränsen är högre än halterna i miljö. Slam ger en bild av en längre tids exponering. Eftersom dietyladipat inte påvisats i någon matris och ej heller i slam verkar spridningen ändå vara liten. LC_{50}-värden för dietyladipat är dessutom 10-100 gånger högre än för DEHA.

Dibutyladipat och di-n-oktyladipat påvisas inte i koncentrationer över detektionsgränsen i någon matris i nationell som regional screening utom ett prov för di-n-oktyladipat som påvisas i slam i Stockholms län. För dessa två ämnen finns det väldigt lite eller ingen information. Det finns ekotoxikologisk data om dibutyladipat. Troligtvis är användning och spridning låg. Dibutyladipat förekommer i några enstaka produkter i Sverige.

Sammanfattning

Spridningen av DEHA sker både genom diffusa källor, då produkter innehållande DEHA används eller är förbrukade, och via punkutsläpp från industrier. DEHA påvisas i slam på alla provlokaler vilket tyder på en spridd användning i samhället. Storleken på reningsverken verkar inte ha någon betydelse för koncentrationerna, de är ungefär lika höga oavsett dimensionerad storlek. På de lokaler där halterna är förhöjda sker troligen utsläpp från industrier. I och med en så spridd användning skulle det kunna innebära risker för människor om exponeringen är stor. Den största källan till DEHA är mat, men enligt tidigare studier av

[68] Walker, 2001
[69] Household product database

det dagliga intaget så ligger halterna under det TDI som satts. I Skåne valde man att endast testa DEHA i slam men tittar man på resultaten från den nationella screeningen så finner man att DEHA återfinns i de flesta sedimentprov och i 8 av 12 fiskprov. Eftersom det inte går att säga att användningen av DEHA, utifrån data från SPIN, har minskat genom åren, och eftersom man kanske kommer använda mer DEHA då det ersätter ftalater, kommer troligen de koncentrationer som påvisats att stanna ungefär på samma nivå ett tag framöver eller öka.

Då DEHA återfinns i sediment kan det innebära ett problem för de organismer som lever i förorenat vatten. Beräknad MEC/PNEC-kvot för vatten blir över ett. IVL har i sin rapport räknat ut att medelkoncentrationen man finner i fisk på bakgrundslokaler motsvarar en halt på 0.5 µg/l i vatten. Då detektionsgränsen i vatten låg nära detta värde fann man inte DEHA i vatten. Då det är en stor osäkerhet i både de beräknade PNEC-värdena och koncentrationen i vatten ska man inte dra slutsatsen att DEHA säkert finns i miljön i koncentrationer som kan påverka akvatiska organismer negativt, men det går inte heller att utesluta att det inte är så. Däremot kan man från resultaten utläsa att DEHA sprids till den akvatiska miljön och att det för Skånes del kan vara intressant att göra tester vid punktutsläpp där koncentrationer lokalt kan vara förhöjda. Vid sådana lokaler är det möjligt att känsliga organismer påverkas. Ett annat problem när ämnen ansamlas i sediment är att det även kan innebära effekter för bottenlevande organismer. En annan aspekt är att slam som innehåller DEHA kan vara olämpligt att använda på åkrar. DEHA är nedbrytbart, men bundet till partiklar kan det vara otillgängligt för organismer (i exempelvis jord eller i reningsverket) och kan finnas kvar i slam och på så sätt spridas till jord.

Didecyladipat påvisas endast på två lokaler i Skåne; Landskrona och Kristianstad. Halterna är höga relativt övriga uppmätta halter för adipater, men det går inte att bedöma om halterna kan utgöra ett problem, då det inte varit möjligt att finna någon toxikologisk eller ekotoxikologisk information om ämnet. Didecyladipat finns inte registrerat för tillverkning och/eller import hos produktregistret så ämnet ingår troligtvis i någon produkt som används av t.ex. en industri på dessa provlokaler.

Di-iso-butyladipat påvisas i slam från Malmö reningsverk i en koncentration precis högre än detektionsgränsen. I Skåne fanns 2004 tre företag registrerade för tillverkning och/eller import av di-iso-butyladipat. Ämnet finns enligt SPIN-databasen i ett antal produkter, där några kan vara konsumenttillgängliga och en diffus spridning kan ske. Då ämnet endast påvisats i Malmö är den diffusa spridningen troligen ändå liten och källan till största del en industri. Då övrig information ej hittats är det svårt att göra en bedömning utifrån potentiella risker för människa och miljö.

Dietyladipat, dibutyladipat och di-n-oktyladipat har inte påvisats i slam i Skåne. Ämnena har ej heller hittats i nationell screening eller regional i övriga län, förutom di-noktyladipat som hittas i ett slamprov, så spridningen verkar vara låg.

Tabell 13. Sammanställning av resultaten från regional screening i Skåne 2004, av adipater.

	Fynd-frekvens	Matris	Lokal	Halt	Halt relativt nationell/ regional screening	Källa
Dietyladipat	0/8	Slam	-	-	Ej detekterat	-
Di-iso-butyladipat	1/8	Slam	Malmö	11 ng/g TS	Påvisas på en annan lokal i konc. på 13 ng/g TS	Industri
Dibutyladipat	0/8	Slam	-	-	Ej detekterat	-
Di(2etylhexyl) -adipat (DEHA)	8/8	Slam	Samtliga	42 – 120 ng/g TS	Ungefär samma konc. eller något lägre	Konsument-tillgängliga produkter, industri
Di-n-oktyladipat	0/8	Slam	-	-	Påvisas på en lokal	Industri
Didecyladipat	2/8	Slam	Kristianstad och Landskrona	190 resp. 93 ng/g TS	Återfinns på två lokaler till i något lägre konc.	Industri

Tabell 14. Sammanfattning av användning, toxicitet och beräknad MEC/PNEC-kvot av de adipater som ingick i screeningen i Skåne 2004. Kortfattad bedömning av situationen för varje ämne.

	Användning	Toxicitet	MEC/PNEC	Bedömning
Dietyladipat	Troligtvis liten spridning.	Låg	-	Detekteras ej i Skåne. Har ej heller påvisats i övriga Sverige. Troligtvis låg spridning.
Di-iso-butyladipat	Finns i konsumenttill-gängliga produkter men största källan troligtvis punktutsläpp.	Låg (föda)	-	Påvisas på en lokal i Skåne. Brist på information om ämnet gör en bedömning av potentiella risker för miljön svår.
Dibutyladipat	Förekommer i några produkter, där det även finns konsumenttillgängliga.	Måttlig	-	Påvisas ej i Skåne och ej heller i övriga Sverige. Liten spridning.
Di(2-etyl hexyl)adipat (DEHA)	Sker både diffus spridning genom konsumenttillgängliga produkter och från punktkällor. Registrerat för import och/eller tillverkning hos 10 företag i Skåne och finns i 16 produkter.	Hög toxicitet Möjlig carcinogen	2.9 eller 1.2, där MEC är beräknad konc. resp. detektions-gräns	Återfinns i slam på alla lokaler. Fisk är exponerad. Beräknad MEC/PNEC kvot är över ett. Då ämnet ej detekterats i vatten är det svårt att bedöma konsekvenser men går ej att utesluta negativa effekter på akvatiska organismer.
Di-n-oktyladipat	Finns i några produkter i Sverige.	-	-	Ej detekterat. Verkar vara liten spridning.
Didecyladipat	Inget företag registrerat i Skåne med tillverkning och/eller import av ämnet.	-	-	Påvisas på två lokaler i höga halter relativt övriga adipater. Ingen ekotoxikologisk information om ämnet. Då det påvisats på två lokaler används någon produkt innehållande ämnet eventuellt i någon industri på lokalerna. Svårt att göra riskbedömning p.g.a. brist på information.

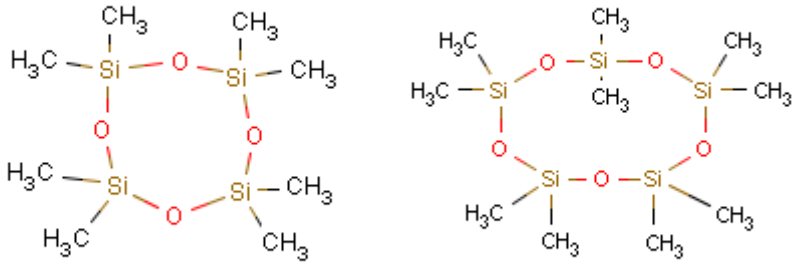
SILOXANER

Bakgrund

Siloxaner är oljiga vätskor.[70] I tabell 15 är alla ingående siloxaner i screeningen 2004 listade med CAS-nummer. De vanligaste och mest använda siloxanerna är oktametylcyklotetrasiloxan (D4) och dekametylcyklopentasiloxan (D5).[71] D4, D5 och dodekametylcyklohexasiloxan (D6) är cykliska siloxaner. De övriga är korta raka siloxaner. Siloxaner används som byggstenar i silikonprodukter och i olika produkter som smink och färg. Siloxaner används även i produkter för ytbehandling av betong för att förhindra t.ex. frostskador och ett ökande användningsområde är i båtbottenfärg[72].

Tabell 15. Ingående siloxaner i den regionala screeningen i Skåne 2004.

Ämne	CAS-nr.
Oktametylcyklotetrasiloxan (D4)	556-67-2
Dekametylcyklopentasiloxan (D5)	541-02-6
Dodekametylcyklohexasiloxan (D6)	540-97-6
Hexametyldisiloxan (MM)	107-46-0
Oktametyltrisiloxan (MDM)	107-51-7
Dekametyltetrasiloxan (MD2M)	141-62-8
Dodekametylpentasiloxan (MD3M)	141-63-9



Figur 5. Strukturformel för oktametylcyklotetrasiloxan (D4) respektive dekametylcyklopentasiloxan (D5).[73]

Inga siloxaner framställs i Sverige men de importeras som råvara för användning i kosmetika och hygienprodukter.[74] Det kommer även in i Sverige som innehåll i en rad produkter som fognings- och tätningsmedel, råvara i plast och gummi, polermedel, mjukgörnings-, skölj- och antistatmedel, färger, smörjmedel och lim. I SPIN-databasen finns uppgifter om användning av siloxaner i ton och i hur många produkter dessa ingår. I tabell 16 finns en sammanställning över tillgängliga data för siloxaner. Användningen varierar kraftigt vilket gör att det inte går att utläsa några tendenser i användningen. Antalet produkter innehållande siloxaner har dock ökat kraftigt.

[70] HSDB
[71] Miljöstyrelsen, 2005
[72] Miljöstyrelsen, 2005
[73] ChemIDPlus, 2005
[74] Kemikalieinspektionen, flödesanalyser

Tabell 16. Användning i ton och antal produkter som innehåller oktametylcyklotetrasiloxan (D4), dekametylcyklopentasiloxan (D5), dodekametylcyklohexasiloxan (D6) och hexametyldisiloxan (MM) i Sverige mellan åren 1999 och 2003.[75]

År	**D4**		**D5**		**D6**		**MM**		**Totalt**	
	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod	Ton	Antal prod
1999	6	46	12	37	0	6	0	4	18	93
2000	5	45	8	40	0	6	0	4	13	95
2001	7	66	7	62	1	7	0	5	15	140
2002	56	110	20	92	1	6	0	8	77	216
2003	8	198	17	126	1	9	0	9	9	342

Hexametyldisiloxan (MM) står på OSPAR:s lista över ”substances of possible concern”.[76] D4 finns med i PRIO* (Prioriteringsguiden) som ett ufasningsämne pga. att det är miljöfarligt, ger långtidseffekter och är PBT/vPvB (persistent, bioackumulerande, toxiskt). [77] D4 i kombination med D5 kallas cyclomethicone och har ett flertal användningsområden i hygienprodukter[78], men benämningen cyclomethicone används även för blandningar av D4, D5 och D6 eller som ren D4 eller D5[79]. En annan benämning för D5 är cyklopentasiloxan, som även den används i innehållsförteckningen på olika produkter.

De siloxaner som ingår i screeningen är flyktiga ämnen som släpps ut i atmosfären eller i avloppsvatten och där exponering sker direkt vid användning. Den största källan för spridning av siloxaner till luft är flyktiga siloxaner som används i kosmetika, vax och polermedel. I Danmark uppskattas utsläpp av flyktiga siloxaner till 50-200 ton per år. I förbränningsanläggningar förbränns så gott som 100 % och dessa utgör därmed ingen källa till spridning. Icke-flyktiga siloxaner används i kosmetika, vax, polermedel och rengöringsprodukter och hamnar i avloppsvattnet och slutligen i reningsverken där det till största delen hamnar i slam. Utsläpp direkt i vatten eller jord är också en möjlig väg.[80]

De flesta toxicitetsstudier avseende siloxaner har gällt D4, D5 och MM. Det finns indikationer på att D5 skulle kunna ha carcinogena och endokrina effekter. Då siloxaner används i många kosmetik- och hygienprodukter har D4, D5 och MM testats med avseende på irritation för hud och ögon och anses inte vara irriterande.[81]

Siloxaner är stabila ämnen som är mycket persistenta. Om utsläpp av D4, D5 eller MM sker i jord eller vatten kommer de troligen förångas snabbt då de är flyktiga. De är inte biologiskt nedbrytbara. I luften har de en halveringstid* på ca 10 dagar vilket innebär att långväga transport är möjligt. Relativt höga BCF (uppskattade) innebär att de kan biokoncentreras men eftersom de förångas så snabbt så är det inte troligt att de gör det vid utsläpp i akvatisk miljö.[82] Trots högt ångtryck kan siloxaner vid utsläpp i vatten komma att hamna i sediment till följd av höga K_{ow}. För övriga ingående ämnen i studien finns det inte mycket data. Nedan

[75] SPIN, 2005
[76] OSPAR
* se ordlista för förklaring (bilaga 2)
[77] PRIO-databasen
[78] Klykken et al, 1999
[79] Miljöstyrelsen, 2005
[80] Miljöstyrelsen, 2005
[81] HSDB, 2005
[82] HSDB, 2005

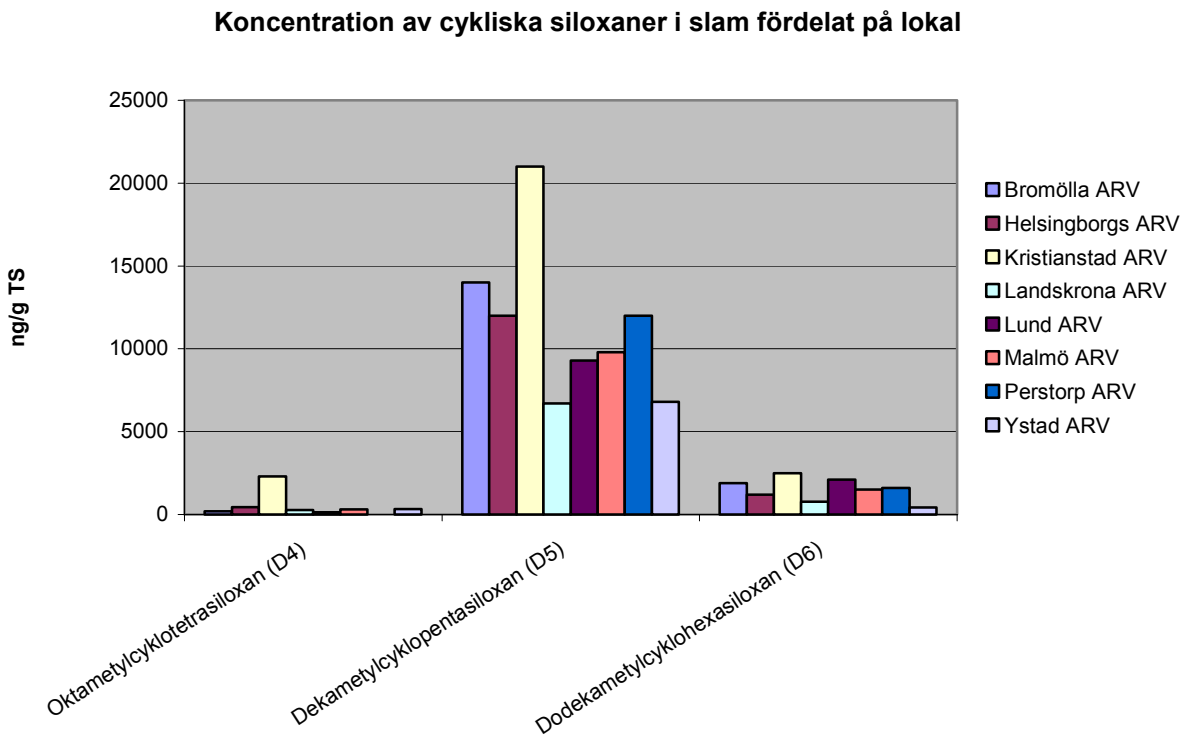
följer en sammanställning av tillgänglig data om de siloxaner som ingår i screeningen (tabell 17).

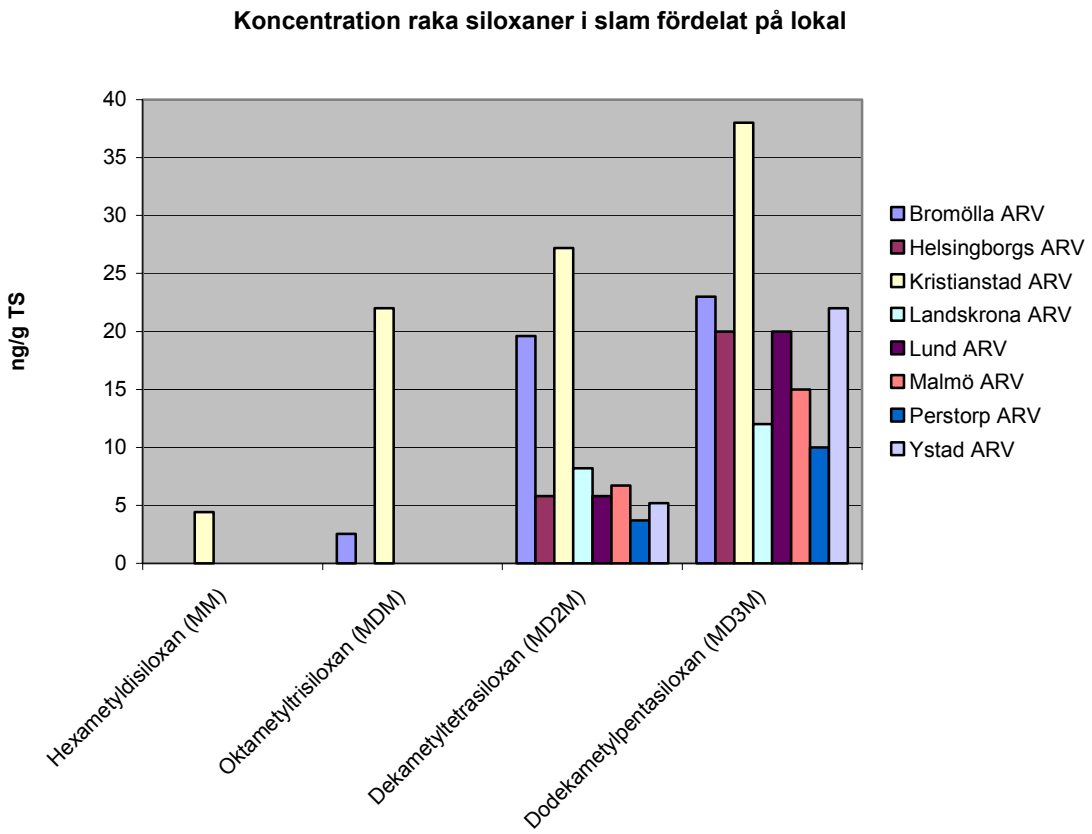
Tabell 17. Sammanställning av de i screeningen i Skåne 2004 ingående siloxaners kemiska och fysikaliska egenskaper. – betyder att information om ämnet sökts men ej hittats.[83] *D4=oktametylcyklotetrasiloxan, D5=dekametylcyklopentasiloxan, D6=dodekametylcyklohexasiloxan, MM=hexametyldisiloxan, MDM=oktametyltrisiloxan, MD2M=dekametyltetrasiloxan, MD3M=dodekametylpentasiloxan.*

	D4	**D5**	**D6**[84]	**MM**	**MDM**[84]	**MD2M**[84]	**MD3M**[84]
Molekylvikt	296.64	370.80	444.93	162.42	236.54	310.69	384.85
Log K_{ow}	Hög (5.1)	Hög (5.2)	Hög (6.33)	Hög (4.2)	Hög (4.80)	Hög (5.4)	Hög (6)
K_{oc}	Hög (28500)	-	-	-	-	-	-
Ångtryck (Pa)	Högt (133)	Högt (26.7)	Högt (3)	Mycket hög (5600)	Högt (445)	Högt (50)	Högt (14)
Vattenlöslighet (mg/l)	Mycket låg (0.005)	Låg (0.24)	Mycket låg (0.0051)	Låg (2)	Låg (0.034)	Mycket låg (0.00674)	Mycket låg (0.00031)
BCF	Hög (12400)	-	-	Hög (5000)	-	-	-
Rörlighet/transport							
- jord	Låg						
- luft	Långväga			Långväga			
- vatten	Sediment			Sediment			
Nedbrytning	Ej nedbrytbar	Ej nedbrytbar	-	Ej nedbrytbar	-	-	-
Toxicitet	Ej irriterande för hud och ögon	Ej irriterande för hud och ögon. Möjlig endokrin effekt	-	Ej irriterande för hud och ögon	-	-	-

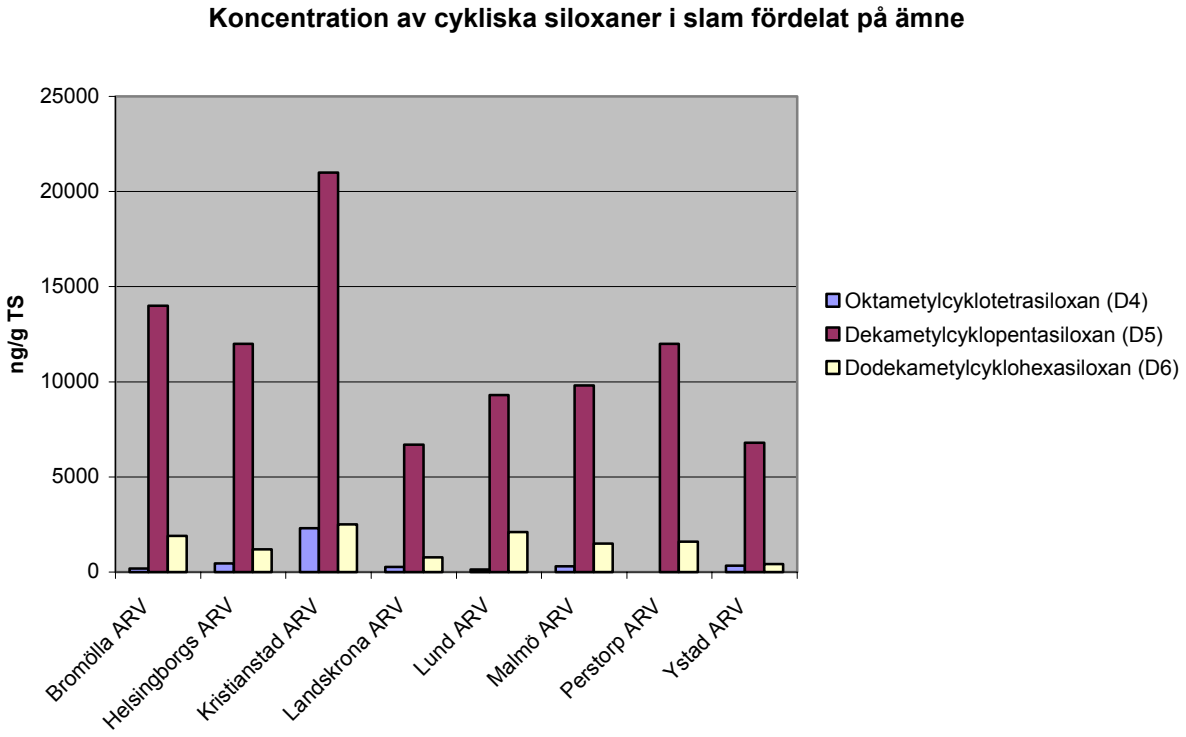
[83] HSDB, 2005
[84] PhysProp, 2005

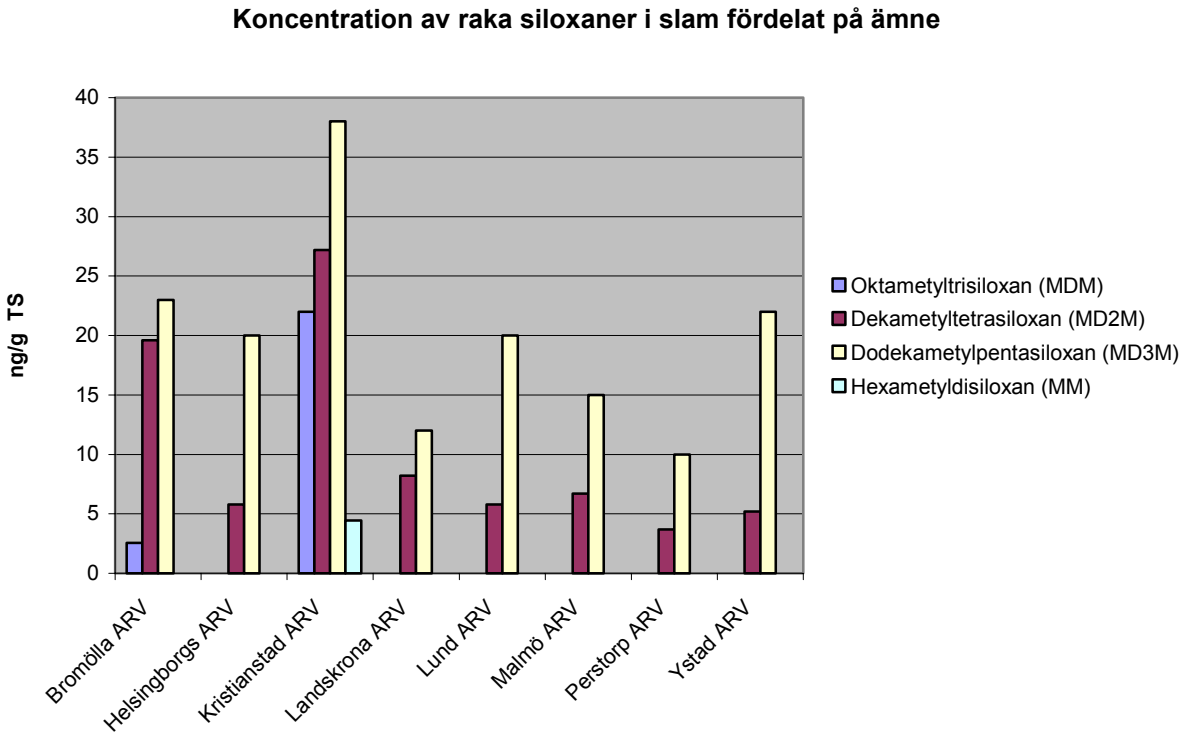
Resultat och diskussion





Figur 6. Koncentrationen i slam, av i screeningen i Skåne 2004 ingående siloxaner, fördelat på lokal. Notera skillnaden i koncentration mellan cykliska och raka siloxaner





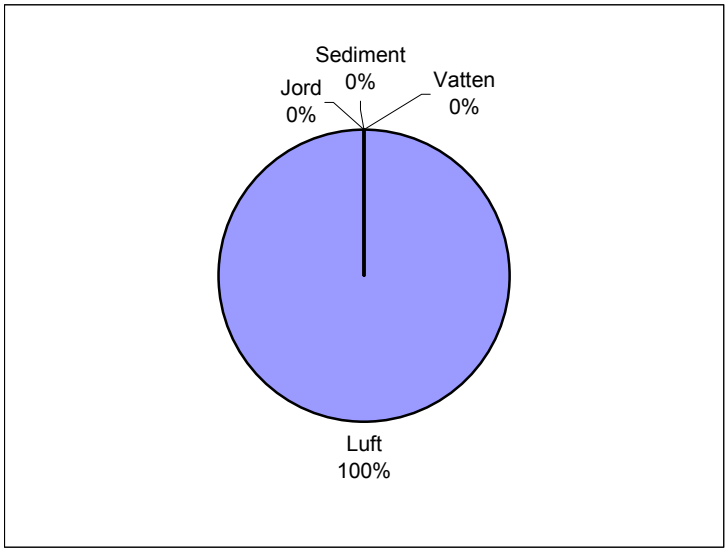
Figur 7. Koncentrationen i slam, av i screeningen i Skåne 2004 ingående siloxaner, fördelat på ämne. Notera skillnaden i koncentration mellan cykliska och raka siloxaner.

Ett flertal siloxaner återfinns i slamprov med högst halter av D5 som återfinns på alla lokaler. D6, MD2M och MD3M återfinns även de på alla lokaler, de två senare i betydligt lägre

koncentrationer. På samtliga lokaler, utom en, påvisas D4. På två lokaler påvisas MDM och på en MM. På Bromölla reningsverk är koncentrationen av D5, MDM och MD2M något förhöjd jämfört med övriga om man jämför med personekvivalenter. Notera att även om ett ämne ej detekteras så innebär det inte nödvändigtvis att koncentrationen är noll. Det kan finnas i en koncentration under detektionsgränsen. Med en ännu känsligare metod hade eventuellt fler ämnen kunnat påvisas. För siloxaner togs även prover i sediment och fisk men inga siloxaner påvisas i dessa matriser över detektionsgränsen (för detektionsgräns se bilaga 4).

Miljöegenskaper

Siloxanerna som ingår i denna studie är alla flyktiga. Beräkning av fördelningen i olika matriser enligt MacKays modell blir densamma för alla, de kommer nästan till 100 % finnas i luft. Ett exempel har gjorts för D4 (figur 8). Om utsläpp sker direkt i vatten kan det komma att ansamlas i sediment till följd av ganska höga K_{ow}-värden. Andelen som ansamlas i sediment är ändå troligtvis liten då siloxanerna till stor del avdunstar från vattenytan.



Figur 8. Fördelning av oktametylcyklotetrasiloxan (D4) i olika matriser vid utsläpp i miljön, enligt Mackays modell.

I två olika studier har man försökt uppskatta hur stor den akvatiska exponeringen är för D4 och D5. I en första undersökning ville man uppskatta risken för akvatisk miljö vid användning av D4 i konsumentprodukter.[85] Två modeller sattes upp, en för atmosfär och en för reningsverk. Beräkningarna baserades på den registrerade användningen av D4 i USA. Det antogs, beroende på modell, att allt förångades och släpptes ut i luften respektive att allt nådde reningsverken. Koncentrationen i luft beräknades till 0.0097 µg/m^3. Vid jämvikt motsvarar detta en koncentration på 10^{-5} till 10^{-8} µg/l i vatten och man konstaterar att detta ligger långt under det NOEC på 4.4 µg/l som man funnit i en tidigare studie. För reningsverken uppskattades halten som man trodde skulle nå reningsverken. Det visade sig att endast 3.3 % når reningsverken, det mesta förångas alltså innan det når så långt. I reningsverken sker sedan en ytterliggare eliminering. I en annan studie gjorde man ett försök för att mäta hur mycket av D4 och D5 som försvinner i reningsverket.[86] D4 reduceras med 84 % och D5 med 96 %. Ämnena försvinner i två steg i reningsverken, dels genom förångning i luftningsbassänger och

[85] Mueller et al, 1995
[86] Parker et al, 1999

dels genom att det binder till partiklar och hamnar i slammet. Man kommer i de två studierna fram till att den akvatiska exponeringen är låg då det mesta når atmosfären och det som når reningsverken till stor del elimineras.

Toxikologiska och ekotoxikologiska egenskaper

D4 har i studier visat sig kunna ha en svag hormonell effekt hos möss.[87] Det är oklart på vilket sätt påverkan sker men det verkar som om D4 kan påverka östrogen (östradiol-E2) på flera komplexa sätt, bl.a. genom att efterlikna/imitera östradiol och genom att kunna påverka halterna av östradiol.[88]

Då de siloxaner som ingår i studien är flyktiga handlar studier på dessa ämnen mycket om exponering via inandning. Studier på D4[89] och D5[90] där råttor har andats in ämnena via nosen tyder på att det är de honliga reproduktionsorganen som är målorgan vid inhalation av D4 och lungorna vid inhalation av D5. Vid höga doser (224 ppm) sker en ökning i lung- och levervikt och en ökning av kvoten mellan vikten lunga/hjärna och vikten lever/hjärna. Honor verkade mer känsliga än hanar. En studie har även utförts på människor.[91] Tolv personer ingick i försöket där försökspersonerna fick andas in 10 ppm D4 (122 µg/l) eller luft (kontroll) i en timme via munnen. Inga förändringar i lungfunktion registrerades.

Ekotoxikologiska data har endast påträffats för D4 och MM och är listade i tabell 18.

Tabell 18. Ekotoxikologiska data för oktametylcyklotetrasiloxan (D4) och hexametyldisiloxan (MM).

Ämne	Endpoint	Koncentration	Referens
D4	LC_{50} fisk (*Brachydanio rerio*) 96 h:	>500 mg/l	Kemiska ämnen 11.0
	LC_{50} fisk (*Oncorhynchus mykiss*) 14 d	0.010 mg/l	Ecotox, EPA
	NOEC kräfta (*Americamysis bahia*) 14 d (immob)	0.0091 mg/l	
	EC_{50} Daphnia (*Daphnia magna*) 48 h:	25.2 mg/l	
	NOEC (*Daphnia magna*) 21 d (rep)	0.0017-0.015 mg/l	
	MATC (*Daphnia magna*) 93 d	0.0055 mg/l	
MM	LC_{50} fisk (*Oncorhynchus mykiss*) 96 h.	3.02 mg/l	Kemiska ämnen 11.0
	LC_{50} fisk, akut toxicitet	3.02 mg/l	OSPAR
	NOEC fisk, kronisk toxicitet	0.082 mg/l	
	EC_{50} (*Daphnia magna*), akut toxicitet	314 mg/l	

[87] McKim et al, 2001
[88] He B. et al, 2003
[89] Burns-Naas et al, 2002
[90] Burns-Naas et al, 1998
[91] Utell et al, 1998

LC_{50}-värde i tabell 18 kan jämföras med nedanstående tabell 19 för att få en bild av hur toxiska ämnena är.

Tabell 19. Toxicitet av ett ämne beroende på LC_{50}-värde.[92]

Toxicitetskategori	LC_{50} (mg/l)
Mycket hög toxicitet	<0.1
Hög toxicitet	0.1-1
Måttlig toxicitet	1-10
Låg toxicitet	10-100
Nästan icketoxiskt	>100

Miljödata

Miljödata för siloxaner har endast påträffats för D4 och D5. Ämnena har påvisats i dricksvatten i USA och D4 har påvisats i avloppsvatten i Singapore.[93]. I en studie av ett antal flyktiga organiska ämnen (VOC) togs luftprov inomhus och utomhus vid flera kontorsbyggnader med olika verksamhet. [94] D4 och D5 påvisades i inomhusluften oavsett verksamhet och de påvisades i nästan alla prov i medelkoncentrationer på 2.5 respektive 7 $\mu g/m^3$. I utomhusluft fann man D4 i 39 % av proverna och D5 i 64 % i medelkoncentrationer på 0.1 respektive 0.5 $\mu g/m^3$. Utomhuskoncentrationerna påverkades dock av utsläpp från byggnaden. Man fann att den dominanta källan var konsumentprodukter och koncentrationen i inomhusluften varierade med hur mycket folk det fanns i byggnaden. Nedan finns en sammanställning över ytterligare koncentrationer i olika matriser (tabell 20).

Tabell 20. Tidigare uppmätta halter oktametylcyklotetrasiloxan (D4) och dekametylcyklopentasiloxan (D5) i olika matriser.[95]

		Matris	**Koncentration**
D4	USA, kontorsbyggnad	Inomhusluft	0.37-1.78 ppbv (4 prover)
	USA, dataavd. Kontor	Inomhusluft	0.03-0.16 ng/m^3
	Italien, kontor	Inomhusluft	10 000 och 13 000 ng/m^3 (2 av 5 prover)
	USA, flod	Ytvatten	0.03-0.16 ppbv (5 prover)
D5	USA, dataavd. Kontor	Inomhusluft	0.17-0.52 ppbv (4 prover)
	USA, dataavd. Kontor	Inomhusluft	0.07-0.24 ppbv (8 prover)
	USA, kontorsbyggnad	Inomhusluft	0.127-0.535 ppbv (3 prover)
	USA, utanför kontor	Utomhusluft	0.014-0.06 ppbv

[92] Pesticideinfo, 2005
[93] HSDB, 2005
[94] Shields et al, 1996
[95] HSDB, 2005

Användning

Ett flertal siloxaner ingår i hygien- och kosmetikaprodukter vilket innebär flera potentiella exponeringsvägar (hud, inandning) och en bred diffus spridning. Det finns potential för exponering av siloxaner för människan, många exponeras kanske dagligen genom att använda hygien- och kosmetikprodukter som innehåller siloxaner. Många av dessa siloxaner är flyktiga och människan exponeras genom inandning av ämnena.

Då kosmetika och rengöringsmedel innehållande siloxaner är den största källan till exponering för människa och utsläpp till miljön diskuteras substitution av siloxaner. [96] Det finns en del alternativ att ersätta siloxaner med, men i många fall är det svårt att hitta lämpliga ersättare. Till exempel används en del cykliska siloxaner i många hudkrämer där det är svårt att hitta substitut som ger samma effekt eller resultat som man vill. Det finns möjliga alternativ, en del används i produkter idag, men ibland är dessa dyrare än siloxanerna och det blir därmed även en ekonomisk fråga. I tabell 21 finns ett antal alternativ listade som används av danska tillverkare och leverantörer.

Tabell 21. Alternativ till siloxaner i produkter från danska tillverkare och leverantörer.[97] *Cyclomethicone = ren oktametylcyklotetrasiloxan (D4) eller dekametylcyklopentasiloxan (D5) eller blandningar avD4, D5 eller dodekametylcyklohexasiloxan (D6). Cyklopentasiloxan= D5. Dimethicone = blandningar av polydimetylsiloxaner.*

Namn på alternativ	**Cas nr**	**Alternativ till**	**Användning**
Isodecyl-neopentanoat	60209-82-7	Cyklomethicone	Balsam, leave-on produkter, schampo, tvål
Glycol distearate	627-83-8	Cyklometicone och dimethicone	Krämtvål
Olika vegetabiliska oljekomponenter – dicaprylylkarbonat	-	Dimethicone, cyklomethicone	Krämer, lotion (har ej samma skumdämpande effekt)
Dietylhexylkarbonat	-	Cyklopentasiloxan	Lotion

Enligt Kemikalieinspektionens produktregister finns D4 och D5 registrerade på företag i Skåne; (tabell 22). 6 är registrerade på D4 och 5 på D5 vilket innebär att några företag använder båda ämnena. Totala antalet produkter är 13 men det finns 10 produkter registrerade på D4 och 10 produkter på D5 vilket innebär att flertalet produkter innehåller båda ämnena. Produktkvantiteten anger den totala mängden av kemikalier som används i produkter och man kan från ämnes- och produktkvantitet utläsa att siloxanerna endast utgör en liten del av en produkts totala innehåll. En del branscher är gemensamma för båda ämnena och det är troligtvis bland dessa branscher företag finns som använder båda ämnena. I bilaga 5 finns uppgifter för hela Sverige.

[96] Miljöstyrelsen, 2005
[97] Miljöstyrelsen 2005

Tabell 22. Den registrerade tillverkningen och/eller importen av oktametylcyklotetrasiloxan och dekametylcyklopentasiloxan i Skåne. Antal företag, produkter, ämnes- och produktkvantitet totalt för de två ämnena och bransch, antal företag, produkter och ämnes- och produktkvantitet för respektive ämne. Pga. ett litet antal användare är uppgifter om antal företag, produkter och ämnes- och produktkvantitet konfidentiella för respektive bransch. Ett företag kan registreras på vartdera ämne, totala antalet företag är 8 så några av företagen använder båda ämnena.[98]

	Bransch	Antal företag	Antal produkter	Ämnes kvantitet	Produkt kvantitet
Totalt		**8**	**13**	**2.75**	**330.62**
Oktametylcyklotetrasiloxan		6	10	2.08	229.79
A01	Jordbruk, jakt och service i anslutning härtill				
D22	Förlagsverksamhet; grafisk produktion och reproduktion av inspelningar				
F	Byggverksamhet				
G50.5	Detaljhandel med drivmedel				
G52	Detaljhandel utom med motorfordon; reparation av hushållsartiklar och personliga artiklar				
I	Transport, magasinering och kommunikation				
O93.01	Industri- och konsumtionstvätt, konsumenttvätt				
Dekametylcyklopentasiloxan		5	10	0.67	100.83
F	Byggverksamhet				
G50.2	Underhåll och reparation av motorfordon utom motorcyklar				
G50.3	Handel med reservdelar och tillbehör till motorfordon utom motorcyklar				
G50.5	Detaljhandel med drivmedel				
G52	Detaljhandel utom med motorfordon; reparation av hushållsartiklar och personliga artiklar				
I	Transport, magasinering och kommunikation				

Man kan från produktregistret även få information om produktfunktionen (tabell 23). För Skåne går det inte att få uppgifter då dessa är konfidentiella. för D4, D5 och D6 går det dock att få information för hela Sverige. Alla funktioner är inte med då dessa uppgifter är konfidentiella.

[98] Åkerblom, 2005

Tabell 23. Produktfunktion av oktametylcyklotetrasiloxan, dekametylcyklopentasiloxan och dodekametylcyklohexasiloxan registrerade hos produktregistret, för hela Sverige. Antal företag, produkter och ämnes- och produktkvantitet (i ton) för respektive funktion.[99]

Funktion		Antal företag	Antal produkter	Ämnes kvantitet	Produkt kvantitet
Oktametylcyklotetrasiloxan		43	201	4.93	3383.14
R30300	Råvara för gummitillverkning	3	31	1.55	337.82
B18100	Bilvårdsprodukter, se också P10100	3	3	0.53	7.10
O25400	Skumdämpningsmed el, antiskummedel	5	10	0.20	26.41
M05	Färg och lack	5	63	0.14	2574.45
U05100	Fogningsmedel (fogmassa)	4	13	0.11	44.40
R30500	Råvara för kosmetik/ hygienindustri	5	17	0.03	10.64
L10	Lim och klister	7	12	0.02	28.90
T15	Tryckfärg	4	5	0.02	194.15
R10990	Rengöringsmedel, andra	3	3	0.01	1.79
Dekametylcyklopentasiloxan		31	125	19.31	561.35
R10990	Rengöringsmedel, andra	3	5	6.05	49.89
R30500	Råvara för kosmetik/ hygienindustri	6	19	5.99	12.94
P10100	Putsmedel för lacker inklusive bilvax	3	11	2.66	26.60
U05100	Fogningsmedel (fogmasssa)	3	13	0.08	44.60
I05100	Impregneringsmedel, andra	3	3	0.01	1.70
L10	Lim och klister	3	4	0.01	2.40
Dodekametylcyklohexasiloxan		6	8	1.07	5.27
R30500	Råvara för kosmetik/ hygien-industri	4	5	1.07	3.97

En del av ämnena ingår i mer industriella produkter eller produkter som används av andra företag, men en stor andel är konsumenttillgängliga produkter. Däribland står olika bilvårdsprodukter och kosmetik- och hygienprodukter för en stor del av funktionerna. D5 används i större kvantitet än de andra ämnena.

[99] Åkerblom, 2005

Riskanalys

I den nationella och regionala screeningen är det D5 som detekteras i högst halter (10000-20000 ng/g TS) i slam. Efter det följer D6 och D4 i koncentrationer runt 3000 respektive 300 ng/g TS. De övriga ämnena återfinns i betydligt lägre koncentrationer. Koncentrationen av D4 i slam på Kristianstads reningsverk är jämfört med övriga Sverige något förhöjd. D4, D5, D6 och MM påvisas i luft i den nationella screeningen. D4 detekterades i högst halter från 18 ng/m^3 upp till ca 300 ng/m^3 följt av D5. D5 och D6 påvisas i både ingående- och utgående vatten från reningsverk men ej i alla prover. D6 påvisas i två vattenprover från punktkällor i koncentrationer på 0.04 µg/l och 0.0006 µg/l. MM påvisas i lakvatten från en deponi och i ett prov från utgående vatten från reningsverk. Varken D4 eller övriga raka siloxaner detekterades i vatten. I sediment detekterades inga cykliska siloxaner men två raka påvisades i prov från punktkälla (bilaga 6). Inga siloxaner har detekterats i biota.

I Skåne togs inga vattenprover för analys av siloxaner. Däremot har, som ovan nämnts, vattenprover på in- och utgående vatten vid reningsverk och industrier tagits i övriga regionala studier och i den nationella. För att göra en riskbedömning har MEC/PNEC-kvoten beräknats (tabell 24). Det finns endast tillräcklig ekotoxikologisk data för D4 för att kunna beräkna ett PNEC-värde (tabell 18). D4 har inte påvisats i koncentrationer över detektionsgränsen men kan finnas i koncentrationer under denna. Därför används detektionsgränsen för D4 som uppmätt värde. Denna är i den nationella screeningen 0.06 µg/l eller $6*10^{-5}$ mg/l.

Tabell 24. Beräknat PNEC-värde och kvoten MEC/PNEC för oktametylcyklotetrasiloxan (D4). PNEC= predicted no effect concentration, MEC= measured environmental concentration. Beräkningar enligt Technical Guidance Support från EU-kommissionen. MATC är Maximal Acceptable Toxicant Concentration, det geometriska medelvärdet mellan NOEC och LOEC och kan delas med en korrigeringsfaktor för att få NOEC.

Endpoint	Konc.	Korrigerings -faktor	Riskfaktor	PNEC	MEC/PNEC
MATC	0.0055 mg/l	Dividerar med $\sqrt{2}$	100	$\frac{(0.0055/\sqrt{2})}{100}$ = 0.000039 mg/l	$6*10^{-5}$ /$3.9*10^{-5}$=1.5
NOEC	0.0017 mg/l	-	100	0.000017	$6*10^{-5}$ / $1.7*10^{-5}$= 3.5

Kvoterna blir väldigt olika beroende på vilken endpoint som väljs men ändå över ett. Detta illustrerar hur olika resultatet blir beroende på vilken ekotoxikolgisk data som väljs för att beräkna PNEC-värde. D4 är flyktig och den akvatiska exponeringen förmodligen liten enligt tidigare studier. Eftersom D4 inte påvisats i vatten över detektionsgränsen är det svårt att veta i vilka koncentrationer ämnet finns i vatten. D4 förångas förmodligen också fort från vatten. I Skåne detekterades inte D4 i sediment och fisk men ämnet har ett högt BCF vilket kan innebära att även små mängder i vatten kan leda till koncentrationer i fisk. D4 har även ett log K_{ow} som indikerar att det binds till partiklar och hamnar i sediment. Den akvatiska exponeringen av D4 är troligtvis låg men det går ej att utesluta negativa effekter. Däremot hittas D4 i slam på alla lokaler utom en. Eftersom siloxaner inte visats vara biologiskt nedbrytbara så kan slam innehållande D4 vara olämpligt att använda. D4 var den siloxan som påvisades i högst halter i luft i den nationella screeningen och det påvisades såväl i luft i

närheten av potentiella punktkällor som på bakgrundslokaler och i urban miljö. Då D4 är flyktig kommer utsläpp främst att återfinnas i luft och den största exponeringsvägen vara via luft. Uppmätta koncentrationer är dessutom ganska höga relativt tidigare uppmätta halter. Siloxaner har en halveringstid på ungefär 10 dagar vilket innebär att de kan transporteras längre sträckor. De utsläpp som sker här kan transporteras i atmosfären och när ämnet når kallare luft deponeras någon annanstans, långt ifrån källan. Att siloxaner påvisas i luft är ett tecken på att de inte elimineras fort från atmosfären.

För D5 och D6 gäller samma resonemang som ovan. D5 är den siloxan som hittas i högst halter i slam. Enligt produktregistret används D5 i större mängd än D4 och detta kan återspegla sig i att halterna i slam också är något högre. D5 och D6 har, till skillnad från D4, påvisats i vatten trots att vattenlösligheten är mycket låg. För dessa ämnen hade det varit intressant att göra en riskbedömning genom att beräkna MEC/PNEC-kvoten, men det finns inga ekotoxikologiska data för att kunna göra detta.

MM är med på OSPAR:s lista över ämnen ”of possible concern”. Det påvisas i luft och vatten i den nationella studien. Det finns ekotoxikologiska data för hexametyldisiloxan för att beräkna ett PNEC-värde. MM hittas i utgående vatten från ett reningsverk i en koncentration på 0.0098 µg/l eller $9.8*10^{-6}$ mg/l. I tabell 25 finns beräknad MEC/PNEC-kvot för MM. Den beräknade kvoten är långt under ett och risken för negativa effekter troligtvis liten. Då MM endast detekterats i slam på en lokal är spridningen troligtvis låg även i Skåne.

Tabell 25. Beräknat PNEC-värde och kvoten MEC/PNEC för hexametyldisiloxan (MM). PNEC= predicted no effect concentration, MEC= measured environmental concentration.

Endpoint	Konc	Riskfaktor	PNEC	MEC/PNEC
NOEC fisk	0.082 mg/l	100	0.00082	0.012

Av de raka siloxanerna påvisas M2DM och M3DM i slam på alla lokaler. Det går inte att finna mycket information om dessa två siloxaner och en bedömning om eventuella risker är svår att göra.

Sammanfattning

De siloxaner som ingår i 2004 års screening är alla flyktiga ämnen och från resultaten kan man utläsa att den uppskattade fördelningen av siloxaner i olika matriser verkar stämma då siloxaner i huvudsak återfinns i luft. Dock ska man ha i beaktande att vid utsläpp i vatten kan siloxaner binda till partiklar och sedimentera. Siloxaner har ett flertal användningsområden och finns i flera konsumenttillgängliga produkter. Framförallt används de cykliska siloxaner som ingår i studien i många hygien- och kosmetikprodukter, ofta under namn som cyklomethicone och cyklopentasiloxan, men de förekommer även i rengöringsmedel. Letar man i ett vanligt badrumsskåp hittar man troligen ett flertal produkter med dessa ämnen som ingredienser. De används i bl.a. hudkrämer, balsam, hårspray och olika sorters smink. Den vanligaste exponeringsvägen för människa är genom inhalation och hudkontakt. Studier tyder på att siloxanerna inte är irriterande för hud och ögon eller tas upp av huden.

Siloxaner återfinns i slam på alla provlokaler i Skåne, dock hittas inte alla ingående siloxaner på varje lokal. Högst halter står D5 för följt av D6 och D4. Prover har även tagits i sediment och biota (fisk). I dessa matriser påvisas inga siloxaner i Skåne. De har ej heller detekterats i fisk i nationell eller regional screening men återfinns i sediment- och vattenprover.

Studier angående den akvatiska exponeringen av D4 har gjorts med utgångspunkt från användningen i USA och där räknar man med att exponeringen är liten för den akvatiska miljön. Till största del förångas D4 vid användning och återfinns i atmosfären och bryts så småningom ner. Direkta utsläpp till vatten är kanske inte så vanliga, den största källan är antagligen utgående vatten från reningsverk. D4 och D5 bryts enligt uppskattningar och ett försök ner i reningsverk till 84 respektive 96 %. Därmed släpps en liten andel ut från reningsverken. Eftersom inga siloxaner påvisats vare sig i sediment eller i fisk och endast ett par vattenprover i övriga Sverige verkar det inte spridas i någon större utsträckning till akvatisk miljö. Siloxaner kan dock finnas i koncentrationer under detektionsgränsen. En enkel riskbedömning har gjorts för D4. Beräknade PNEC-värden för D4 ligger under detektionsgränsen. Det är därmed svårt att bedöma om det kan innebära några risker för akvatiska organismer men det går ej att utesluta. Då D5 och D6 påvisas i in- och utgående vatten från reningsverk i övriga Sverige hade det varit intressant att beräkna MEC/PNEC-kvoten för dessa. Då det inte gått att hitta några ekotoxikologiska data är detta inte möjligt. För hexametyldisiloxan är detektionsgränsen mycket lägre och ämnet påvisas även i ett par vattenprover. För hexametyldisiloxan ligger PNEC-värdet långt över funna koncentrationer och MEC/PNEC-kvoten indikerar att skadliga effekter på organismer troligtvis inte sker vid dessa koncentrationer. Om övriga raka siloxaner finns det väldigt lite information. De påvisas dock på flera lokaler i slam.

En aspekt med spridningen av siloxaner i luft är att det har potential att transporteras längre sträckor och deponeras när de når kallare luft. Därmed kan flyktiga siloxaner spridas till områden där de kanske inte används. Flera av siloxanerna påvisas också i luft. En potentiell risk skulle kunna vara att exponeringen för människa är stor då ämnena används i många produkter, ofta dagligen, och går att hitta i både inomhus- och utomhusluft. Det finns ett gränsvärde för D4 på 10 ppm (122 ng/m^3) för arbetare och enligt resultat från en studie utförd på män sker inga förändringar i lungfunktion vid denna koncentration.

Nedan följer en sammanställning av resultaten från screeningen av siloxaner (tabell 26). Prover togs i tre matriser; slam, sediment och fisk, men påvisades endast i slam.

Tabell 26. Sammanställning av resultaten från regional screening i Skåne 2004 av siloxaner. D4=oktametylcyklotetrasiloxan, D5=dekametylcyklopentasiloxan, D6=dodekametylcyklohexasiloxan, MM=hexametyldisiloxan, MDM=oktametyltrisiloxan, MD2M=dekametyltetrasiloxan, MD3M=dodekametylpentasiloxan.

	Fynd-frekvens	**Matris**	**Lokal**	**Halt**	**Halt relativt nationell/ regionala**	**Källa**
D4	7/8	Slam	Alla utom Perstorp	130 – 2300 ng/g TS	Liknande konc. Kristianstad förhöjd halt	Konsument-tillgängliga produkter, industri
D5	8/8	Slam	Alla	6700 – 21000 ng/g TS	Liknande konc. Kristianstad har förhöjd halt	Konsument-tillgängliga produkter, industri
D6	8/8	Slam	Alla	420 – 2500 ng/g TS	Liknande konc.	Konsument-tillgängliga produkter, industri
MM	1/8	Slam	Kristianstad	5 ng/g TS	Endast påvisats på två andra lokaler	Industri
MDM	2/8	Slam	Bromölla och Kristianstad	2.6 resp. 22 ng/g TS	Påvisas på några lokaler till, halten i Kristianstad är något förhöjd.	Industri
MD2M	8/8	Slam	Alla	3.7 – 27 ng /g	Påvisas på de flesta lokaler, halterna i Bromölla och Kristianstad något förhöjda.	Konsument-tillgängliga produkter, industri
MD3M	8/8	Slam	Alla	10 – 38 ng/g TS	Påvisas på flera lokaler. Kristianstad något förhöjd.	Konsument-tillgängliga produkter, industri

Tabell 27. Sammanfattning av användning, toxicitet och beräknad MEC/PNEC-kvot, för siloxaner. Kortfattad bedömning av situationen för varje ämne. D4=oktametylcyklotetrasiloxan, D5=dekametylcyklopentasiloxan, D6=dodekametylcyklohexasiloxan, MM=hexametyldisiloxan, MDM=oktametyltrisiloxan, MD2M=dekametyltetrasiloxan, MD3M=dodekametylpentasiloxan.

	Användning	Toxicitet	MEC/PNEC	Bedömning
D4	6 företag registrerade för tillverkning och/eller import i Skåne. Ingår i produkter som är konsumenttillgängliga	Måttlig till hög toxicitet. Ej irriterande för hud och ögon Endokrin effekt	Högt (1.5 eller 3.5) MEC är detektionsgränsen. Använt olika ekotoxikologiska data	MEC/PNEC beräknat för detektionsgräns. Vet ej vilken koncentration ämnet finns i men går ej utesluta negativa effekter på akvatiska organismer. Högvolymkemikalie, med i PRIO-databasen Långväga transport av ämnet i luft.
D5	5 företag registrerade för tillverkning och/eller import i Skåne. Ingår i produkter som är konsumenttillgängliga. Den siloxan av ingående som används i störst kvantitet.	Ej irriterande för hud och ögon	-	Påvisas i högst halter i slam. Påvisats i vatten. Beräkning av MEC/PNEC-kvot ej möjligt p.g.a. att ekotoxdata ej finns. Bedömning svår att göra.
D6	Liten användning enligt SPIN. Företag registrerade för tillverkning och/eller import i Sverige. Konsumenttillgängliga produkter.	-	-	Återfinns på alla lokaler i slam. Påvisats i vatten men beräkning av MEC/PNEC-kvot ej möjlig p.g.a. att ekotoxdata ej finns. Bedömning svår att göra.
MM	Liten användning av ämnet enligt SPIN.	Måttlig toxicitet Ej irriterande för hud och ögon	Lågt (0.012) MEC uppmätt koncentration i utgående vatten från reningsverk	Låg MEC/PNEC-kvot. Troligtvis ej risk för negativa effekter på akvatiska organismer.
MDM	-	-	-	Kunskapsbrist om ämnet. Påvisas i slam men bedömning ej möjlig att göra.
MD2M	-	-	-	Kunskapsbrist om ämnet. Återfinns i slam på alla lokaler men bedömning ej möjlig att göra.
MD3M	-	-	-	Kunskapsbrist om ämnet. Återfinns i slam på alla lokaler men bedömning ej möjlig att göra.

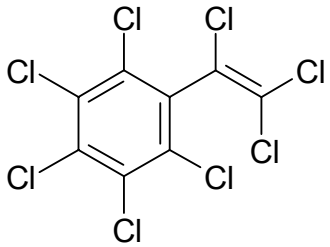
STYRENER

Bakgrund

Klorstyrener är färglösa vätskor och bromstyren är en gulaktig vätska med kraftig blommig doft. Betabromstyren används internationellt som tillsats i mat och som doft i tvättmedel, krämer, lotion och parfymer. Oktaklorstyren bildas som biprodukt i en del industriella processer. Klorstyrener används för att framställa polyklorstyren (plast). Klorstyrener och bromstyren är inte reglerat i svensk lagstiftning och det finns ingen registrerad användning i Sverige, men de kan uppstå som biprodukt vid industriella processer och komma in i Sverige genom import av produkter.

Tabell 28. Ingående styrener i den regionala screeningen i Skåne 2004.

Ämne	CAS-nr.
Ortoklorstyren	2039-87-4
Metaklorstyren	2039-85-2
Paraklorstyren	1073-67-2
Betabromstyren	103-64-0
Oktaklorstyren	29082-74-4



Figur 9. Strukturformel för oktaklorstyren.

Människor exponeras främst för klorstyrener vid framställning och användning av ämnet. De är irriterande för hud och ögon. I övrigt finns få studier över t.ex. carcinogena eller genotoxiska effekter. Exponering av betabromstyren för människa sker vid produktion men även vid användande av produkter som innehåller ämnet.[100]

Orto-, meta- och paraklorstyren har ett ångtryck som innebär att det endast kommer att finnas i gasfas vid utsläpp i luft. Halveringstiden är endast 13-14 h vilket gör att någon långväga spridning inte är trolig. I jord har klorstyrener låg rörlighet. En viktig elimineringsväg är avdunstning från fuktig jord. I vatten binds klorstyrener till partiklar och i sediment. Eftersom klorstyren har ett BCF på 100 så har ämnet potential att bioackumuleras.[101]

Även betabromstyren kommer endast att finnas i gasfas vid utsläpp i luft. Halveringstiden för nedbrytning varierar något beroende på process (22h - 6 dagar) och betabromstyren kan transporteras något längre jämfört med klorstyrenerna. Betabromstyren har precis som klorstyrenerna låg rörlighet i jord och ämnet kan avdunsta från fuktig jord. I vatten binds betabromstyren till partiklar och hamnar därefter i sediment. BCF är mycket lägre och det innebär låg potential för biokoncentration för akvatiska organismer.

[100] HSDB
[101] HSDB

De kemiska och fysikaliska egenskaperna för oktaklorstyren skiljer sig åt jämfört med de övriga styrenerna. Vid utsläpp till luft förekommer ämnet framförallt i partikelfas men även i gasfas. I gasfasen är halveringstiden för nedbrytning 15 dagar och ämnet kan spridas ganska långt från utsläppskällan. Partikelbundet oktaklorstyren elimineras genom våt- och torrdeposition. I jord har oktaklorstyren ingen rörlighet med uppskattade K_{oc} på 200 000-10 000 000. Nedfall till jord kommer antagligen att avdunsta till atmosfären. Ett högt K_{ow} gör att ämnet i högre grad än andra styrener kommer att binda till partiklar och sedimentera i stillastående vatten. BCF är högt och gör att potentialen att biokoncentreras är mycket hög för vattenlevande biota.[102]

Tabell 29. Sammanställning av kemiska och fysikaliska egenskaper hos ingående styrener i screening i Skåne 2004. – betyder att information om ämnet sökts men ej hittats.[103]

	Ortoklor-styren	**Metaklor-styren**	**Paraklor-styren**	**Betabrom-styren**	**Ortaklor-styren**
Molekylvikt	138.60	138.60	138.60	183.05	379.71
Log K_{ow}	Medel (3.54)	Medel (3.54)	Medel (3.54)	Medel (3.15)	Hög (7.46)
K_{oc}	Hög (860)	Hög (840)	Hög (840)	Hög (960)	Mycket hög (200000-10000000)
Ångtryck (Pa)	Hög (128)	Hög (131)	Hög (131)	Hög (16)	Mycket lågt (0.002)
Vattenlöslighet (mg/l)	Låg (80.5)	Låg (80.5)	Låg (80.5)	Låg (108)	Mycket låg ($1.74*10^{-3}$)
BCF	Medel (100)	Medel (100)	Medel (100)	Låg (2)	Mycket hög (8100-140000)
Rörlighet/transport					
- Jord	Låg rörlighet	Låg rörlighet	Låg rörlighet	Låg rörlighet	Mycket låg rörlighet
- Luft	Ej långväga	Ej långväga	Ej långväga	Kan tranporteras längre	Kan transporteras längre sträckor Sedimenterar
- Vatten	I sediment	I sediment	I sediment	I sediment	
Nedbrytning	-	-	-	-	-
Toxicitet	Irriterande hud och ögon	Irriterande hud och ögon			

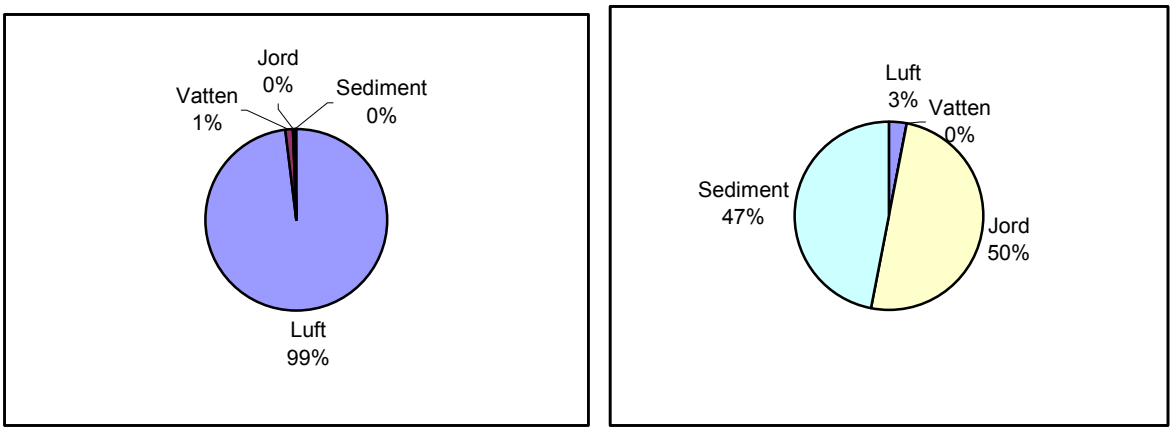
Resultat och diskussion

I slam var koncentrationerna så pass låga för alla styrener att det inte på någon provpunkt gick att återfinna något ämne i koncentrationer över detektionsgränsen. För oktaklorstyren togs även prover i sediment och fisk. Inte heller här fann man några styrener i halter över detektionsgränsen.

[102] HSDB
[103] HSDB

Miljöegenskaper

Klorstyrenerna och bromstyren fördelar sig troligen ganska likt i olika matriser vid utsläpp i miljön. De kommer till största del att hittas i luft (figur 10). Oktaklorstyren skiljer sig åt genom att det har ett högre K_{ow} och lägre vattenlöslighet och fördelas till största del i sediment och jord (figur 10). Sediment- och fiskprover togs endast för oktaklorstyren och detta borde också vara det enda ämne av styrenerna som sprids till dessa matriser.



Figur 10. Fördelning av ortoklorstyren (t.v) och oktaklorstyren (t.h) i olika matriser vid utsläpp i miljön, enligt Mackays modell.

Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Inga ekotoxikologiska data har hittats för styrenerna förutom ett värde för oktaklorstyren. Därmed går det inte att göra en riskbedömning för något av ämnena.

Tabell 30. Ekotoxikologisk data för oktaklorstyren.[104]

Ämne	**Endpoint**	**Koncentration**
Oktaklorstyren	LC_{50} kräftdjur (Nitocra spinipes) 96 h	0.068 mg/l

LC_{50}-värdet i tabell 30 kan jämföras med nedanstående tabell 31 för att få en bild av hur toxiskt ämnet är.

Tabell 31. Toxicitet av ett ämne beroende på LC_{50}-värde.[105]

Toxicitetskategori	LC_{50} (mg/l)
Mycket hög toxicitet	<0.1
Hög toxicitet	0.1-1
Måttlig toxicitet	1-10
Låg toxicitet	10-100
Nästan icketoxiskt	>100

[104] Kemiska ämnen 11.0
[105] Pesticideinfo, 2005

Miljödata

Oktaklorstyren har i tidigare studier påvisats i flera olika matriser. På Grönland har prover tagits på biota från terrester, akvatisk och marin miljö.[106] Oktaklorstyren hittas både i terrester och i marin biota, i fisk påvisades ämnet i koncentrationer på 0.73-1.8 ng/g lipidvikt. En metabolit till oktaklorstyren, 4-hydroxy-heptaklorstyren, har påvisats i blodplasma från tio svenska män.[107] Oktaklorstyren återfinns i fisk från Detroitfloden i koncentrationer från 0.01 – 0.1 ng/g våt vikt.[108] I tabell 32 finns ytterligare exempel på uppmätta halter oktaklorstyren.

Riskanalys

I Skåne har man alltså inte detekterat någon av de ingående styrenerna över detektionsgränsen i någon matris. I den nationella studien påvisas oktaklorstyren i ett par matriser. Oktaklorstyren återfinns i luft på bakgrundslokaler i koncentrationer på 0.3-0.8 pg/m^3. Ämnet påvisas inte i luft i urbana miljöer. Källan kan vara från Sverige men kan även bero på långväga transport. De övriga klorstyrenerna har inte detekterats i luft. Oktaklorstyren återfinns i en del fiskprover men har inte påvisats i sediment, vatten, deposition eller slam i övriga Sverige. Fisk med koncentrationer av oktaklorstyren var sill fångad i Östersjön, från fyra bakgrundslokaler och från potentiell punktkälla. Funna koncentrationer var för bakgrundslokal 0.45-1.3 ng/g lipid vikt och från punktkälla 1.6-3.2 ng/g lipidvikt. Fisk fångades även på västkusten men där fann man inga halter. Funna koncentrationer ligger runt de halter man hittade i fisk runt Grönland.

Sammanfattning

Ingen av de ingående styrenerna har påvisats i screeningen i Skåne. I övriga Sverige har oktaklorstyren påvisats i luft och fisk. Spridningen verkar vara liten och delvis kan källan till spridning bero på långväga transport av oktaklorstyren i atmosfären.

[106] Vorkamp et al, 2004
[107] Hovander et al, 2001
[108] Li et al, 2003

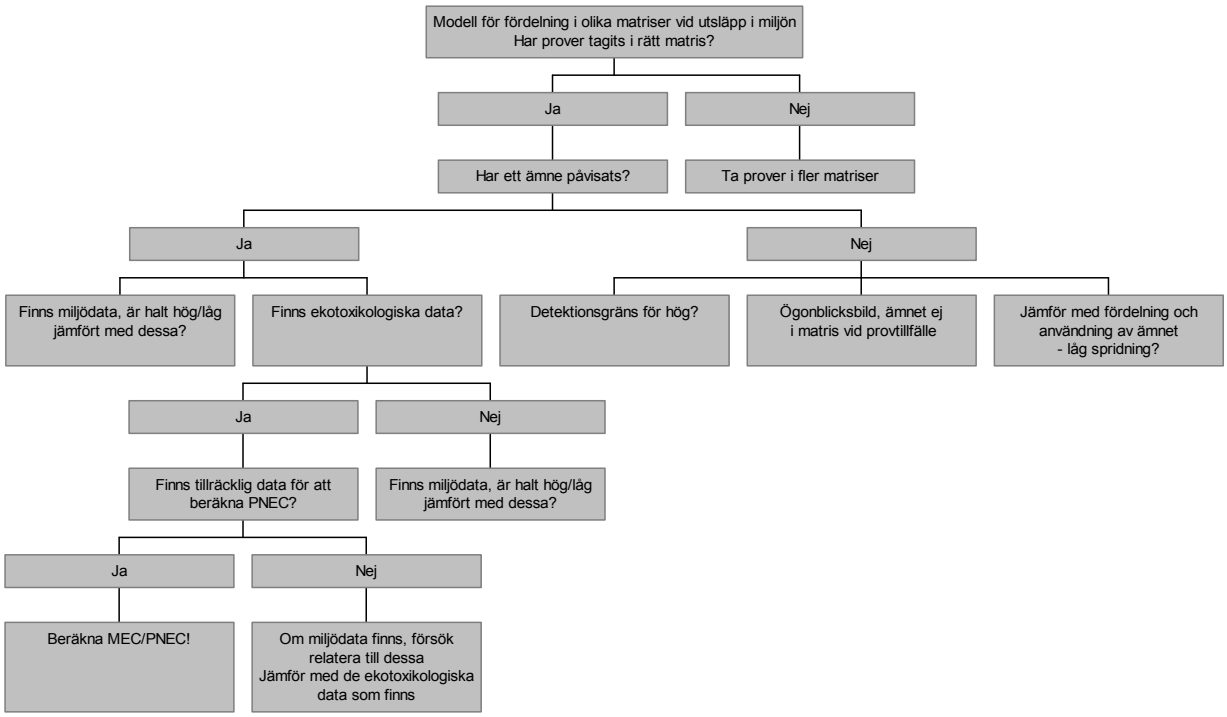
Tabell 32. Uppmätta halter oktaklorstyren i olika matriser.[109]

	Matris	**Koncentration**
St. Clair River	Ytvatten	0.012-7.2 ng/l
Lake Ontario	Vatten	Medel 4.6 ng/l
	Avloppsvatten från aluminiumsmälta	230 µg/l
Tyskland	Avloppsvattenslam från industriella och kommunala reningsverk	12-2500 µg/kg
Calcasieufloden	Bottensediment	56 µg/g
Lake Ontario, nära Niagara fallen	Sediment	2.5-4.1 ng/g TS
St. Clair River	Bottensediment	Ej detekterbart – 79.5 µg/kg, medel 14.8 µg/kg
Detroit river	Bottensediment	Ej detekterbart – 3.5 µg/kg, medel 1 µg/kg
Calcasiu river	Fisk (2 arter) och krabba	0.16, 1.2 resp. 1 µg/g lipid
Elbe, Tyskland	Fisk	15-45 ng/g färsk vikt
St. Clair River	Mussla	2.9-192.7 µg/kg torr vikt, medel 35.9 µg/kg torr vikt
Detroit river	Mussla	31.3-57.3 µg/kg torr vikt
Lake Ontario, nära Niagara fallen	Oligochaete mask, från sediment	7.5-31 ng/g torr vikt
Denna studie	Slam	Ej detekterat, detektionsgräns 0.5-2.4 ng/g TS
Denna studie	Sediment	Ej detekterat, detektionsgräns 0.2-2.4 ng/g TS
Denna studie	Fisk	Ej detekterat i Skåne, detektionsgräns 2 ng/g lipid

[109] HSDB

SAMMANFATTANDE DISKUSSION

I denna studie har en enkel riskbedömning gjorts genom att beräkna MEC/PNEC-kvoten för de ämnen som påvisats och där tillräcklig data om ämnet varit tillgänglig. För flera av de ämnen som ingått i screeningen är mängden data otillräcklig för att göra sådana beräkningar. Det är en fördel att kunna beräkna en MEC/PNEC kvot för att få något slags mått på hur toxiskt ett ämne är och kunna relatera en uppmätt halt till detta. Är det inte möjligt att beräkna MEC/PNEC får hänsyn tas till andra faktorer för att kunna göra en bedömning. I figur 11 har ett flödesschema gjorts för de faktorer som tagits hänsyn till vid riskbedömningen i denna rapport.



Figur 11. Flödesschema över de faktorer hänsyn tagits till vid riskbedömning av ett ämne i screeningen i Skåne 2004.

Vid riskbedömning i denna rapport finns flera faktorer som försvårar tolkning av resultaten. Ett återkommande problem är att där råder kunskapsbrist om de aktuella ämnena. Det innebär att om ett ämne påvisas är det svårt att göra en bedömning om huruvida ämnet finns i sådana koncentrationer att det innebär negativa konsekvenser för miljön.

Även om det är möjligt att beräkna PNEC-värde måste man vara medveten om att det råder en stor osäkerhet för beräknade värden. För nya ämnen finns det ofta väldigt lite ekotoxikologiska data, och när ett PNEC-värde beräknas används riskfaktorer. Ett bättre sätt att beräkna PNEC-värde är genom statistisk extrapolering, vilket ger en säkrare indikation på vid vilken koncentration negativa effekter ej förväntas ske. För att kunna göra detta behövs flera kroniska data.

Vid en screeningundersökning tas ofta prover vid ett enda tillfälle. Detta ger en ögonblicksbild av situationen, även om slam, sediment och fiskprover ger en bild av en längre tids exponering. En nackdel med detta är att ett ämne kanske inte påvisas i ett prov om det är

nedbrytbart och inte fanns i matrisen vid provtillfället. Det kan ge en felaktig bild av spridningen. Om prover tagits i samma matris på flera olika lokaler och ej detekterats kan resultaten jämföras med användning av ämnet. Om användning är låg och ämnet ej förekommer i flera konsumenttillgängliga produkter kan man troligtvis anta att spridningen är liten. Om ämnet inte påvisas i matriser som visar på en längre tids exponering styrker det också att ämnet inte har någon större spridning.

Ett annat problem vid tolkning av resultaten är att detektionsgränsen för vissa ämnen är för hög. Ämnen som ingår i många olika produkter finns troligtvis i miljön, om än i låga halter. För några av de ingående ämnena har MEC/PNEC-kvoten beräknats. Den halt som jämförts med PNEC har för några ämnen varit detektionsgränsen, då inga uppmätta halter funnits. Det innebär att det är svårt att bedöma risken för organismer. Om kvoten blir över ett går det dock inte att utesluta negativa effekter.

När en riskbedömning av ämnena har gjorts har ingen hänsyn tagits till att exponering av flera ämnen kan ge större effekt än var för sig. Exempelvis visar studier på råttor som exponerats för både DEHA och DEHP på en förstärkt effekt. Då flera av ämnena inom en ämnesgrupp detekterats sker exponering för flera ämnen och det går inte utesluta att det inte innebär ökade risker på grund av till exempel en förstärkt effekt.

Adipater

I Skåne togs prov i slam för de sex ingående adipaterna. En av adipaterna, DEHA, påvisades på alla loklaer i Skåne. Två adipater påvisades på ett par lokaler: di-iso-butyladipat och didecyladipat. Av de sex ämnen var det tre stycken som inte detekterades i slam: dietyladipat, dibutyladipat och di-n-oktyladipat.. I övriga Sverige togs även prover i vatten, sediment, fisk och luft.

DEHA påvisades i sediment- och fiskprover i övriga Sverige. Den akvatiska miljön är alltså exponerad för DEHA. En riskbedömning har gjorts genom att beräkna MEC/PNEC-kvoten. Då DEHA ej detekterats i vatten användes detektionsgränsen och en uppskattad koncentration som MEC. Två olika kvoter har därmed beräknats och båda blir över ett, vilket innebär att negativa effekter kan uppstå. Då koncentrationen i vatten ej är känd går det inte att veta om koncentrationen är långt under detektionsgränsen och det går inte att utesluta negativa effekter för akvatiska organismer. DEHA påvisades i slam på alla lokaler i Skåne och sprids både från industrier och genom konsumenttillgängliga produkter. DEHA är det ämne av dem som ingår i screeningen som tillverkas eller importeras i störst ämneskvantitet i Sverige. Det största användningsområdet är som mjukgörare vid plasttillverkning.

På ett par lokaler har didecyladipat och di-iso-butyladipat påvisats. Kunskapen om dessa ämnen är bristfällig, väldigt lite information har hittats. Därmed är en bedömning om potentiella risker för miljön svår att göra. Det finns ingen registrerad tillverkning och/eller import av didecyladipat i Skåne. En möjlig källa till ämnet är att det ingår i någon produkt som används av företag på de lokaler ämnet påvisats. Det finns registrerad tillverkning och/eller import av di-isobutyladipat, men spridningen verkar vara liten.

Sammanfattningsvis kan man, för adipaterna, säga att spridningen av de flesta ingående adipater verkar vara låg. Resultaten från provtagningen överensstämmer med de resultat man fått i övriga Sverige. Koncentrationerna är inte förhöjda i Skåne jämfört med övriga Sverige. Endast DEHA sprids i miljön i större omfattning. I Skåne skulle det vara intressant att ta prover i sediment, fisk och vatten för att se om den akvatiska miljön är exponerad i Skåne och

om DEHA finns i oroande höga koncentrationer jämfört med det PNEC-värde som beräknats i denna studie.

Siloxaner

Prover av de ingående siloxanerna togs i tre matriser: slam, sediment och fisk. Alla ingående siloxaner återfinns i slam från reningsverk i Skåne, dock påträffas inte alla ämnen på alla lokaler. Den siloxan som påvisas i högst koncentrationer är D5. Det är också den av de ingående siloxanerna som enligt produktregistret tillverkas och/eller importeras i störst kvantitet.

D5, D6 och MM har, i övriga Sverige, påträffats i in- och utgående vatten från reningsverk. Den akvatiska exponeringen antas, enligt studier, vara låg då de ingående siloxanerna är flyktiga. Då ändå några ämnen påträffats i vatten kan ett upptag ske av organismer. För ett par av siloxanerna finns uppgifter om BCF. BCF är högt och även en låg koncentration i vatten kan leda till koncentrationer i fisk. För en av de ingående siloxanerna, D4, har en riskbedömning gjorts genom att beräkna MEC/PNEC-kvoten. Kvoten är större än ett vilket innebär att negativa effekter på akvatiska organismer kan inträffa. Då D4 inte uppmätts i vatten har detektionsgränsen använts som MEC. Alltså vet man inte i vilka koncentrationer D4 egentligen finns i vatten men det går inte att utesluta negativa effekter. D5 och D6 har däremot påvisats i vatten men för dessa två ämnen har inte ekotoxikologisk data varit möjlig att finna och det är då inte heller möjligt att beräkna någon MEC/PNEC-kvot. För dessa ämnen skulle mer information änskas för att det ska vara möjligt att göra en riskbedömning. MM har också påvisats i vatten. I detta fall finns ekotoxikologisk data och MEC/PNEC-kvoten som beräknats är under ett. Risken för negativa effekter på akvatiska organismer är liten.

Siloxanerna ingår i ett flertal produkter. De största produktfunktionerna för D4 och D5, i Sverige, är olika bilvårdsprodukter, rengöringsmedel och kosmetik- och hygienprodukter. Dessa är också konsumenttillgängliga produkter där det kan ske en diffus spridning. Det är även exempel på produkter där utsläpp kan ske direkt i miljön. Ett annat exempel där spridning kan ske direkt i miljön är siloxaner som är registrerade i branscher som byggverksamhet. Ett tecken på att siloxaner ingår i många produkter och att många är konsumenttillgängliga är att trots att den registrerade ämneskvantiteten i Sverige är lägre för siloxaner än för DEHA påträffas de i högre halter i slam. Detta trots att det i en studie visas att endast 3 % av de siloxaner som ingår i kosmetik- och hygienprodukter når reningsverken. Det sker förmodligen en stor import av produkter innehållande dessa ämnen.

De siloxaner som ingår i screeningen i Skåne 2004 är alla flyktiga. Detta visar också den beräknade fördelningen i olika matriser vid utsläpp i miljön där 100 % antas vara i luft. Siloxaner har påvisats i inom- och utomhusluft i tidigare studier och även i den nationella screeningen. Eftersom siloxaner har en halveringstid på cirka 10 dagar innebär det att de kan transporteras längre sträckor.

Sammanfattningsvis visar resultaten att siloxaner återfinns i slam i högre koncentrationer än adipaterna och sprids i större omfattning än DEHA. Troligtvis ingår de i ett mycket större antal konsumenttillgängliga produkter. Trots en mycket låg vattenlöslighet har några siloxaner påvisats i vatten. Endast för en av siloxanerna, MM, har det varit möjligt att beräkna en MEC/PNEC-kvot med en uppmätt koncentration. Kvoten är mycket lägre än ett och risken för negativa effekter på akvatiska organismer troligtvis liten. För D4, D5 och D6 går det ej att utesluta negativa effekter. De ingående siloxanerna i screeningen är alla flyktiga ämnen med

potential att transporteras långa sträckor. Uppmätta halter av siloxanerna i luft indikerar att de har en lång halveringstid och är spridda i atmosfären och kan detekteras trots att luftprover ger en ögonblicksbild. Siloxanerna är persistenta och även om inga siloxaner kunnat påvisas i sediment eller fisk i Skåne kan de finnas i låga koncentrationer då de påvisats i vatten. En omfattande användning kan möjligtvis visa sig längre fram då ämnena ej är biologiskt nedbrytbara.

Styrener

Ingen av de ingående styrenerna detekterades i screeningen i Skåne. Enligt modellen för fördelning kommer bromstyren och klorstyrenerna, utom oktaklorstyren, att fördelas till luft vid utsläpp i miljön. De har ej detekterats i luft. Oktaklorstyren kommer till största del spridas till jord och sediment. Detektionsgränsen för oktaklorstyren i luft är lägre än för övriga styrener och påvisas också i luft. Oktaklorstyren har även påvisats i en del fiskprover i övriga Sverige i koncentrationer runt 0.5-3 ng/g lipidvikt. Liknande koncentrationer har detekterats i fisk runt Grönland. Källan till oktaklorstyren kan komma från Sverige men beror även på långväga transport. Spridningen i Skåne ser ut att vara låg.

Nedan har en sammanställning gjorts av antalet registrerade företag i Skåne för tillverkning och/eller import av de ämnen som detekterats (tabell 33) och därefter en sammanfattning i tabellform av de olika ämnesgrupperna (tabell 34).

Tabell 33. Antal företag registrerade för tillverkning och/eller import i Skåne, av de ämnen som detekterats i screeningen i Skåne 2004.

	Ämne	**Antal företag**
Adipater	Totalt	12
	Di(2-etylhexyl)adipat	10
	Di-iso-butyladipat	3
Siloxaner	Totalt	8
	Oktametylcyklotetrasiloxan D4	6
	Dekametylcyklopentasiloxan D5	5

Tabell 34. Sammanställning av ingående ämnesgruppers fyndfrekvens, koncentrationer relativt övriga Sverige, användning och troliga källor till detekterade ämnen och bedömning.

Adipater

Fyndfrekvens och matris	Koncentration relativt övriga Sverige	Användning, källa	Bedömning
DEHA återfinns på alla lokaler (8/8) i slam. Di-iso-butyladipat och didecyladipat på 1 resp. 2 lokaler. Dietyladipat, dibutyladipat och di-n-okytladipat ej detekterat.	DEHA liknande konc. eller lägre än övriga Sverige. Di-iso-butyladipat detekterat på en till lokal i liknande konc. Didecyladipat detekterat på två andra lokaler.	DEHA har en diffus spridning. Konsument-tillgängliga produkter. Största användnings-område i Sverige är som mjukgörare vid plast-tillverkning. Största källa troligen punkt-utsläpp för di-iso-butyladipat. Ej registrerad import och/eller tillverkning av didecyladipat.	Tre av adipaterna som detekterats. Akvatisk miljö exponerad för DEHA och MEC/PNEC > 1. Kan ej utesluta negativa effekter på akv. org. Kunskapsbrist om di-iso-butyladipat och didecyladipat vilket gör bedömning av risker svår att göra. Troligtvis liten spridning av övriga tre.

Siloxaner

Fyndfrekvens och matris	Koncentration relativt övriga Sverige	Användning, källa	Bedömning
D5, D6, MD2M och MD3M återfinns på alla lokaler (8/8) i slam. D4 återfinns på 7/8 lokaler. MM och MDM återfinns på 1 resp. 2 av 8. Inga siloxaner detekterade i sediment eller fisk.	D5 påvisas i högst halter följt av D6 och D4, följer samma mönster i övriga Sverige. Cykliska siloxaner påvisas generellt i högre halter än raka.	Siloxaner, speciellt cykliska ingår i många konsumenttillgängliga produkter. D5 används i störst kvantitet.	Siloxanerna är persistenta ämnen som är mycket flyktiga. Återfinns i luft i övriga Sverige. MEC/PNEC > 1 för D4, men D4 ej detekterat. Kan ej utesluta neg. effekter. D5, D6 och MM påvisat i vatten trots trolig liten akvatisk exponering. MEC/PNEC <1 för MM. Kunskapsbrist om D5 och D6.

Klorerade och bromerade styrener

Fyndfrekvens och matris	Koncentration relativt övriga Sverige	Användning, källa	Bedömning
Inga styrener har detekterats i Skåne i slam. För oktaklorstyren har prover även tagits i sediment och fisk men ej heller detekterats.	Oktaklorstyren påvisat i luft på bakgrundslokaler i övriga Sverige. Påvisas även i fisk från bakgrundslokaler och från lokaler med potentiell punktkälla i övriga Sverige.	Klorstyrener uppstår som biprodukt i industriella processer. Källan till oktaklorstyren kan komma från Sverige men även bero på långväga transport.	MEC/PNEC ej möjlig att beräkna för oktaklorstyren. Påvisas i ett par matriser i övriga Sverige. Ej påvisat i slam. Troligtvis låg spridning där källan är långväga transport.

REFERENSER

Litteratur

Andersson J, 2004, Teoretisk förstudie till screening av miljögifter i Skåne 2004, examensarbete, Ekologiska institutionen, avdelningen för kemisk ekologi och ekotoxikologi, Lunds universitet.

Bremle G, 2002, Genomgång och prioritering av kemiska ämnen för nationell screening inom miljöövervakningen, Länsstyrelsen i Jönköpings län.

Bremle G, 2003, Ett förslag på struktur för screening av nya miljöföroreningar, Länsstyrelsen i Jönköpings län, rapport nr 2003:37.

Brossa L, Marcé R.M, Borrull F, Pocurull E, 2002, Application of on-line solid-phase extraction-gas chromatography-mass spectrometry to the determination of endocrine disruptors in water samples, Journal of Chromatography A, 963:287-294.

Burns-Naas A, Mast R, Meeks R, Mann P, Thevanaz P, 1998, Inhalation Toxicology of Decamethylcyclopentasiloxane (D5) following a 3-Month Nose-Only Exposure in Fischer 344 Rats, Toxicological Sciences, 43:230-240.

Burns-Naas A, Meeks R, Kolesar G, Mast R, Elwell M, Hardisty J, Thevanaz P, 2002, Inhalation Toxicology of Octamethylcyclotetrasiloxane (D4) Folowing a 3-Month Nose-Only Exposure in Fischer 344 Rats, International Journal of Toxicology, 21:39-53.

CSTEE, 1999, Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the environment, European Commission, Opinion on the toxicological characteristics and risks of certain citrates and adipates used as a substitute for phtalates as plasticizers in certain soft PVC products, Bryssel 990928.

Dalgaard, M, et al, 2003, Di(2-ethylhexyl) adipate (DEHA) induced developmental toxicity but not antiandrogenic effects in pre- and postnatally exposed Wistar rats, Reproductive Toxicology, 17:163-170.

de Facto 2005, Miljömålen 2005- för barnens skull, Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges 15 miljömål.

ECB, 2003, Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, European Commission, Joint Research Center, EUR 20418 EN/1 och EN/2.

EFSA Journal, 2005, Opinion on the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission on the application of A Total Reduction Factor of 5 for di(2-ethylhexyl)adipate used as plasticizer in flexible PVC food packaging films, Question No EFSA-Q-2003-071, The EFSA Journal, 217:1-5.

He B, Rhodes-Brower S, Miller M, Munson A, Germolec D, Wlker V, Korach K, Meade J, 2003, Octamethylcyclotetrasiloxane exhibits estrogenic avtivity in mice via ERα, Toxicology and Applied Pharmacology, 192:254-261.

Hoskawa Y, Yasui M, Yoshikawa K, Tanaka Y , 2003, The nationwide investigation of endocrine disruptors in sediment of harbours, Marine Pollution Bulletin, 47:132-138.

Hovander L, Malmberg T, Athanasiadou M, Athanassiadis I, Rahm S, Bergman Å, Klasson Wehler E, 2001, Identification of hydroxylated PCB metabolites and other phenolic halogenated pollutants in human blood plasma, Environmental Contamination and Toxicology, 42:105-117.

Jarfelt, K, et al, 2005, Antiandrogenic effects in male rats perinatally exposed to a mixture of di(2-ethylhexyl) phthalate and di(2-ethylhexyl) adipate, Reproductive Toxicology, 19:505-515.

Klykken, et al, 1999, Toxicology and humoral immunity assessment of octametylcyclotetrasiloxane (D4) following a 28-day whole body vapour inhalation exposure in Fischer 344 rats, Drug and Chemical Toxicology an International Journal for Rapid Communication, 22:655-677.

Li H, Drouillard K, Bennet E, Haffner C, Letcher R, 2003, Plasma-associated halogenated phenolic contaminants in benthic and pelagic fish species from the Detroit river, Environmental Science and Technology, 37:832-839.

Mackay D, 2001, Multimedia Environmental Models- the Fugacity Approach (second edition), Lewis publishers.
McKim J, Wilga P, Breslin W, Plotzke K, Gallavan R, Meeks R, 2001, Potential estrogenic and antiestrogenic activity of the cyclic siloxane octamethylcyclotetrasiloxane (D4) and the linear siloxane hexamethyldisiloxane (HMDS) in immature rats using the uterotrophic assay, Toxicological Sciences, 63:37-46.
Mueller J, Di Toro D, Maiello J, 1995, Fate of octamethylcyclotetrasiloxane in the atmosphere and in sewage treatmentplants as an estimation of aquatic exposure, Environmental Toxicology and Chemistry, 14:1657-1666.
Nasu M, Goto M, Kato H, Oshima Y, Tanaka H, 2001, Study on endocrine disrupting chemicals in wastewater treatment plants, Water Science and Technology, 43:101-108.
OECD SIDS, 1996, SIDS International Assessment Report, Dibutyl adipate.
Parker WJ, Shi J, Fendinger NJ, Monteith HD, Chandra G, 1999, Pilot plant study to assess the fate of two volatile methyl siloxane compounds during municipal wastewater treatment, Environmental Toxicology and chemistry, 18:172-181.
Paxéus N, 1996, Vehicle washing as a source of organic pollutants in municipal wastewater, Water Science and Technology, 33:1-8.
Petersen JH, Breindahl T, 2000, Plasticizers in total diet samples, baby food and infant formulae, Food Additives and Contaminants, 17:133-141.
Results from the Swedish National Screening 2004, Subreport 1:adipates, IVL, Swedish Environmental Research Institute, report B1645.
Results from the Swedish National screening 2004, Subreport 4: Siloxanes, IVL, Swedish Environmental Research Institute, report B 1643.
Roman G, Isnard P, Jouany J-M, 1999, Critical analysis of methods for assessment of predicted no-effect concentration, Ecotoxicology and Environmental Safety, 43:117-125.
SCF, 2000, Opinion of the Scientific Committee on Food on a survey on dietary intake of the food contact material di-2-(ethylhexyl) adipate (DEHA), SCF/CS/PM/3276 Final/31920, 13 November 2000.
Shields H, Fleischer D, Weschler C, 1996, Comparisons among VOCs measured in three types of commercial buildings with different occupant densities, Indoor air, 6:2-17.
Skånes miljömål och miljöhandlingsprogram, Länsstyrelsen i Skåne län, Skåne i utveckling 2003:62.
Sterner O, 2003, Förgiftningar och miljöhot, Studentlitteratur.
Tsumura Y, Ishimitsu S, Saito I, Sakai H, Tsuchida Y, Tonogai Y, 2002, Estimated daily intake of plasticizers in 1-week duplicate diet samples following regulation of DEHP-containing PVC gloves in Japan, Food Additives and Contaminants, 20:317-324.
Utell M.J, Gelein R, Yu C.P, Kenaga C, Geigel E, Torres A, Chalupa D, Gibb F.R, Speers D.M, Mast R.W, Morrow P.E, Quantitative exposure of humans to an octamethylcyclotetrasiloxane (D4) vapour, Toxicological Sciences, 44:206-213.
Vorkamp K, Rigert F, Glasius M, Pécseli M, Lebeuf M, Muir D, 2004, Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota, Science of the Total Environment, 331:157-175.
Walker C.H, Hopkin S.P, Sibly R.M, Peakall D.B, Principles of Ecotoxicology 2nd edition, Taylor & Francis, 2001.

Databaser

ChemIDPlus, http://toxnet.nlm.nih.gov/ > ChemIDPlus, 2005-10-12.
Ecotox EPA, http://www.epa.gov/ecotox/ .
Household product database, http://toxnet.nlm.nih.gov/ >Household products, 2005-10-12.
HSDB, http://toxnet.nlm.nih.gov/ >HSDB, 2005-09-10.
Kemiska ämnen 11.0.
PhysProp, 2005, www.syrres.com/esc/physdemo.htm , Syracuse Research Corporation, free demos and databases, 2005-11-01.

Hemsidor

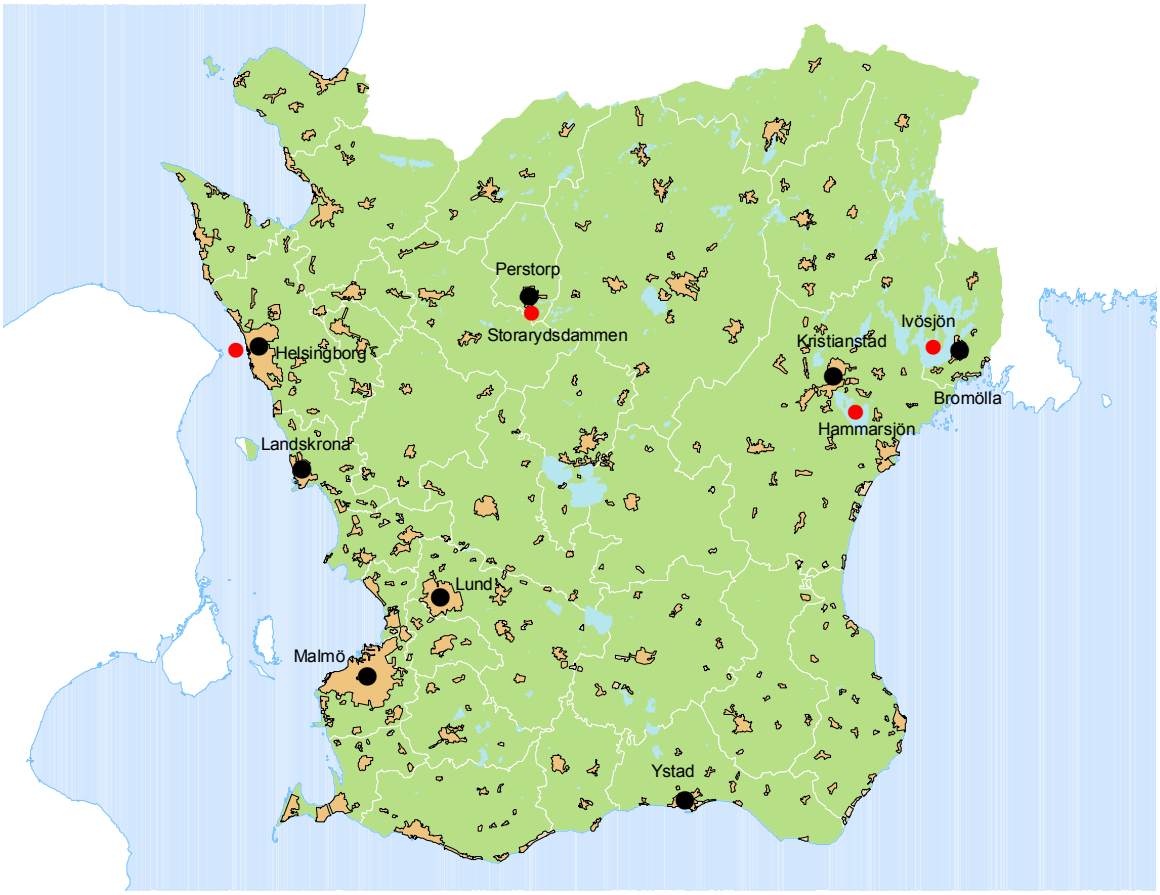
Institutet för miljömedicin, 2005, Karolinska institutet, Hälsoriskbedömningar, www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/ftalater.html , 2005-10-28.
Kemikalieinspektionen, Flödesanalys, www.kemi.se , Databaser> Flödesanalys, 2005-09-15.
Kemikalieinspektionen Giftfri miljö, www.kemi.se , Giftfri miljö> miljökvalitetsmålet Giftfri miljö > Trycksaker Giftfri miljö- miljökvalitetsmålet och delmålen, 2005-09-20.
Kemikalieinspektionen REACH, www.kemi.se, Lagar och regler> Faktablad från KemI> Reach – en ny kemikalielag för en giftfri framtid, 2005-10-24.
Miljömålsportalen, http://miljomal.nu/index.php > Miljömålen>16 miljömål>4 Giftfri miljö, 2005-09-09.
Miljöstyrelsen, 2001, www.mst.dk , Environmental and health assessment of Alternatives to Phtalates and to flexible PVC, Environmental Project 590, 2005-09-20.
Miljöstyrelsen, 2005, www.mst.dk, Siloxanes - Consumption, Toxicity and Alternatives, Environmental project no 1031, 2005-09-20.
Naturvårdsverket, 2005, http://www.naturvardsverket.se/ , miljöövervakning>miljögiftsamordning>screening, 2005-09-09.
Naturvårdsverket, Organiska miljögifter, 2005, http://www.naturvardsverket.se/ > föroreningar > Organsika miljögifter, 2005-12-15.
OSPAR, www.ospar.org/eng/html/welcome.html, Hazardous substances> The OSPAR list of substances of possible concern, 2005-10-24.
Pesticideinfo, 2005, www.Pesticideinfo.org , Pesticide Action Network Pesticide Database, Summary ecotoxicity ratings, 2005-12-02.
PVC forum, www.pvc.se , Om PVC > miljöaspekter, 2005-11-02.

Muntliga kontakter

Höglind, Lennart, Länsstyrelsen i Skåne län, 2006-01-13
Remberger Mikael, IVL, 2006-01-18
Åkerblom Magnus, Produktregistret, Kemikalieinspektionen, 2005

BILAGOR

Bilaga I. Karta över provtagningslokaler



Bilaga II. Ordlista

Androgena effekter	Påverkar manliga könshormonerna
BCF	Biokoncentrationsfaktor. Ett värde på koncentrationen av ett ämne i en organism jämfört med omgivande miljö.
Endokrina effekter	Hormonstörande effekter. Ämne som kan härma kroppsegna hormoner och på så sätt störa balansen.
Endpoint	Testvärde, mätpunkt. Ex: vid LC_{50}-värde är dödlighet endpoint.
Genotoxisk	En kemikalie som ger skador på det genetiska materialet, arvsmassan.
Halveringstid	Den tid det tar för ett ämne att brytas ner så att hälften av ämnet återstår.
HELCOM	Helsinki commission, arbetar för att skydda den marina miljön.
K_{ow}	Fördelningskoefficient mellan oktanol/vatten. Ett högt värde indikerar låg vattenlöslighet och att ämnet binder till organfas.
K_{oc}	Fördelningskoefficient för organiskt kol. Ett högt värde indikerar stark bindning till organiska partiklar.
$L(E)C_{50}$	LC_{50} är den koncentration där 50 % av testorganismerna (ex. Daphnia eller fisk) dör. EC_{50} är den koncentration där 50 % av testorganismerna påverkas av en i förväg bestämd effekt (ex. mobilitet, reproduktion).
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration. Den lägsta koncentration där en effekt noterats.
MATC	Maximal acceptable toxicant concentration. Geometriskt medelvärde mellan NOEC och LOEC.
MEC	Measured Environmental Concentration, uppmätt koncentration.
NOEC	No Observed Effect Concentration. Bestäms statistiskt. Den högsta koncentration för vilken en effekten inte markant skiljer sig från en kontrollen
OSPAR	OSPAR kommissionen har som uppgift att skydda Nordost Atlantens marina miljö.
PNEC	Predicted no Effect Concentration. Beräknad koncentration vid vilken man antar att den känsligaste organismen inte ska påverkas.
Taxonomisk	Taxonomi är vetenskapen om klassificering av organismer. Olika taxonomiska grupper är olika artgrupper.
Trofinivå	Nivå i näringskedjan

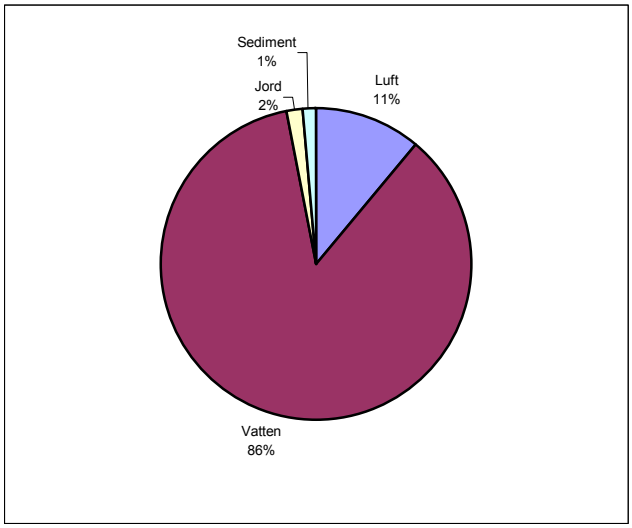
Bilaga III. Beräkningar enligt Mackays fugacitetsmodell

Luft-vatten		
H=P/C	0,37	Pa.m3/mol
Kaw=H/RT	1,52E-04	
Za (luft)=1/RT	0,00041	
Zw (vatten)=1/H	2,704	
Luftens densitet	1,21	

Andra faser	Jord	Sediment	
Densitet kg/m3	1500	1500	
Org. kol eller lipidinnehåll L g/g	0,02	0,04	
Koc eller Kllw	96,11	96,11	Koc=0,41*Kow
Kp=L*Koc el L*Klw	1,92	3,84	
Kpw=Kp*densitet/1000	2,88	5,77	
Zp=Kpw*Zw	7,798	15,596	

Mängd	100	kg	494,44	mol

Matris	**Luft**	**Vatten**	**Jord**	**Sediment**	**Tot**
Volym V m3	6,00E+09	7,00E+06	4,50E+04	2,10E+04	
Z mol/m3 Pa	0,00041	2,704E+00	7,798	15,596	
VZ mol/Pa	2,46E+06	18931418,10	3,51E+05	3,28E+05	2,21E+07
fugacitet f mängd mol/tot VZ	2,24E-05				
C=Z*f mol/m3	9,20E-09	6,058E-05	1,747E-04	3,494E-04	
m=CV mol	55,17	4,24E+02	7,86	7,34	
%	11,16	85,77	1,59	1,48	100,00



Bilaga IV. Detektionsgränser

Detektionsgränsen i slam (ng/g TS=torrsubstans) för ingående adipater i screeningen i Skåne 2004.[110]

Matris	Dietyladipat	Di-iso-butyladipat	Dibutyladipat	DEHA	Dioktyladipat	Didecyladipat
Slam	5	10	10	10	5	10

Detektionsgräns för ingående siloxaner i screeningen i Skåne 2004 i sediment (ng/g TS=torrsubstans) och fisk (ng/g FV=färskvikt).[111]

Matris	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M
Sediment	16-60	8-29	6-23	0.2-0.6	0.2-0.6	0.2-0.6	0.2-0.6
Fisk	5	5	5	0.4	0.3	0.4	0.5

Detektionsgränser (LOD=Limit of detection) för styrener.[112]

Matris	Oktaklorstyren	Monoklor- och bromstyrener
Sediment	0.2-2.4 ng/g TS	-
Slam	0.5-1.3 ng/g TS	1-26 ng/g
Fisk	2 ng/g lipid	-

[110] Results from screening 2004, adipates
[111] Results from Screening 2004, siloxanes
[112] Results from Swedish National Screening Programme 2004, styrenes

Bilaga V. Registrerad tillverkning och import i Sverige

Bransch			Antal företag	Antal produkter	Ämnes-kvantitet	Produkt-kvantitet
Totalt			**54**	**150**	**522.51**	**3502.16**
Di(2-etylhexyl)adipat (DEHA)			**47**	**136**	**487.11**	**3333.20**
	A01	Jordbruk, jakt och service i anslutning härtill	5	11	7.64	43.41
	A02	Skogsbruk och service till skogsbruk	5	8	8.98	363.55
	D15	Livsmedels- och dryckesvaruframställning				
	D18	Tillverkning av kläder; pälsberedning				
	D19	Garvning och annan läderberedning; tillverkning av reseeffekter, handväskor, skodon o.d.				
	D20	Tillverkning av trä och varor av trä, kork, rotting o.d. utom möbler	3	5	5.67	258.02
	D21	Massa-, pappers- och pappersvarutillverkning				
	D22	Förlagsverksamhet; grafisk produktion och reproduktion av inspelningar	3	39	20.97	663.30
	D24.15	Tillverkning av gödselmedel och kväveprodukter				
	D24.30	Tillverkning av färg, lack, tryckfärg m.m				
	D24.61	Sprängämnestillverkning				
	D24.66	Tillverkning av andra kemiska produkter utom konst				
	D25.1	Tillverkning av däck och slangar, regummering, annan gummitillverkning				
	D25.2	Tillverkning av plasthalvfabrikat, plastförpackningar, byggplastvaror, andra plastvaror	5	9	381.16	415.05
	D26.3	Tillverkning av keramiska golv- och väggplattor				
	D28	Tillverkning av metallvaror utom maskiner och apparater	4	7	1.15	19.11
	D28.5	Beläggning och överdragning av metall, metallegoarbeten				
	D29	Tillverkning av maskiner som ej ingår i annan underavdelning	3	3	2.17	22.55
	D31	Tillverkning av andra elektriska maskiner och artiklar				
	D34	Tillverkning av motorfordon, släpfordon och påhängsvagnar	3	5	7.05	424.44
	D35	Tillverkning av andra transportmedel				
	E40	El-, gas-, ång- och hetvattenförsörjning				
	F	Byggverksamhet	6	10	0.83	11.58
	G	Partihandel och detaljhandel (övrigt)				
	G50	Handel med och service av motorfordon; detaljhandel med drivmedel	6	9	4.95	149.94
	G50.2	Underhåll och reparation av motorfordon utom motorcyklar	3	4	0.05	372.18
	G50.3	Handel med reservdelar och tillbehör till motorfordon utom motorcyklar	3	5	1.25	15.65
	G50.5	Detaljhandel med drivmedel				
	G51.55	Partihandel med kemiska produkter				
	G52	Detaljhandel utom med motorfordon; reparation av hushållsartiklar och personliga artiklar	3	3	1.02	10.20

I	Transport, magasinering och kommunikation	3	3	0.03	344.57
L	Offentlig förvaltning och försvar				
Didecyladipat					
D35	Tillverkning av andra transportmedel				
Di-iso-butyladipat		**10**	**14**	**35.41**	**168.96**
D22	Förlagsverksamhet; grafisk produktion och reproduktion av inspelningar				
D24.30	Tillverkning av färg, lack, tryckfärg m.m	3	4	33.98	80.80
D24.61	Sprängämnestillverkning				
D25.2	Tillverkning av plasthalvfabrikat, plastförpackningar, byggplastvaror, andra plastvaror				
D29	Tillverkning av maskiner som ej ingår i annan underavdelning				
D31	Tillverkning av andra elektriska maskiner och artiklar				
D36	Tillverkning av möbler; annan tillverkning				
F	Byggverksamhet				
G52	Detaljhandel utom med motorfordon; reparation av hushållsartiklar och personliga artiklar				
G52.462	Butikshandel med färger, fernissor och lacker				
K	Fastighets- och uthyrningsversamhet, företagstjänster				
K74.7	Lokalvård, rengöring. Sanering och desinfektion, skorstensfejarverksamhet				

	Bransch	**Antal företag**	**Antal produkter**	**Ämnes-kvantitet**	**Produkt-kvantitet**
Totalt		**50**	**240**	**25.38**	**3953.35**
Oktametylcyklotetrasiloxan (D4)		**43**	**201**	**4.93**	**3383.14**
A01	Jordbruk, jakt och service i anslutning härtill				
D15	Livsmedels- och dryckesvaruframställning				
D17	Textilvarutillverkning	3	3	0.02	3.20
D18	Tillverkning av kläder; pälsberedning				
D19	Garvning och annan läderberedning; tillverkning av reseeffekter, handväskor, skodon o.d.				
D20	Tillverkning av trä och varor av trä, kork och rotting o.d. utom möbler				
D21	Massa-, pappers- och pappersvarutillverkning	4	4	0.01	10.30
D22	Förlagsverksamhet; grafisk produktion och reproduktion av inspelningar	7	8	0.02	195.80
D24.30	Tillverkning av färg, lack, tryckfärg m.m	4	10	0.30	25.10
D24.42	Tillverkning av läkemedel				
D24.5	Industri för rengöringsmedel och toalettartiklar				
D24.51	Tillverkning av tvål, såpa, tvättmedel och polermedel				
D24.52	Tillverkning av parfymer och	4	24	0.05	19.83

	toalettartiklar				
D24.66	Tillverkning av andra kemiska produkter utom konst				
D25.1	Tillverkning av däck och slangar, regummering, annan gummitillverkning				
D25.2	Tillverkning av plasthalvfabrikat, plastförpackningar, byggplastvaror, andra plastvaror				
D26.2	Tillverkning av keramiska produkter, utom icke eldfasta för byggändamål				
D26.6	Tillverkning av varor av betong, cement och gips				
D29	Tillverkning av maskiner som ej ingår i annan underavdelning	3	9	0.01	3.60
D31	Tillverkning av andra elektriska maskiner och artiklar				
D32	Tillverkning av teleprodukter				
D33	Tillverkning av precisionsinstrument, medicinska och optiska instrument samt ur				
D34	Tillverkning av motorfordon, släpfordon och påhängsvagnar				
D35	Tillverkning av andra transportmedel				
D36	Tillverkning av möbler;annan tillverkning				
F	Byggverksamhet				
G	Partihandel och detaljhandel (övrig)				
G50	Handel med och service av motorfordon;detaljhandel med drivmedel				
G50.2	Underhåll och reparation av motorfordon utom motorcyklar				
G50.3	Handel med reservdelar och tillbehör till motorfordon utom motorcyklar				
G50.5	Detaljhandel med drivmedel				
G51	Parti- och agenturhandel utom med motorfordon				
G51.55	Partihandel med kemiska produkter	3	4	0.12	2.30
G52	Detaljhandel utom med motorfordon; reparation av hushållsartiklar och personliga artiklar	3	3	0.47	8.40
G52.462	Butikshandel med färger, fernissor och lacker				
G52.496	Båt- och båttillbehörshandel				
I	Transport, magasinering och kommunikation				
O93.01	Industri- och instutionstvätt,konsumenttvätt				
Dekametylcyklopentasiloxan (D5)		**31**	**125**	**19.31**	**561.35**
D15	Livsmedels- och dryckesvaruframställning				
D17	Textilvarutillverkning				
D19	Garvning och annan läderberedning; tillverkning av reseeffekter, handväskor, skodon o.d.				
D21	Massa-, pappers- och pappersvarutillverkning				
D22	Förlagsverksamhet; grafisk produktion och reproduktion av inspelningar				

D24.30	Tillverkning av färg, lack, tryckfärg m.m.				
D24.5	Industri för rengöringsmedel och toalettartiklar				
D24.51	Tillverkning av tvål, såpa, tvättmedel och polermedel				
D24.52	Tillverkning av parfymer och toalettartiklar	5	26	7.38	21.33
D25.1	Tillverkning av däck och slangar, regummering, annan gummitillverkning				
D25.2	Tillverkning av plasthalvfabrikat, plastförpackningar, byggplastvaror, andra plastvaror				
D26.2	Tillverkning av keramiska produkter, utom icke eldfasta för byggändamål				
D26.6	Tillverkning av varor av betong, cement och gips				
D29	Tillverkning av maskiner som ej ingår i annan underavdelning				
D31	Tillverkning av andra elektriska maskiner och artiklar				
D32	Tillverkning av teleprodukter				
D35	Tillverkning av andra transportmedel				
F	Byggverksamhet	3	13	0.09	44.60
G50	Handel med och service av motorfordon; detaljhandel med drivmedel	3	9	1.18	12.20
G50.2	Underhåll och reparation av motorfordon utom motorcyklar				
G50.3	Handel med reservdelar och tillbehör till motorfordon utom motorcyklar	4	6	0.41	4.70
G50.5	Detaljhandel med drivmedel	3	8	1.45	52.54
G51	Parti- och agenturhandel utom med motorfordon				
G51.55	Partihandel med kemiska produkter				
G51.9	Övrig partihandel				
G52	Detaljhandel utom med motorfordon; reparation av hushållsartiklar och personliga artiklar	5	9	3.05	27.92
G52.462	Butikshandel med färger, fernissor och lacker				
G52.496	Båt- och båttillbehörshandel				
I	Transport, magasinering och kommunikation				
Dodekametylcyklohexasiloxan (D6)		**6**	**8**	**1.07**	**5.27**
D19	Garvning och annan läderberedning; tillverkning av reseeffekter, handväskor, skodon o.d.				
D24.52	Tillverkning av parfymer och toalettartiklar	4	5	1.07	3.97
D26.6	Tillverkning av varor av betong, cement och gips				
D35	Tillverkning av andra transportmedel				
Dekametyltetrasiloxan (MD2M)		**3**	**4**	**0.04**	**2.00**
D25.2	Tillverkning av plasthalvfabrikat, plastförpackningar, byggplastvaror, andra plastvaror				

D31	Tillverkning av andra elektriska maskiner och artiklar
G51.9	Övrig partihandel
G52	Detaljhandel utom med motorfordon; reparation av hushållsartiklar och personliga artiklar

Dodekametylpentasiloxan (MD3M)

D25.2	Tillverkning av plasthalvfabrikat, plastförpackningar, byggplastvaror, andra plastvaror

Bilaga VI. Mätdata för respektive ämnesgrupp, regional screening.

Adipater

County	Sample ID	Municipality	Site	Matrix	Sampling date	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate	Di-iso-octyl adipate	Di-iso-decyl adipate
Skåne	MR-3466	Bromölla	Bromölla STP	Sludge	040928	ng/g DW	<5	<10	<10	42	<5	<10	<50	<50
	MR-3459, MR-3460	Helsingborg	Öresundsverket STP	Sludge	040922	ng/g DW	<5	<10	<10	42	<5	<10	<50	<50
	MR-3514	Kristianstad	Kristianstad STP	Sludge	041005	ng/g DW	<5	<10	<10	95	<5	190	<50	<50
	MR-3489	Landskrona	Lundåkraverket STP	Sludge	040929	ng/g DW	<5	<10	<10	55	<5	93	<50	<50
	MR-3464	Lund	Källby STP	Sludge	040927	ng/g DW	<5	<10	<10	40	<5	<10	<50	<50
	MR-3456, MR-3457	Malmö	Sjölunda STP	Sludge	040922	ng/g DW	<5	11	<10	120	<5	<10	<50	<50
	MR-3623	Perstorp	Perstorp STP	Sludge	041026	ng/g DW	<5	<10	<10	45	<5	<10	<50	<50
	MR-3453, MR-3454	Ystad	Ystad STP	Sludge	040922	ng/g DW	<5	<10	<10	47	<5	<10	<50	<50

County	Sample ID	Municipality	Site	Matrix	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate	Di-iso-octyl adipate	Di-iso-decyl adipate
Dalarna	MR-3498	Avesta	Bäsingen	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
	MR-3478	Avesta	Krylbo STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	89	<5	<10	<50	<50
	MR-3540	Borlänge	Fagersta STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
	MR-3535	Mora	Venjan STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	110	<5	<10	<50	<50
	MR-3496	Mora	Lake Venjan	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
Gävleborg	MR-3584	Bollnäs	Bollnäs STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	43	<5	<10	<50	<50
	MR-3549	Gävle	Duvbacken STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	47	<5	<10	<50	<50
	MR-3846	Hudiksvall	Resselvans STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	25	<5	<10	<50	<50
	MR-3555	Sandviken	Sandviken STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	28	<5	<10	<50	<50
Jämtland	MR-3687	Berg	Berg STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	130	<5	<10	<50	<50
	MR-3619	Bräcke	Bräcke STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1500	<5	<10	<50	<50
	MR-3470	Härjedalen	Härjedalen STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	530	<5	<10	<50	<50
	MR-3574	Krokom	Krokom STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1400	<5	61	<50	<50
	MR-3586	Ragunda	Ragunda STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	580	<5	<10	<50	<50
	MR-3625	Strömsund	Strömsund STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1000	<5	<10	<50	<50
	MR-3469	Åre	Åre STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	2600	<5	<10	<50	<50

County	Sample ID	Municipality	Site	Matrix	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate	Di-iso-octyl adipate	Di-iso-decyl adipate
	MR-3472	Östersund	Östersund STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1300	<5	<10	<50	<50
Jönköping	MR-3731	Gislaved	Gislaveds STP, influent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3735	Gislaved	Gislaveds STP, effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3733	Gislaved	Gislaveds STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	300	<5	<10	<50	<50
Kalmar	MR-3804	Hultsfred	Virserum STP, influent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3805	Hultsfred	Virserum STP, effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3797	Hultsfred	Virserum STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	380	<5	<10	<50	<50
	MR-3798	Hultsfred	Virserum, recipient	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
	MR-3809	Hultsfred	Hultsfred STP, effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3810	Hultsfred	Hultsfred STP, influent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3799	Hultsfred	Hultsfred STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	270	<5	<10	<50	<50
	MR-3800	Hultsfred	Hulingen	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
	MR-3627	Oskarshamn	Mouth of river Emån	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
Stockholm	MR-3480	Botkyrka	Himmerfjärdsverket STP,effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3482,84,86	Botkyrka	Himmerfjärdsverket STP	Sludge	ng/g DW	1	<5	<10	<10	94	<5	<50	<50
	MR-3449	Hölö, Botkyrka or Nynäshamn	Himmerfjärden bay	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
	MR-3450	Hölö, Botkyrka or Nynäshamn	Himmerfjärden bay	Fish	ng/g fw	<10	<10	<10	17	<10	<10	<100	<100
	MR-3448	Södertälje	Lake St Envättern	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	11	<5	42	<50	<50
	MR-3451	Södertälje	Lake St Envättern	Fish	ng/g fw	<10	<10	<10	15	<10	<10	<100	<100
Värmland	MR-3711	Arvika	Arvika STP, effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3709	Arvika	Arvika STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	97	<5	<10	<50	<50
	MR-3580	Karlstad	Skåre STP effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3582	Karlstad	Skåre STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	35	<5	<10	<50	<50
	MR-3631	Kristinehamn	Kristinehamn STP, effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3629	Kristinehamn	Kristinehamn STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1200	<5	<10	<50	<50
	MR-3719	Säffle	Östby landfill, leachate	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3721	Säffle	Östby landfill	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
Västernorrland	MR-3754	Sundsvall	Tivoliverket	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	300	<5	<10	<50	<50
	MR-3726	Örnsköldsvik	Bodum STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1000	<5	<10	<50	<50
Västra Götaland	MR-3508	Lidköping	Lidköping STP, effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3510	Lidköping	Lidköping STP, primary	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1300	<5	<10	<50	<50

County	Sample ID	Municipality	Site	Matrix	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate	Di-iso-octyl adipate	Di-iso-decyl adipate
	MR-3512	Vara	Vara STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	110	<5	54	<50	<50
	MR-3474	Åmål	Åmål STP, effluent	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3476	Åmål	Åmål STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	1200	<5	<10	<50	<50
Östergötland	MR-3635	Finspång	Finspångs STP	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05		
	MR-3633	Finspång	Finspångs STP	Sludge	ng/g DW	<5	13	<10	0	<5	<10	<50	<50
	MR-3683	Finspång	Skuten	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
	MR-3728	Linköping	Linköping STP	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
	MR-3729	Linköping	Linköping STP	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	44	<5	<10	<50	<50
	MR-3685	Linköping	Roxen	Sediment	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<5	<10	<50	<50
	MR-3788	Norrköping	Häradsudden landfill	Water	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1

Siloxaner

County	Sample ID	Municipality	Site	Matrix	Sampling date	Unit	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M	*Sum D*	*Sum M*
	MR-3466	Bromölla	Bromölla STP	Sludge	040928	ng/g dw	190	14000	1900	<1	2.6	20	23	***16000***	***45***
	MR-3679	Bromölla	Ivösjön	Sediment	041019	ng/g dw	<60	<29	<23	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	-	-
	MR-3682	Bromölla	Ivösjön	Fish	041019	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	-	-
	MR-3459/60	Helsingborg	Öresundsverket STP	Sludge	040922	ng/g dw	450	12000	1200	<1	<1	5.8	20	***13000***	***26***
	MR-3706	Helsingborg	coast	Sediment	041103	ng/g dw	<16	<8	<6	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	-	-
	MR-3708	Helsingborg	coast	Fish	041015	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	-	-
	MR-3677	Kristianstad	Hammarsjön	Sediment	041019	ng/g dw	<20	<10	<8	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	-	-
Skåne	MR-3681	Kristianstad	Hammarsjön	Fish	041019	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	-	-
	MR-3514	Kristianstad	Kristianstad STP	Sludge	041005	ng/g dw	2300	21000	2500	5	22	27	38	***26000***	***92***
	MR-3489	Landskrona	Lundåkrav. STP	Sludge	040929	ng/g dw	270	6700	770	<1	<1	8.2	12	***7700***	***20***
	MR-3464	Lund	Källby STP	Sludge	040927	ng/g dw	130	9300	2100	<1	<1	5.8	20	***12000***	***26***
	MR-3456/57	Malmö	Sjölunda STP	Sludge	040922	ng/g dw	300	9800	1500	<1	<1	6.7	15	***12000***	***21***
	MR-3623	Perstorp	Perstorp STP	Sludge	041026	ng/g dw	<220	12000	1600	<0.5	<0.02	3.7	10	***14000***	***14***
	MR-3670	Perstorp	Storarydsdammen	Sediment	041022	ng/g dw	<28	<14	<10	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	-	-
	MR-3672	Perstorp	Storarydsdammen	Fish	041022	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	-	-
	MR-3453/54	Ystad	Ystad STP	Sludge	040922	ng/g dw	330	6800	420	<2	<3	5.2	22	***7500***	***27***

County	Sample ID	Site	Matrix	Unit	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M	*Sum D*	*Sum M*
Blekinge	MR-3468	Karlshamn STP	Sludge	ng/g DW	150	5000	900	<0.5	<0.5	6.0	6	***6100***	***12***
	MR-3462	Mörrum landfill	Water	µg/L	<0.07	<0.04	<0.04	0.0015	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***-***	***0.0015***
	MR-3537	Karlskrona STP	Sludge	ng/g DW	300	10000	1200	<0.5	<0.5	7.8	11	***12000***	***19***
	MR-3529	Volvo cars STP	Sludge	ng/g DW	<120	<28	<16	<0.5	<0.5	<0.5	3	***-***	***3***
	MR-3533	Angelskogs landfill	Water	µg/L	<0.07	<0.04	<0.04	0.058	0.00085	<0.0005	<0.0005	***-***	***0.059***
	MR-3538	Angelskogs landfill, Angleån	Water	µg/L	<0.07	<0.04	0.076	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.08***	***-***
	MR-3531	Ronneby STP	Sludge	ng/g DW	<250	7600	1100	<0.5	<0.5	6.8	8	***8700***	***15***
	MR-3487	Sölvesborg STP	Sludge	ng/g DW	230	7800	930	<1	2.8	7.3	<4	***8900***	***10***
Dalarna	MR-3498	Lake Bäsingen	Sediment	ng/g dw	<19	<9.3	<7.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	***-***	***-***
	MR-3501	Lake Bäsingen	Fish	ng/g WW	<5	<5	<5						***-***
	MR-3478	Krylbo STP	Sludge	ng/g DW	130	5300	430	<1	<1	1.4	8	***5800***	***10***
	MR-3540	Fagersta STP	Sludge	ng/g DW	590	54000	8400	<0.5	1.4	10	<3	***63000***	***12***
	MR-3535	Venjan STP	Sludge	ng/g DW	<470	6500	740	<0.5	<0.5	5.7	14	***7300***	***20***
	MR-3496	Lake Venjan	Sediment	ng/g dw	<47	<23	<18	<0.48	<0.48	<0.48	<0.48	***-***	***-***
	MR-3500	Lake Venjan	Fish	ng/g WW	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5		***-***
Gävleborg	MR-3584	Bollnäs STP	Sludge	ng/g DW	<280	6500	950	<0.5	6.4	37	120	***7500***	***163***
	MR-3549	Duvbacken STP	Sludge	ng/g DW	200	10000	1300	<0.5	<0.5	4.0	<4	***12000***	***4***
	MR-3846	Resselvans STP	Sludge	ng/g DW	490	19000	2000	<0.5	3.51	6.9	19	***21000***	***29***
	MR-3555	Sandviken STP	Sludge	ng/g DW	350	11000	1600	<2	<0.5	3.3	<4	***13000***	***3***
Jämtland	MR-3687	Myrviken STP	Sludge	ng/g DW	<150	2300	320	<0.5	<0.5	2.9	2	***2600***	***5***
	MR-3619	Bräcke STP	Sludge	ng/g DW	430	23000	2500	<0.5	6.9	7.0	26	***26000***	***40***
	MR-3470	Björnrike STP	Sludge	ng/g DW	<78	54	37	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	***91***	***<2***
	MR-3574	Hissmofors STP	Sludge	ng/g DW	370	14000	1700	<0.5	<0.5	4.0	11	***16000***	***15***
	MR-3586	Ragunda STP	Sludge	ng/g DW	210	3100	350	<0.5	<0.5	<0.5	2	***3700***	***2***
	MR-3625	Strömsund STP	Sludge	ng/g DW	260	12000	1200	<0.5	5.0	6.6	10	***13000***	***21***
	MR-3469	Åre STP	Sludge	ng/g DW	310	6500	1600	<0.5	<0.5	7.2	56	***8500***	***63***
	MR-3472	Östersund STP	Sludge	ng/g DW	<140	10000	2100	<0.5	<0.5	7.7	20	***12000***	***27***
Jönköping	MR- 3733	Gislaveds STP	Sludge	ng/g DW	<270	7200	1100	<0.5	<0.5	3.0	14	***8300***	***17***
	MR- 3735	Gislaveds STP	Water	µg/L	<0.07	1.1	0.27	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***1.37***	***-***
	MR-3731	Gislaveds STP	Water	µg/L	<0.07	0.051	0.23	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.28***	***-***
	MR- 3803	Gröpplebäcken	Sediment	ng/g DW	<16	17.2	<6.1	<0.16	<0.16	<0.16	<0.16	***17.2***	***-***

County	Sample ID	Site	Matrix	Unit	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M	*Sum D*	*Sum M*
	MR- 3802	Landsbro STP	Sludge	ng/g DW	<680	13000	1400	<0.5	<0.5	<0.6	15	***15000***	***15***
	MR- 3807	Landsbro STP	Water	µg/L	<0.06	<0.03	0.055	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.055***	**-**
	MR-3808	Landsbro STP	Water	µg/L	<0.06	<0.03	0.046	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.046***	**-**
	MR-3800	Hulingen	Sediment	ng/g DW	<44	<22	<17	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	**-**	**-**
	MR-3799	Hultsfred STP	Sludge	ng/g DW	<210	5400	790	<0.5	<0.5	4.1	12	***6200***	***16***
	MR-3809	Hultsfred STP	Water	µg/L	<0.07	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	**-**
Kalmar	MR-3810	Hultsfred STP	Water	µg/L	<0.08	0.21	0.069	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.28***	**-**
	MR-3798	Virserum	Sediment	ng/g dw	<6.9	<3.4	<2.6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	**-**	**-**
	MR-3805	Virserum STP	Water	µg/L	<0.06	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	**-**
	MR-3797	Virserum STP	Sludge	ng/g dw	380	5900	1200	<0.5	<0.5	12	9	***7500***	***21***
	MR-3804	Virserum STP	Water	µg/L	<0.08	0.099	0.076	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.18***	**-**
	MR-3627	Mouth of Emån	Sediment	ng/g dw	<12	<6	<5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	**-**	**-**
	MR-3480	Himmerfjärdsverket	Water	µg/L	<0.06	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	**-**
	MR-3482/84/86	Himmerfjärdsverket	Sludge	ng/g dw	140	6000	940	<1	<1	<1	8	***7100***	***8***
Stockholm	MR-3449	Himmerfjärden	Sediment	ng/g dw	<23	190	51	<0.2	<0.2	1.2	0.4	***240***	***1.6***
	MR-3450	Himmerfjärden	Fish	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-3448	St Envättern	Sediment	ng/g dw	<115	<57	<44	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	**-**	**-**
	MR-3451	St Envättern	Fish	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-3551	Flen STP	Sludge	ng/g dw	<130	570	170	<2	<0.5	<1	<3	***740***	***0***
	MR-3576	Gnesta STP	Sludge	ng/g dw	1100	10000	1500	<0.5	3.4	3.1	24	***13000***	***30***
	MR-3568	Eskilstuna STP	Sludge	ng/g dw	280	13000	2000	<0.5	<0.5	6.6	<4	***15000***	***7***
	MR-3578	Katrineholm STP	Sludge	ng/g dw	460	23000	6200	<0.5	<0.5	16	160	***30000***	***181***
Söder-manland	MR-3570	Nyköping STP	Sludge	ng/g dw	490	15000	2100	<0.5	4	17	37	***17000***	***58***
	MR-3637	Oxelösund STP	Sludge	ng/g dw	180	5800	680	<0.5	<0.5	4.3	5	***6600***	***9***
	MR-3572	Strängnäs STP	Sludge	ng/g dw	<260	9900	1200	<2	0.00	7.0	97	***11000***	***104***
	MR-3553	Vagnhärad STP	Sludge	ng/g dw	370	17000	1500	<2	<0.5	12	<3	***18000***	***12***
	MR-3557	Vingåker STP	Sludge	ng/g dw	410	13000	2100	<0.5	12	13	21	***16000***	***45***
Värmland	MR-3709	Vik STP	Sludge	ng/g DW	<300	5500	570	<0.5	<0.5	19	44	***6000***	***63***
	MR-3711	Vik STP	Water	µg/L	<0.06	<0.04	<0.04	0.0098	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.0098***	**-**
	MR-3502	Vänern, Åsfjorden	Sediment	ng/g DW	<28	37	196	<0.3	<0.3	<0.3	0.5	***230***	***0.5***
	MR-3506	Vänern, Åsfjorden	Fish	ng/g WW	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-3507	Vänern, Kattfjorden	Fish	ng/g WW	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**

County	Sample ID	Site	Matrix	Unit	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M	*Sum D*	*Sum M*
	MR-3504	Vänern, Kattfjorden	Sediment	ng/g DW	<23	<11	<8.8	<0.2	<0.2	<0.2	1.3	-	***1.3***
	MR-3580	Skåre STP	Water	µg/L	<0.06	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
	MR-3582	Skåre STP	Sludge	ng/g DW	340	19000	2000	<0.5	<0.5	8.3	16	***21000***	***25***
	MR-3629	Fiskartorpet STP	Sludge	ng/g DW	130	3400	400	<2	<3	<4	6	***4000***	***6***
	MR-3631	Fiskartorpet STP	Water	µg/L	<0.06	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
Västernorrland	MR-3754	Tivoliverket	Sludge	ng/g DW	<270	9700	1300	<0.5	<0.5	4.1	14	***11000***	***18***
	MR-3615	SCA Östrand	Sediment	ng/g DW	<16	<7.8	<6.0	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	-	-
	MR-3756	SCA Östrand	Water	µg/L	<0.07	0.059	0.15	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.21***	-
	MR-3726	Bodum STP	Sludge	ng/g DW	180	7400	1100	<0.5	<0.5	5.5	8	***8700***	***13***
Västra Götaland	MR-3508	Lidköping STP	Water	µg/L	<0.06	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
	MR-3510	Lidköping STP	Sludge	ng/g DW	1000	22000	1500	8.2	<1	20	23	***25000***	***52***
	MR-3512	Vara STP	Sludge	ng/g DW	350	6800	1100	2.2	9.0	8.8	11	***8200***	***31***
	MR-3474	Åmål STP	Water	µg/L	<0.06	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
	MR-3476	Åmål STP	Sludge	ng/g DW	<190	9300	1700	<0.5	<0.5	4.5	9	***11000***	***13***
Östergötland	MR-3633	Finspångs STP	Sludge	ng/g DW	<840	9100	1100	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	***10000***	-
	MR-3635	Finspångs STP	Water	µg/L	<0.07	<0.04	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
	MR-3683	Skuten	Sediment	ng/g DW	<28	26	<11	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	***26***	-
	MR-3728	Linköping STP	Water	µg/L	<0.06	<0.03	<0.04	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
	MR-3729	Linköping STP	Sludge	ng/g DW	220	10000	1400	<0.5	<0.5	13	19	***12000***	***32***
	MR-3685	Roxen	Sediment	ng/g DW	<45	<22	<17	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	-	-

Styrener

County	Sample ID	Sampling date	City	Site	Matrix	Unit	Octachloro-styrene	2-Chloro-styrene	3-Chloro-styrene	4-Chloro-styrene	Bromo-styrene
Skåne	MR-3453,-54	040922	Ystad	Ystad STP	Sludge	ng/g DW	<1.1	<19	<19	<19	<19
	MR-3456,-57	040922	Malmö	Sjölunda STP	Sludge	ng/g DW	<0.8	<21	<21	<21	<21
	MR-3459,-60	040922	Helsingborg	Öresundsv. STP	Sludge	ng/g DW	<0.8	<24	<24	<24	<24
	MR-3464	040927	Lund	Källby STP	Sludge	ng/g DW	<0.7	<26	<26	<26	<26
	MR-3466	040928	Bromölla	Bromölla STP	Sludge	ng/g DW	<0.7	<18	<18	<18	<18
	MR-3489	040929	Landskrona	Lundåkrav. STP	Sludge	ng/g DW	<0.9	<20	<20	<20	<20
	MR-3514	041005	Kristianstad	Kristianstad STP	Sludge	ng/g DW	<1.1	<6	<6	<6	<6
	MR-3623	041026	Perstorp	Perstorp STP	Sludge	ng/g DW	<1	<5	<6	<7	<8
	MR-3682	041019	Bromölla	Ivösjön	fish	ng/g lipid	<2				
	MR-3681	041019	Kristianstad	Hammarsjön	fish	ng/g lipid	<2				
	MR-3672	041022	Perstorp	Storarydsdammen	fish	ng/g lipid	<2				
	MR-3708	041015	Helsingborg	coast	fish	ng/g lipid	<2				
	MR-3679	041019	Bromölla	Ivösjön	Sediment	ng/g DW	<0.8	<	<	<	<
	MR-3706	041103	Helsingborg	coast	Sediment	ng/g DW	<0.2	<	<	<	<
	MR-3677	041019	Kristianstad	Hammarsjön	Sediment	ng/g DW	<0.4	<	<	<	<
	MR-3670	041022	Perstorp	Storarydsdammen	Sediment	ng/g DW	<0.6	<	<	<	<

County	Sample ID	Sampling date	City	Matrix	Unit	Octachloro-styrene	2-Chloro-styrene	3-Chloro-styrene	4-Chloro-styrene	Bromo-styrene
Dalarna	MR-3478	2004-09-29	Avesta	Sludge	ng/g DW	<0.7	<24	<24	<24	<24
	MR-3535	2004-10-06	Mora	Sludge	ng/g DW	<5	<10	<10	<10	<10
	MR-3540	2004-10-12	Borlänge	Sludge	ng/g DW	<0.6	<3	<3	<3	<3
	MR-3501	2004-09-29	Avesta	Fish	ng/g lipid	<2				
	MR-3500	2004-10-01	Mora	Fish	ng/g lipid	<2				
	MR-3498	2004-10-04	Avesta	Sediment	ng/g DW	<0.5	<	<	<	<
	MR-3496	2004-10-03	Mora	Sediment	ng/g DW	<2	<	<	<	<
Gävleborg	MR-3846	2004-12-07	Hudiksvall	Sludge	ng/g DW	<0.7	<3	<3	<3	<3
	MR-3549	2004-10-12	Gävle	Sludge	ng/g DW	<1	<4	<4	<4	<4
	MR-3555	2004-10-13	Sandviken	Sludge	ng/g DW	<0.9	<4	<4	<4	<4
	MR-3584	2004-10-20	Bollnäs	Sludge	ng/g DW	<1.2	<7	<7	<7	<7
Jönköping	MR 3855	2004-12-13	Eksjö	Water	ng/l	<1				

	MR 3803	2004-11-24	Vetlanda	Sediment	ng/g DW	<0.3	<	<	<	<
Kalmar	MR-3800	2004-11-24	Hultsfred	Sediment	ng/g DW	<0.3	<	<	<	<
	MR-3798	2004-11-24	Hultsfred	Sediment	ng/g DW	<0.2	<	<	<	<
	MR-3627	2004-10-27	Oskarshamn	Sediment	ng/g DW	<0.3	<	<	<	<
Stockholm	MR-3450	2004-09-01	Hölö, Botkyrka or Nynäshamn	Fish	ng/g lipid					
	MR-3451	2004-07-22	Södertälje	Fish	ng/g lipid					
	MR-3449	2004-09-01	Hölö, Botkyrka or Nynäshamn	Sediment	ng/g DW	<0.5	<	<	<	<
	MR-3448	2004-09-01	Södertälje	Sediment	ng/g DW	<2.4	<	<	<	<
	MR-3480		Botkyrka	Water	ng/l	<1.3	<	<	<	<
	MR-3482,84,86	2004-09-28/30	Botkyrka	Sludge	ng/g DW	<0.8	<24	<24	<24	<24
Söder-manland	MR-3693	2004-11-02	Eskilstuna	Sediment	ng/g DW	<0.4	<	<	<	<
	MR-3695	2004-11-02	Eskilstuna	Sediment	ng/g DW	<0.5	<	<	<	<
	MR-3699	2004-11-04	Oxelösund	Sediment	ng/g DW	<0.3	<	<	<	<
	MR-3697	2004-11-04	Strängnäs	Sediment	ng/g DW	<0.9	<	<	<	<
Värmland	MR-3582	2004-10-19	Karlstad	Sludge	ng/g DW	<1.3	<7	<7	<7	<7
	MR-3629	2004-10-26/28	Kristinehamn	Sludge	ng/g DW	<0.7	<12	<12	<12	<23
	MR-3709	2004-11-02	Arvika	Sludge	ng/g DW	<1.3	<6	<6	<6	<6
	MR-3631		Kristinehamn	Water	ng/l	<1.3	<	<	<	<
	MR-3711	2004-11-02	Arvika	Water	ng/l	<1.3	<	<	<	<
	MR-3580	2004-10-19	Karlstad	Water	ng/l	<1.3	<	<	<	<
Väster-norrland	MR-3588	2004-10-20	Örnsköldsvik	Sediment	ng/g DW	<0.2	<	<	<	<
	MR-3590	2004-10-20	Örnsköldsvik	Water	ng/l	<2.1	<	<	<	<
	MR-3591	2004-10-20	Örnsköldsvik	Water	ng/l	<2.0	<	<	<	<
Östergötland	MR-3633	2004-10-26	Finspång	Sludge	ng/g DW	<3.3	<18	<19	<20	<21
	MR-3673	2004-10-28	Finspång	Sludge	ng/g DW	<0.5	<1	<1	<1	<1
	MR-3729	2004-11-09	Linköping	Sludge	ng/g DW	<0.7	<4	<4	<4	<4
	MR-3854	Dec-04	Linköping	Fish	ng/g lipid	<2				
	MR-3857	Dec-04	Finspång	Fish	ng/g lipid	5.9				
	MR-3683	2004-10-29	Finspång	Sediment	ng/g DW	<1.3	<	<	<	<
	MR-3685	2004-10-21	Linköping	Sediment	ng/g DW	<0.7	<	<	<	<
	MR-3635	2004-10-27	Finspång	Water	ng/l	<1.3	<	<	<	<
	MR-3675	2004-10-28	Finspång	Water	ng/l	<1	<	<	<	<
	MR-3728	2004-11-09	Linköping	Water	ng/l	<1.3	<	<	<	<

Bilaga VII. Mätdata för respektive ämnesgrupp, nationell screening

Adipater

Luft

Sample ID	Site	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate
MR-3995	Råö	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-4058	Råö	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-4059	Råö	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-3996	Stenungsund	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-3997	Stenungsund	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-3998	Stenungsund	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-3989	Gislaved	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-3991	Gislaved	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-3993	Gislaved	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-4000	Stockholm	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-4002	Stockholm	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1
MR-4056	Stockholm	ng/m^3	<1	<2	<1	<23	<2	<1

Vatten

Sample ID	Matrix	Site	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate	Di-iso-octyladipate	Di-iso-decyl adipate
MR-3878	Surface water	Stenungsund, A1	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3766	Surface water	Nissan, downstream Gislaved	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3768	Surface water	Nissan, upstream Gislaved	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3770	Storm water	Gislaved	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3762	Influent	Henriksdal STP, Sickla	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3764	Effluent	Henriksdal STP	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3850	Influent, mun	Eslöv STP	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3851	Influent, ind	Eslöv STP	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3852	Effluent	Eslöv STP	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3703	Influent	Floda STP	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1

MR-3704	Effluent	Floda STP	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3928	Untreated leachate	Upplandsbro, Högbytorp landfill	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3926	Treated leachate	Upplandsbro, Högbytorp landfill	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1
MR-3758	Leachate	Borlänge, Högbytorp, compost	µg/L	<0.01	<0.05	<0.05	<0.2	<0.05	<0.05	<1	<1

Sediment och slam

Sample ID	Site	Matrix	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate	Di-iso-octyladipate	Di-iso-decyl adipate
MR-3750	Ö Gotlandsdjupet,	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	0.6	<5	<10	<50	<50
MR-3751	Ö Öland	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	2.1	<5	<10	<50	<50
MR-3752	Norrköpingsdjupet	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	<0.5	<5	<10	<50	<50
MR-3753	Ö Landsortsdjupet	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	1.8	<5	<10	<50	<50
MR-3559	Stockholm, Gälnan, 0-2 cm	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	56	<5	<10	<50	<50
MR-3872	Stenungsund, A1	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	500	<5	<10	<50	<50
MR-3874	Stenungsund, D7	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	3300	<5	<10	<50	<50
MR-3876	Stenungsund, E1	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	110	<5	<10	<50	<50
MR-3776	Gislaved, downstream	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	<24	<5	<10	<50	<50
MR-3772	Gislaved, upstream	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	<24	<5	<10	<50	<50
MR-3774	Gislaved	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	<24	<5	<10	<50	<50
MR-2535	Stockholm, Sicklasjön	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	740	<5	<10	<50	<50
MR-2539	Stockholm, Laduviken	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	140	<5	<10	<50	<50
MR-2541	Stockholm, Drevviken	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	110	<5	<10	<50	<50
MR-2530	Stockholm, Strömmen	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	170	<5	<10	<50	<50
MR-2547	Stockholm, Riddarfjärden	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	27	<5	<10	<50	<50
MR-2549	Stockholm, Fjäderholmarna	Sediment	µg/kg DW	<5	<10	<10	210	<5	<10	<50	<50
MR-3760	Henriksdal STP	Sludge	µg/kg DW	<5	<10	<10	100	<5	<10	<50	<50
MR-3848	Eslöv STP	Sludge	µg/kg DW	<5	<10	<10	110	<5	<10	<50	<50
MR-3701	Floda STP	Sludge	µg/kg DW	<5	<10	<10	40	<5	<10	<50	<50
MR-3733	Gislaved WTP	Sludge	µg/kg DW	<5	<10	<10	310	<5	<10	<50	<50

Fisk

Sample ID	Site	Species	Unit	Dietyl adipate	Di-iso-butyl adipate	Dibutyl adipate	DEHA	Dioctyl adipate	Didecyl adipate	Di-iso-octyl adipate	Di-iso-decyl adipate
MR-3639	Fladen	Herring	ng/g fw	<10	<10	<10	19	<10	<10	<100	<100
MR-3640	Ängsskärsklubb	Baltic herring	ng/g fw	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<100	<100
MR-3641	Landsort	Baltic herring	ng/g fw	<10	<10	<10	25	<10	<10	<100	<100
MR-3642	Utlängan	Herring	ng/g fw	<10	<10	<10	23	<10	<10	<100	<100
MR-3643	Väderöarna	Herring	ng/g fw	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<100	<100
MR-3644	Storöfjärden	Baltic herring	ng/g fw	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<100	<100
MR-4053	Stenungsund	Eelpout	ng/g fw	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<100	<100
MR-4054	Stenungsund	Eelpout	ng/g fw	<10	<10	<10	33	<10	<10	<100	<100
MR-4055	Stenungsund	Eelpout	ng/g fw	<10	<10	<10	17	<10	<10	<100	<100
MR-3892	Gislaved	Pike	ng/g fw	<10	<10	<10	33	<10	<10	<100	<100
MR-3893	Gislaved	Pike	ng/g fw	<10	<10	<10	12	<10	<10	<100	<100
MR-3894	Gislaved	Pike	ng/g fw	<10	<10	<10	32	<10	<10	<100	<100

Siloxaner

Category	Sample ID	Site	Matrix	Unit	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M	*Sum D*	*Sum M*
		Råö	Air	ng/m^3	78	9	<12	<20	<5	<5	<5	***87***	**-**
		Råö	Air	ng/m^3	35	30	11	<26	<5	<5	<5	***76***	**-**
		Råö	Air	ng/m^3	300	170	77	73	<6	<6	<6	***547***	***73***
	MR-3750	Ö Gotlandsdjupet	Sediment	ng/g dw	<22	<6	<3	<1	<1	<1	<1	**-**	**-**
Background	MR-3751	Ö Öland	Sediment	ng/g dw	<44	<11	<6	<1	<1	<1	<1	**-**	**-**
	MR-3752	Norrköpingsdjupet	Sediment	ng/g dw	<14	<4	<2	<1	<1	<1	<1	**-**	**-**
	MR-3639	V.Fladen	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-3640	Ängsskärsklubb	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-3641	Landsort	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
Potential point		Stenungsund	Air	ng/m^3	51	37	13	79	<5	<5	<5	***101***	***79***
		Stenungsund	Air	ng/m^3	120	95	27	44	<5	<5	<5	***242***	***44***

sources		Stenungsund	Air	ng/m^3	230	140	42	37	<6	<6	<6	***412***	***37***
	MR-3872	Stenungsund	Sediment	ng/g dw	<9	<7	<6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	**-**	**-**
	MR-3874	Stenungsund	Sediment	ng/g dw	<14	<7	<6	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	**-**	**-**
	MR-3876	Stenungsund	Sediment	ng/g dw	<18	<9	<7	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	**-**	**-**
	MR-3878	Stenungsund	Water	µg/L	<0.06	<0.03	0.038	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	***0.038***	**-**
	MR-3880	Stenungsund	Water	µg/L	<0.06	<0.03	<0.03	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	**-**
	MR-3882	Stenungsund	Water	µg/L	<0.06	<0.03	<0.03	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	**-**
	MR-4053	Stenungsund	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-4054	Stenungsund	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-4055	Stenungsund	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-4050	Sundsvallsbukten	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-4051	Sundsvallsbukten	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
	MR-4052	Sundsvallsbukten	Biota	ng/g ww	<5	<5	<5	<0.4	<0.3	<0.4	<0.5	**-**	**-**
Category	Sample ID	Site	Matrix	Unit	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M	***Sum D***	***Sum M***
		Stockvik	Air	ng/m3	71	19	<12	<19	<3	<3	<3	***90***	**-**
		Stockvik	Air	ng/m3	18	40	38	<19	<3	<3	<3	***96***	**-**
	MR-3600	Bay outside Stockvik 1	Sediment	ng/g dw	<11	<6	<5	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	**-**	**-**
	MR-3601	Bay outside Stockvik 1	Sediment	ng/g dw	<22	<11	<10	<0.3	<0.3	0.9	1.7	**-**	***2.6***
	MR-3603	Bay outside Stockvik 2	Sediment	ng/g dw	<11	<6	<5	<0.2	<0.2	<0.2	<0.3	**-**	**-**
	MR-3604	Bay outside Stockvik 2	Sediment	ng/g dw	<12	<6	<6	<0.2	<0.2	<0.2	0.7	**-**	**-**
	MR-3612	Akzo-Nobel Stockv. STP	Water	µg/L	<0.06	<0.03	<0.06	0.00063	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	***0.00063***
	MR-3613	Akzo-Nobel Stockvik	Water	µg/L	<0.06	<0.03	<0.06	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	**-**
	MR-3610	Bay outside Stockvik	Water	µg/L	<0.06	<0.03	<0.06	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	**-**	**-**
Diffuse sources		Hudiksvallsgatan 2	Air	ng/m3	84	54	21	<19	<3	<3	<3	***160***	**-**
		Hudiksvallsgatan 2	Air	ng/m3	<23	<13	<12	<26	<3	<3	<3	**-**	**-**
		Hudiksvallsgatan 2	Air	ng/m3	97	<13	<12	<26	<3	<3	<3	***97***	**-**
	MR-3760	Henriksdal STP	Sludge	ng/g DW	280	22000	3100	<2	<2	16	46	***25000***	***62***
	MR-3790	Gässlösa STP	Sludge	ng/g DW	310	10000	2400	<2	<2	8	24	***13000***	***32***
	MR-3867	Ryaverket STP	Sludge	ng/g DW	430	19000	2600	<2	<2	13	40	***22000***	***53***

Styrener

	Sample ID	City	Matrix	Sampling date	Unit	Octachloro-styrene	2-Chloro-styrene	3-Chloro-styrene	4-Chloro-styrene	Bromo-styrene
Background	RA-01A	Råö	Air	2003-12-29-2004-01-26 (MS 04-11-16)*	ng/m3	0.00031	<13	<13	<13	<13
	RA-05A	Råö	Air	2004-05-03-2004-06-01 (MS 04-11-23)*	ng/m3	0.00051	<13	<13	<13	<13
	RA-08A	Råö	Air	2004-08-09-2004-09-06 (MS 04-11-30)*	ng/m3	0.00054	<17	<17	<17	<17
	RA-11A	Råö	Air	2004-11-01-2004-11-29	ng/m3	0.00038				
	Pallas-01A	Pallas	Air	2004-01-19-2004-01-26 (MCIS 05-03-09)*	ng/m3	0.00056	<20	<20	<20	<20
	Pallas-05A	Pallas	Air	2004-05-24-2004-05-30 (MCIS 05-03-23)*	ng/m3	0.00082	<20	<20	<20	<20
	Pallas-08A	Pallas	Air	2004-08-16-2004-08-23 (MCIS 05-03-29)*	ng/m3	0.00072	<20	<20	<20	<20
	Pallas-11A	Pallas	Air	2004-11-22-2004-11-29	ng/m3	0.00042				
	RA-01D	Råö	Deposition	2003-12-29-2004-02-02	ng / m2 day	<0.03				
	RA-05D	Råö	Deposition	2004-04-26-2004-06-01	ng / m2 day	<0.03				
	RA-08D	Råö	Deposition	2004-07-26-2004-08-30	ng / m2 day	<0.03				
	RA-11D	Råö	Deposition	2004-11-03-2004-11-29	ng / m2 day	<0.04				
	Pallas-01D	Pallas	Deposition	2004-01-19-2004-01-26	ng / m2 day	<0.15				
	Pallas-05D	Pallas	Deposition	2004-05-24-2004-05-30	ng / m2 day	<0.15				
	Pallas-08D	Pallas	Deposition	2004-08-16-2004-08-23	ng / m2 day	<0.15				
	Pallas-11D	Pallas	Deposition	2004-11-22-2004-11-29	ng / m2 day	<0.15				
	MR-3750	Ö Gotlandsdjupet	Sediment	2004	ng/g DW	<1				
	MR-3751	Ö Öland	Sediment	2004	ng/g DW	<1				
	MR-3752	Norrköpingsdjupet	Sediment	2004	ng/g DW	<1				
	MR-3753	Ö Landsortsdjupet	Sediment	2004	ng/g DW	<1				
	MR-3639	W.Fladen	Biota	2004-11-01	ng/g lipid	<0.4				
	MR-3640	Ängsskärsklubb	Biota	2004-11-01	ng/g lipid	0.54				
	MR-3641	Landsort	Biota	2004-11-01	ng/g lipid	0.45				
	MR-3642	Utlängan	Biota	2004-11-01	ng/g lipid	1.3				
	MR-3643	Väderöarna	Biota	2004-11-01	ng/g lipid	<0.3				
	MR-3644	Storöfjärden	Biota	2004-11-01	ng/g lipid	1.3				
Potential point source	Älmhult-1	Älmhult	Air	2004-11-17 - 2004-12-01 (MS 04-11-22)*	ng/m3	<0.01	<13	<13	<13	<13
	Älmhult-2	Älmhult	Air	2004-12-01 - 2004-12-15 (MS 04-12-10)*	ng/m3	<0.01	<13	<13	<13	<13
	Älmhult-3	Älmhult	Air	2004-12-15 - 2004-12-29 (MS 04-12-22)*	ng/m3	<0.01	<13	<13	<13	<13
	MR- 3785	Älmhult	Water	2004-11-18	ng/l	<1.1				
	MR-3784	Älmhult	Water	2004-11-18	ng/l	<1.4				
	MR-3787	Älmhult	Water	2004-11-18	ng/l	<1.1				
	MR-3778	Älmhult	Sediment	2004-11-18	ng/g DW	<1				
	MR-3780	Älmhult	Sediment	2004-11-18	ng/g DW	<1				
	MR-3782	Älmhult	Sediment	2004-11-18	ng/g DW	<1				

	MR-3834	Älmhult	Biota	Autumn 2004	ng/g lipid	<2				
	MR-3835	Älmhult	Biota	Autumn 2004	ng/g lipid	<2				
	MR-3836	Älmhult	Biota	Autumn 2004	ng/g lipid	<2				
	Sundsv-1	Sundsvall	Air	2004-10-22 - 2004-11-04 (MCIS 04-10-25)*	ng/m3	<0.01	<11	<11	<11	<11
	Sundsv-2	Sundsvall	Air	2004-11-04 - 2004-11-18 (MCIS 04-11-11)*	ng/m3	<0.01	<7	<7	<7	<7
	Sundsv-3	Sundsvall	Air	2004-11-24 - 2004-12-02 (MCIS 04-11-24)*	ng/m3	<0.01	<9	<9	<9	<9
	MR-3593	Sundsvall	Sediment	2004-10-21	ng/g DW	<1				
	MR-3594	Sundsvall	Sediment	2004-10-21	ng/g DW	<1				
	MR-3595	Sundsvall	Sediment	2004-10-21	ng/g DW	<1				
	MR-3596	Sundsvall	Sediment	2004-10-21	ng/g DW	<1				
	MR-3597	Sundsvall	Sediment	2004-10-21	ng/g DW	<1				
	MR-3598	Sundsvall	Sediment	2004-10-21	ng/g DW	<1				
	MR-3608	Sundsvall	Water	2004-10-21	ng/l	<1.3				
	MR-3606	Sundsvall	Water	2004-10-21	ng/l	<2.5				
	MR-4050	Sundsvallsbukten	Biota	2004-10-21	ng/g lipid	3.2				
	MR-4051	Sundsvallsbukten	Biota	2004-10-21	ng/g lipid	1.6				
	MR-4052	Sundsvallsbukten	Biota	2004-10-21	ng/g lipid	<1				
	MR-3760	Henriksdal	Sludge	2004-11-16	ng/g DW	<1	<20	<20	<20	<20
	MR-3848	Eslöv	Sludge	2004-12-07	ng/g DW	<1	<10	<10	<10	<25
	MR-3701	Floda	Sludge	2004-11-08	ng/g DW	<1	<10	<10	<10	<10
	Sthlm-1	Stockholm	Air	2004-11-08 - 2004-11-22 (MS 04-11-18)*	ng/m3	<0.01	<10	<10	<10	<10
	Sthlm-2	Stockholm	Air	2004-11-22 - 2004-12-06 (MS 04-12-03)*	ng/m3	<0.01	<10	<10	<10	<10
	Sthlm-3	Stockholm	Air	2004-12-06 - 2004-12-20 (04-12-06)*	ng/m3	<0.01	<10	<10	<10	<10
Diffuse sources	MR-4012	Stockholm	Deposition	2004-11-08 – 2004-12-06	ng / m2 day	<0.04				
	MR-4013	Stockholm	Deposition	2004-12-04 – 2005-01-03	ng / m2 day	<0.04				
	MR-4014	Stockholm	Deposition	2005-01-03 – 2005-02-01	ng / m2 day	<0.04				
	MR-2535	Stockholm	Sediment		ng/g DW	<2				
	MR-2539	Stockholm	Sediment		ng/g DW	<3				
	MR-2541	Stockholm	Sediment		ng/g DW	<2				
	MR-2530	Stockholm	Sediment		ng/g DW	<2				
	MR-2547	Stockholm	Sediment		ng/g DW	<1				
	MR-2549	Stockholm	Sediment		ng/g DW	<2				

I dagens samhälle används en stor mängd olika kemiska ämnen. Många av dessa kommer ut i miljön där de kan orsaka stor skada. Genom att kartlägga förekomsten av kemiska ämnen i miljön ökar möjligheten att kunna begränsa användningen av farliga ämnen. I denna rapport redovisas resultaten av den miljögiftsscreening som genomfördes i Skåne 2004. Ett stort antal olika organiska ämnen analyserades i bland annat fisk och slam från reningsverk. Resultaten visar på en förhöjd belastning av flera av dessa ämnen. Rapporten är del 2 av 2 om screening i Skåne 2004.

www.m.lst.se

LÄNSSTYRELSEN
I SKÅNE LÄN

Östra Boulevarden 62 A, 291 86 Kristianstad
Kungsgatan 13, 205 15 Malmö
Tel 044/040-25 20 00, Fax 044/040-25 21 10
Epost lansstyrelsen@m.lst.se
www.m.lst.se