

# DekaBDE

– rapport från ett regeringsuppdrag

# **DekaBDE**

**– rapport från ett regeringsuppdrag**

ISSN: 0284 -1185

Best.nr. 360 927

Sundbyberg, mars 2009

Utgivare: Kemikalieinspektionen©

Beställningsadress: CM-Gruppen, Box 11063, 161 11 Bromma

Tel: 08-5059 33 35, fax 08-5059 33 99, e-post: kemi@cm.se

Rapporten finns som nedladdningsbar pdf på [www.kemi.se](http://www.kemi.se)

## Förord

Denna rapport är en redovisning av ett uppdrag från regeringen. Uppdraget var att sammanställa den senaste forskningen kring miljö och hälsorisker med dekaBDE, samt följa hur näringsliv och offentlig sektor arbetat med substitution av dekaBDE.

Uppdraget har utförts som ett projekt inom Kemikalieinspektionens avdelningar för Reach, Miljömål och Tillsyn, samt det juridiska sekretariatet. Följande personer har deltagit i utredningen; Bert-Ove Lund (projektledare), Ulla Falk och Eva Ljung (användning och alternativ), Anna Wik och Lars Andersson (riskbedömning), samt Christina Bouvin (juridik).

Uppdraget har bedrivits i dialog med en referensgrupp bestående av berörda myndigheter, företag, och branschorganisationer. Referensgruppen har bidragit med kunskap om hur och i vilken omfattning dekaBDE fortfarande används, möjliga alternativ till dekaBDE, samt hur substitution kan erhållas, t.ex. vid offentlig upphandling. Underlag har utan framgång även efterfrågats från den europeiska branschorganisation för bromerade flamskyddsmedel som administrerar den ytterligare testning och datagenerering som ålagts industrin inom ramen för existerande ämnesdirektivet.

Sundbyberg den 25 mars 2009

# Innehållsförteckning

<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>3</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>5</b>
<b>1. INLEDNING</b>	<b>6</b>
1.1 UPPDRAGET	6
1.2 TOLKNING OCH AVGRÄNSNING AV UPPDRAGET	7
<b>2. ANVÄNDNING AV DEKABDE I EU OCH SVERIGE</b>	<b>7</b>
2.1 EU	7
2.2 SVERIGE	8
2.3 BRANDSKYDDSKRAV OCH TESTNING	9
<b>3. STATUS FÖR DEN SENASTE RISKBEDÖMNINGEN AV DEKABDE PÅ EU-NIVÅ, KEMI:S KOMMENTARER TILL COM OCH MS, SAMT BEFINTLIGA REGLERINGAR</b>	<b>9</b>
3.1 SAMMANFATTNING AV DEN SENASTE EU-RISKBEDÖMNINGEN	10
3.2 EU-DISKUSSIONER PÅ TEKNISK NIVÅ	10
3.3 EU-DISKUSSIONER PÅ POLICYNIVÅ (MELLAN EU-LÄNDERNAS KOMPETENTA MYNDIGHETER)	11
<b>4. PÅGÅENDE STUDIER OCH FORSKNING</b>	<b>11</b>
4.1 MILJÖÖVERVAKNING	11
4.2 HUMAN EXPONERING	11
4.3 STATUS FÖR DEN NEUROTOXIKOLOGISKA STUDIE SOM PÅGÅR I EU	11
4.4 SAMMANFATTNING AV KUNSKAPSLÄGET FÖR MILJÖ- OCH HÄLSORISKERNA MED DEKABDE I RELATION TILL ”SENASTE EU-RISKBEDÖMNINGEN”	12
<b>5. SPRIDNING TILL MILJÖN</b>	<b>13</b>
<b>6. EN SAMMANSTÄLLNING ÖVER ALTERNATIVEN TILL DEKABDE GRUPPERADE UTIFRÅN KUNSKAP OM DERAS HÄLSO- OCH MILJÖFARLIGHET</b>	<b>13</b>
<b>7. SUBSTITUTION I SVERIGE</b>	<b>14</b>
<b>8. ANALYS AV MÖJLIGHETERNA ATT VID OFFENTLIG UPPHANDLING VÄLJA LÄMPLIGA ALTERNATIV TILL DEKABDE</b>	<b>17</b>
8.1 MILJÖANPASSAD OFFENTLIG UPPHANDLING	17
8.2 DEKABDE OCH OFFENTLIG UPPHANDLING	20
8.3 POSITIV MILJÖMÄRKNING	21
<b>9. SLUTANALYS AV KUNSKAPSLÄGET FÖR MILJÖ- OCH HÄLSORISKERNA OCH AV MÖJLIGHETERNA ATT ANVÄNDA ALTERNATIV TILL DEKABDE I SAMHÄLLET</b>	<b>22</b>
<b>BILAGA 1</b>	<b>25</b>
HÄLSO- OCH MILJÖDATA	25
<b>BILAGA 2</b>	<b>44</b>
ALTERNATIV	44
<b>BILAGA 3</b>	<b>51</b>
IMPORT I VAROR - AVFALL	51
<b>BILAGA 4</b>	<b>55</b>
REFERENSGRUPPEN	55

## Sammanfattning

DekaBDE är ett potentiellt PBT-ämne, och Kemikalieinspektionen anser att de nya forskningsdata som framkommit styrker de misstankar som finns om persistens, bioackumulering och toxicitet. Dessa misstankar i kombination med relativt oförändrade halter dekaBDE de senare åren i rovfåglar och i miljön gör att Kemikalieinspektionen fortsatt kommer att vara aktiv i den riskbedömning av dekaBDE som pågår i EU. P.g.a. en för närvarande minskande användning av dekaBDE förväntas en minskande exponering av människa och miljön. Därför föreslås inga ytterligare omedelbara åtgärder, men det är viktigt att följa hur exponeringen utvecklas för att vid behov föreslå åtgärder.

DekaBDE används huvudsakligen i olika varor, och följer därför de internationella varuströmmarna. Den största användningen, i plaster i elektronik, kan komma att kraftigt begränsas både i importerade varor och vid svensk tillverkning genom EU:s RoHS-direktiv. Det finns dock farhågor om att omfattningen av RoHS-direktivet kan bli mindre för de produktkategorier som ingår. Vid översynen av direktivet är det därför viktigt att arbeta för att så inte sker. Den införsel av dekaBDE som kommer att kvarstå i Sverige om dekaBDE inte används i elektriska och elektroniska produkter gäller möbler, specialtextilier, storskaliga fasta industriverktyg, medicintekniska produkter, övervaknings- och kontrollinstrument samt fortskaffningsmedel såsom bilar och flygplan. I översynen föreslås medicintekniska produkter och övervaknings- och kontrollinstrument att inkluderas.

För flera av dessa användningsområden finns potentiellt användbara alternativ, så substitution av dekaBDE är möjlig. Det måste dock i varje enskilt fall undersökas vilket/vilka alternativ som fungerar i den specifika polymeren under de förhållanden som råder i den specifika applikationen och i fullskalig produktion. Detta är en komplicerad process, och det är bara industrin själva som har kompetens och möjlighet att genomföra detta utvecklingsarbete. Svensk textilindustri och viss elektronikindustri har redan genomfört detta pro-aktiva arbete, medan det pågår i bilindustrin. Industriell användningen av dekaBDE i produktion av textilier och elektronik kan leda till gränsöverskridande luftemissioner av dekaBDE, och till emissioner i Sverige direkt från varorna och från avfallsledet. Merparten av allt elektronikavfall insamlas i Sverige och går igenom återvinningscentraler innan huvuddelen av det dekaBDE-innehållande elektronikavfallet förbränns, och i förbränningen torde dekaBDE destrueras. DekabDE kan också hamna på deponier, och mätbara koncentrationer dekaBDE finns ofta i lakvatten från deponier. Mängden dekaBDE som deponeras kommer troligen att minska med tiden framför allt som en följd av utbyggd kapacitet att förbränna organiskt avfall och som en effekt av RoHS-direktivets förbud mot att använda dekaBDE i elektriska och elektroniska produkter. Avfall är en potentiell källa för emissioner till miljön av dekaBDE och bromerade dibensofuraner om det inte hanteras på föreskrivet sätt, inkluderande brandsäker lagring av avfall.

Substitutionstryck kan skapas via miljöanpassad offentlig upphandling. DekabDE kan komma in i landet via import, men Miljöstyrningsrådets kriteriedokument för både textilier och möbler har som skall-krav att dekaBDE inte ska ingå i varorna. Om kriteriedokumentet används vid offentlig upphandling så borde import av dekaBDE-innehållande möbler och textilier inte förekomma i den offentliga sektorn. Detta förutsätter dock att inköparna informeras om kriteriedokumentet och får förståelse för de miljökrav som ställs. Det finns också anledning att undersöka hur svenska miljökrav också kan drivas via EU:s system för offentlig upphandling (Green Public Procurement). Detta skulle kunna leda till större miljövinster och konkurrensneutralitet mellan svenska och utländska företag.

Det är viktigt hur brandskyddskrav, standarder och brandtester utformas, när det gäller användningen av kemiska flamskyddsmedel. Industrin har på detta område gjort viktiga insatser men det är angeläget att också brandskyddsmyndigheter deltar i detta utvecklingsarbete.

## Summary

DecaBDE is a potential PBT-substance and, based on recent research data, the Swedish Chemicals Agency concludes that the suspicions about persistence, bioaccumulation, and developmental toxicity have been strengthened. Because of these suspicions and the relatively unchanged levels in recent years of decaBDE in birds of prey and in the environment, the Swedish Chemicals Agency will remain active in the continuing EU assessment of decaBDE. A reduction of exposure to humans and the environment is expected because of a decline in the use of decaBDE. Therefore, no further immediate actions are proposed. It is, however, important to follow future trends of exposure and, if needed, to propose measures.

DecaBDE is mainly used in different articles and, thus, follows the international trade flows. Its biggest use, in plastics for electronics, will decrease both in imported articles and in Swedish manufacturing by applying the EU RoHS Directive. There are, however, concerns that the scope of the RoHS Directive will be reduced for the product categories included. In the upcoming revision of the RoHS Directive it is, thus, important to work against such a reduction. The remaining import of decaBDE to Sweden includes furniture, certain textiles, large-scale stationary industrial tools, medical devices, measurement and control instruments, and vehicles such as cars and airplanes. In the revision medical devices and measurement and control instruments are proposed to be included in the scope of the directive.

Potential alternatives exist for several of these applications, which mean that decaBDE can be substituted. In each case it is, however, necessary to investigate what alternative that functions in the specific polymer, under the prevailing conditions in the specific application, and in full-scale production. This is a complicated process and it is only companies themselves that have the competence and the possibility to carry out this development. Swedish textile industry and part of the electronics industry have already undertaken this pro-active work, while the automotive industry is working on substitution. Industrial use of decaBDE in the production of textiles and electronics may lead to transboundary air pollution of decaBDE and to emissions in Sweden, either directly from the articles or during the disposal stage. Most of the electronic waste is collected in Sweden and goes through recycling centers before the main part of the electronic waste that contains decaBDE is incinerated. It is anticipated that decaBDE is destroyed during incineration. DecaBDE could also end up in landfills and measurable levels of decaBDE are often detected in landfill leachates. The amount of decaBDE that is put on landfills will probably decrease with time mainly because the increasing capacity to incinerate organic waste and also as a result of the RoHS Directive, which regulates the use of decaBDE in electric and electronic equipment. Unless properly handled, waste including storage of waste is a potential source for emissions of decaBDE and brominated dibenzofurans to the environment.

Incentives for substitution could be created through green public procurement. DecaBDE may enter the country through imported articles, but the Swedish Environmental Management Council has developed procurement criteria, for both textiles and furniture, saying that these articles must not contain decaBDE. If these criteria documents are used in public procurements, no import of furniture or textiles containing decaBDE should take place to the public sector. A pre-requisite for this, however, is that purchasers are informed about the criteria documents and understand the environmental requirements.

There is also reason to examine the possibility to pursue Swedish environmental criteria through the EU Green Public Procurement process. This could lead to environmental benefits and to competitive neutrality between Swedish and foreign companies.

# 1. Inledning

## 1.1 Uppdraget

Regeringen upphävde den 8 maj 2008 det nationella förbudet mot dekaBDE. Det nationella förbudet omfattade bl.a. textilier och möbler (andra varor än fordon och den elektronik som omfattas av RoHS) och hade varit i kraft sedan den 1 januari 2007. Regeringen ansåg att all användning av dekaBDE bör regleras på EU-nivå och att EU-regler får större effekt från miljö- och hälsosynpunkt än ett nationellt förbud och bidrar samtidigt till den fria rörligheten för varor och tjänster på EU:s inre marknad. Regeringen gav därför i uppdrag åt Kemikalieinspektionen att verka för att riskbedömningen av dekaBDE fortgår inom EU, att bygga upp ytterligare kunskap om dekaBDE samt aktivt delta i riskbedömningen. Kemikalieinspektionen ska också ha en dialog med näringsliv och offentlig sektor om alternativ till dekaBDE och användningen av dessa.

Nedan följer texten som den lyder i regeringens uppdrag till Kemikalieinspektionen.

*”Sammanställa den senaste forskningen om miljö- och hälsorisker med dekaBDE. Det inbegriper att följa upp och granska resultaten från den miljöövervakning och den neurotoxikologiska studie som pågår i EU samt resultaten av svensk och internationell forskning. KemI ska granska den gällande riskbedömningen av dekaBDE och lämna relevanta synpunkter till COM och MS.*

*KemI ska ha en dialog med berörda delar av näringslivet och offentlig sektor om alternativ till decaBDE och användningen av dessa. Den ska omfatta dels att ta fram underlag och informera företag och offentlig sektor om från miljö- och hälsosynpunkt lämpliga alternativ till decaBDE, dels se över möjligheterna för offentlig sektor att vid offentlig upphandling välja lämpliga alternativ. KemI ska vid behov även stödja tillämpningen av produktvalsprincipen för att ersätta dekaBDE med lämpliga alternativ, bland annat i de fall företag tidigare medgivits dispens.*

*KemI ska lämna en rapport till regeringen om den senaste riskbedömningen av dekaBDE på EU-nivå, det senaste kunskapsläget om miljö- och hälsoriskerna med decaBDE och på vilket sätt offentlig sektor och företag kan använda alternativ till decaBDE. Vid behov ska KemI föreslå åtgärder som regeringen kan vidta inom EU för att minska riskerna med decaBDE.*

*Uppdraget ska genomföras i nära samråd med NV, andra berörda myndigheter, universitet och högskolor, organisationer, kommuner och företag.” (KemI dnr. 2008/922; Regeringen dnr M2008/2058/Kk)*

## 1.2 Tolkning och avgränsning av uppdraget

När det gäller att utvärdera och sammanställa den senaste forskningen om miljö- och hälsorisker med dekaBDE, kommer relevant ny litteratur som publicerats efter den senaste uppdateringen av EU:s dekaBDE-riskbedömning att utvärderas (2007-2008). Rapporten innehåller mycket korta referat av alla de relevanta studier som gjorts, samt vår analys av om, och i så fall hur, de kan påverka EU-riskbedömningen. Då det är tveksamt om den neurotoxikologiska studie som pågår i EU kommer att bli tillgänglig inom den tidsram vi har för denna rapport, kan denna studie inte utvärderas inom ramen för uppdraget.

Genomgången av lämpliga alternativ till dekaBDE kommer att baseras på tidigare publicerade rapporter från KemI och andra länder, men i dialog med samhället utreds dessutom hur dekaBDE används i Sverige och hur substitutionen fungerat i Sverige.

Dialogen sker genom en bred referensgrupp som träffas två gånger under projektiden. Gruppen har bestått av alla de intressenter (framför allt branschorganisationer) som tidigare deltagit i referensgruppen som varit kopplade till flamskyddsmedelsuppdrag, vissa specifika företag, andra relevanta myndigheter, och Stockholms Universitet. Den kända användningen av dekaBDE i Sverige är liten, och vi har fokuserat vårt intresse på de applikationer vi faktiskt känner till (via tidigare dispenser och vårt produktregister). Via deltagande av Miljöstylningsrådet och Sveriges Kommuner och Landsting kan vi belysa möjligheterna för offentlig sektor att vid offentlig upphandling välja lämpliga alternativ till dekaBDE.

## 2. Användning av dekaBDE i EU och Sverige

### 2.1 EU

Den totala användningen av flamskyddsmedlet dekaBDE i EU har uppskattats till 7500 ton/år (EU riskbedömningen 2003), varav 20 procent används av textilindustrin för vissa typer av draperier och tyg till stoppade möbler. Den resterande mängden används i många olika typer av plaster i elektronik och elektrisk utrustning, som t.ex. kretskort och annan elektronik i datorer, TV-apparater, laserskrivare, vissa kopierings- och faxmaskiner, kopplingsdosor, sladdar och kablar. RoHS-lagstiftningen, direktiv 2002/95/EG, om förbud av användningen av vissa särskilt farliga ämnen i elektriska och elektroniska produkter, medför dock att användningen av dekaBDE kommer att upphöra i de flesta av dessa produkter. Genom direktivet förbjuds från 1 juli 2008 dekaBDE i halter som överskrider 0,1 vikt %.

Viktprocenten ska beräknas i varje enskilt material i produkten. WEEE-lagstiftningen, direktiv 2002/96/EG, reglerar hur avfallshanteringen av elektriska och elektroniska produkter ska ske och hur detta ska finansieras.

Produkterna, som omfattas av RoHS-direktivet, indelas i olika kategorier som omfattar *stora hushållsapparater*, till exempel kylskåp, elspisar, luftkonditioneringsanläggningar, *små hushållsapparater*, till exempel dammsugare, brödrostar, kaffebyggare, *IT- och telekommunikation*, till exempel datorer, kopieringsmaskiner, mobiltelefoner, *hemutrustning*, till exempel radio- och TV-apparater, videokameror, förstärkare, *belysningsutrustning*, till exempel lysrör, sparlampor, annan belysning för spridning av ljus, *verktyg*, till exempel bormaskiner, symaskiner, gräsklippare, *leksaker samt fritids- och sportutrustning*, till exempel elektriska tåg och bilbanor, videospel, datorer för cykling, dykning m.m., *automater*, vilket innebär automater som levererar alla slags produkter. WEEE-direktivet omfattar

dessutom *medicintekniska produkter* och *övervaknings- och kontrollinstrument*. Det pågår för närvarande en översyn av direktiven och *medicintekniska produkter* och *övervaknings- och kontrollinstrument* föreslås inkluderas även i RoHS-direktivet

De flesta elektriska och elektroniska produkter omfattas av RoHS-direktivet. Produkter som **inte omfattas** är sådana som är avsedda att användas med en spänning som överstiger 1000 volt växelström eller 1500 volt likström. När det gäller kategorin *elektriska och elektroniska verktyg*, som nämns ovan, omfattas inte de produkter som beskrivs som *storskaliga fasta industriverktyg*. Inte heller kategorierna *medicintekniska produkter* och *övervaknings- och kontrollinstrument* omfattas för närvarande. Det finns farhågor om att omfattningen kan komma att bli mindre för de produktkategorier som redan omfattas av RoHS-direktivet. Vid den kommande översynen är det därför viktigt att bevaka att omfattningen inte minskar för dessa produktkategorier.

Fortskaffningsmedel såsom flyg, bilar, flygplan etc. passar inte in i någon av de nämnda kategorierna. De elektriska och elektroniska produkter, som är designade för att ingå i t.ex. flyg och bilar, anses därför inte heller omfattas av direktivet.

I direktivet sägs dessutom att det är produkter, som är beroende av elektrisk ström eller elektromagnetiska fält för att fungera korrekt, som omfattas. Därför kan man göra tolkningen att produkter, som har en elektrisk eller elektronisk del som inte fyller någon huvudsaklig funktion inte omfattas. Detta kan t.ex. gälla för en gasspis, som tänds med en elektrisk frambringad gnista.

## 2.2 Sverige

Användning av dekaBDE i kemiska produkter registreras i produktregistret. De senaste uppgifterna visar att det under 2007 infördes ca 1,2 ton som flamskyddsmedel för tillverkning av plast- och gummivaror. Det framgår inte vilken typ av varor det är.

För de användningsområden som inte omfattas av RoHS kan man anta att användningen av dekaBDE i t.ex. storskaliga fasta industriverktyg och i fortskaffningsmedel såsom flyg och bilar förekommer i Sverige.

Aktiv användning av dekaBDE i svensk textilindustri ska ha upphört 1998 (NV-rapport 5404, 2004, På väg mot giftfria och resurssnåla kretslopp). DekabDE kan möjligen förekomma i vissa importerade möbler och specialtextilier (t.ex. draperier/mörklägningsdukar för offentliga lokaler).

Sverige hade ett generellt förbud mot dekaBDE från 1 januari 2007 till 1 juni 2008 genom Förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Det generella förbudet träffade inte de produkter som regleras genom annan EG-lagstiftning till exempel RoHS-direktivet. Enligt förordningen kunde KemI medge tidsbegränsade dispenser från det svenska förbudet i enskilda fall om det fanns synnerliga skäl. Under perioden inkom 5 dispensansökningar. I samtliga fall medgav KemI dispens.

Dispenserna gällde följande varor som innehöll dekaBDE:

- olika varor med förbränningsmotor, som inte omfattas av RoHS-direktivet, till exempel gräsklippare, vattenpump, häcktrimmare m.m. samt reservdelar till dessa
- värmekrympslangor för användning vid kabelskarvning
- gjutmassa för att skydda känslig elektronisk utrustning
- flygplan, flygplansdelar, inredningar samt andra installationer inne i flygplan
- flamskyddade lastpallar i plast

Eftersom det var dessa dispensansökningar som inkom under perioden när det var ett generellt förbud mot dekaBDE utgår KemI från att det var de användningarna som då fanns i Sverige. De flesta som sökte dispens uppgav att alternativt flamskydd var under utveckling. Flamskyddade lastpallar tillverkas inte längre enligt det företag som ansökte om denna dispens.

### **2.3 Brandskydds krav och testning**

Brandsäkerhetskrav har genom åren ställts på många olika produktgrupper såsom elektronik, textilier och möbler, vilket har lett till utveckling av standardiserade brandskydds krav. Dessa krav leder till produktutveckling som ofta innebär användning av flamskyddsmedel, även om kraven inte styr vilka kemikalier som används. Även ändrad design och andra materialval kan öka brandsäkerheten. Vi har i detta regeringsuppdrag inte haft till uppgift att fördjupa oss i dessa aspekter, men vi konstaterar ändå att det vid utformningen av brandskydds krav är viktigt att beakta om dessa leder till ökad användning av olämpliga kemiska flamskyddsmedel. Noterbart är också att vissa brandtester endast beaktar antändlighet, och inte huruvida rökbildning ökar eller minskar av det använda flamskyddsmedlet. Detta är en viktig aspekt som också borde påverka bedömningen av hur det kemiska flamskyddsmedlet fungerar i praktiken. Det finns inte heller vid testning av flamskyddsmedel några drivkrafter för att klara högre brandskydds krav än vad en standard anger. Detta kan potentiellt hämma utvecklingen av nya bättre flamskyddsmedel.

I EU diskuteras ett nytt direktiv som kommer att kräva att cigaretter är självslocknande. Förhoppningsvis leder detta till att risken för brand minskar och att användningen av kemiska flamskyddsmedel i heminredning kan minskas. Sammanfattningsvis är det viktigt hur brandskydds krav, standarder, och brandtester utformas, när det gäller användningen av kemiska flamskyddsmedel. Industrin har på detta område gjort viktiga insatser men det synes angeläget att också brandskyddsmyndigheter deltar i detta utvecklingsarbete.

## **3. Status för den senaste riskbedömningen av dekaBDE på EU-nivå, KemI:s kommentarer till COM och MS, samt befintliga regleringar**

Arbetet med EU:s riskbedömning av dekaBDE har pågått under många år. Frankrike är ansvarig rapportör för hälsoriskbedömningen och Storbritannien för miljöriskbedömningen. En första komplett rapport publicerades 2002 (EC, 2002). En uppdaterad och överenskommen miljörapport publicerades på ECB:s hemsida 2004. Hälsorapport reviderades 2005. EU:s vetenskapliga kommitté SCHER bedömde miljörapporten 2005, och föreslog att riskreduktionsåtgärder borde vidtas (SCHER, 2005). Ett omfattande testprogram har sedan initierats för att belysa de mest kritiska frågorna angående ämnets PBT-egenskaper

(Europeiska unionens officiella tidning 2008/C 131/04), och industrin har på EU-nivå också initierat ett frivilligt emissionsreduktionsprogram för textil och elektroniksektorerna (VECAP, 2004). Den senaste uppdateringen av EU-riskbedömningen diskuterades och godkändes 2007.

### **3.1 Sammanfattning av den senaste EU-riskbedömningen**

Miljöriskbedömningen kommer fram till att befintlig information och standardmetoder inte pekar på några risker med någon användning av dekaBDE. Det anses dock bekymmersamt att dekaBDE finns vida spridd t.ex. i sediment både i europeisk miljö och i Arktis, och att dekaBDE påträffas i ägg från flera rovfågelarter som t.ex. pilgrimsfalk. Dessutom konstateras att det finns många osäkerheter i bedömningen som föranleder krav på industrin att ta fram ytterligare information, och då främst information om utvecklingstoxicitet i däggdjur, förekomst och trender i miljön. Dessutom behövs mer information om i vilken utsträckning dekaBDE i miljön kan omvandlas till mer problematiska ämnen, s.k. PBT-ämnen. PBT står för persistens (lång livslängd i miljön), bioackumulation (ansamling i organismer) och toxicitet (giftighet). I experimentella system har det t.ex. visats att dekaBDE kan omvandlas till pentaBDE, som numera är globalt reglerad via Stockholmskonventionen pga. sina PBT-egenskaper. Det är dock ännu inte belagt om denna omvandling kan ske vid normala miljöförhållanden.

Hälsoriskbedömningen kommer till slutsatsen att det för närvarande inte går att bedöma hur farligt dekaBDE är, och att en ny specialdesignad utvecklingstoxikologisk studie i råttor behövs för att bedöma om och hur dekaBDE kan påverka beteendet hos djur. Dessutom konstateras att mer information om hur människor exponeras för dekaBDE behövs, och ställer krav på mer information om förekomst av och tidstrend för dekaBDE i människor (blod) från några utvalda länder samt om förekomst av dekaBDE i bröstmjölk.

### **3.2 EU-diskussioner på teknisk nivå**

EU-rapportörerna har kontinuerligt följt den vetenskapliga litteraturen, och avser att regelbundet producera uppdateringar av riskbedömningen där ny information som skulle kunna påverka de tidigare slutsatserna bedöms. Den senaste uppdateringen inkluderade en genomgång av litteratur publicerad t.o.m. 2006, och distribuerades till medlemsländerna på våren 2007 för diskussion. I de svenska kommentarerna har vi påpekat att det redan finns skäl för att introducera riskreduktionsåtgärder, då misstankar om PBT-egenskaper kvarstår och det sannolikt kommer att ta lång tid att uppnå bevis för PBT-egenskaper. Vi påpekade också att en amerikansk forskargrupp verkade ha funnit beteendeffekter av dekaBDE i försöksdjur snarlika de som tidigare observerats av Viberg (Viberg et al 2003), även om endast en sammanfattning av den amerikanska studien då fanns tillgänglig.

Rapporten reviderades något utifrån diskussionerna, och den reviderade versionen godkändes sedan i oktober 2007 av medlemsländerna på ett tekniskt möte. På miljösidan konstaterades att det ännu inte finns tillräckligt vetenskapligt underlag för att belägga en bioackumulationspotential och att det ännu inte går att säga hur betydelsefull nedbrytningen är av dekaBDE till lägre bromerade substanser med värre PBT-egenskaper än dekaBDE. Spridd förekomst i miljön, inklusive i Arktis, och allra helst i rovfågelägg är andra försvårande faktorer. Då länderna hade olika syn på hur det vetenskapliga underlaget ska beaktas relativt behov av riskreducerande åtgärder, rekommenderades att slutsatserna skulle diskuteras vidare på policynivå.

På hälsosidan överenskom man att en komplett utvecklingstoxikologisk studie behövs innan man kan avsluta riskbedömningen för arbetare och för människans exponering via miljön. Behov av mer data om exponering av människan via miljön fastslogs också, med fokus på förekomst i bröstmjölk och att trendanalyser behövs (Europeiska unionens officiella tidning 2008/C 131/04).

England, som varit rapportör för miljöriskbedömningen, håller för närvarande på med en uppdatering av miljöriskbedömningen där de utvärderar de senaste årens forskning samt resultaten från de studier som industrin är ålagda att genomföra.

### **3.3 EU-diskussioner på policynivå (mellan EU-ländernas kompetenta myndigheter)**

I december 2007 diskuterades den uppdaterade riskbedömningen (daterad oktober 2007). Det konstaterades att den uppdaterade rapporten ska publiceras av ECB, och att framtida diskussioner måste ske under den nya Reach-lagstiftningen. De flesta länderna var eniga om det inte går att dra säkra slutsatser om ämnets PBT-egenskaper ännu, men majoriteten gav ändå sitt stöd för att inga riskreduktionsåtgärder behövs. Sex länder, varav några stora EU-länder, hade dock en avvikande uppfattning.

## **4. Pågående studier och forskning**

Industrin har fått i uppgift att genomföra flera studier (Europeiska unionens officiella tidning 2008/C 131/04), bl.a. miljöövervakning som inkluderar att mäta halter och studera trender för förekomsten av dekaBDE i miljön och i människor. Dessutom ska en neurotoxikologisk studie genomföras. En lägesrapport från dessa studier, liksom korta referat från annan forskning kring dekaBDE, presenteras i bilaga 1. Nedan presenteras i kapitel 4.1–4.3 en kortfattad sammanställning och analys av de nya industristudierna. I kapitel 4.4 presenteras sedan hur de senaste årens forskning påverkat kunskapsläget och hur KemI anser att dessa data påverkar den senaste EU-riskbedömningen av dekaBDE.

### **4.1 Miljöövervakning**

Då monitoreringsdata ännu bara finns för några få år går det inte att dra några riktiga slutsatser från materialet ännu. Förekomst av dekaBDE i luft, sediment, och fåglar följs, och dekaBDE hittas idag i de flesta miljöprov. Det är ännu för tidigt för att se några trender, men halterna synes i alla fall inte ha minskat de senaste åren.

### **4.2 Human exponering**

KemI har ännu inte fått tillgång till de studier som industrin genomför i syfte att kartlägga den humana exponeringen för dekaBDE.

### **4.3 Status för den neurotoxikologiska studie som pågår i EU**

En styrgrupp bestående av representanter från flera medlemsländer har tillsammans med industrin diskuterat hur den neurotoxikologiska studien ska designas. Inledningsvis har två kinetikstudier gjorts för att öka kunskaperna om hur dekaBDE bäst ska administreras till försöksdjuren för att uppnå optimal exponering av de nyfödda ungarna. KemI tycker dock inte att man gjort bra val, då man valt att lösa upp dekaBDE i olja och att administrera höga doser

till mammorna snarare än att ge låga doser direkt till ungarna på samma sätt som det är gjort i den studie som gett upphov till misstankarna om effekter på beteende av dekaBDE. Den slutgiltiga studien uppges ha påbörjats i december 2007, och då är det inte sannolikt att ens en preliminär rapport kommer att finnas tillgänglig förrän tidigt 2009. I bilaga 1 refereras dock till andra neurotoxikologiska studier som gjorts med dekaBDE och andra polybromerade difenyletrar (PBDE).

#### **4.4 Sammanfattning av kunskapsläget för miljö- och hälsoriskerna med dekaBDE i relation till ”senaste EU-riskbedömningen”**

DekaBDEs persistens i miljön är oomtvistad, men en stor och viktig fråga i riskbedömningen av dekaBDE har varit om och i så fall i vilken utsträckning dekaBDE kan ge upphov till erkänt farliga PBDE-ämnen (polyBDE), dvs. PBDE med lägre bromeringsgrad som t.ex. tetra och pentaBDE. Dessa ämnen har PBT-egenskaper som direkt gör dem miljöfarliga (hög persistens, hög bioackumulationspotential och toxicitet), och vi har i EU förbjudit deras användning. I tidigare EU-riskbedömningar har man visat att dekaBDE kan debromeras i miljön, men omfattningen har varit så låg att det inte ansetts bevisat att det har en miljörelevans. De senaste studierna stärker att debromeringen har betydelse när det gäller bildning och förekomst av okta och nonaBDE i miljön, men ingen miljörelevant bildning av tetraBDE, pentaBDE och hexaBDE har ännu påvisats.

När det gäller bioackumulation har flera studier gjorts som ger ytterligare stöd för att dekaBDE kan ackumuleras i fåglar, men det är fortfarande svårt att avgöra hur hög dess bioackumulationspotential är. De studier som tittat på trender i miljöförekomsten ger ingen tydlig bild av trender i miljön, men visar heller inte några minskande halter.

När det gäller toxiciteten så styrker de nya neurotoxikologiska studierna den misstanke som finns om utvecklingstoxikologiska effekter av dekaBDE. För de EU-länder som ansett att den studie som indikerade beteendeeffekter (Viberg-studien) behöver upprepas kommer dessa nya data kanske inte anses bevisa utvecklingstoxicitet då resultaten inte är helt entydiga mellan de försöklaboratorier som försökt upprepa studierna. Andra toxikologiska studier, som förvisso tittat på andra effekter än utvecklingstoxikologiska, förstärker bilden av att dekaBDE kan ge toxikologiska effekter vid låga dosnivåer.

Det har också gjorts flera studier som tittat närmare på hur människor exponeras för dekaBDE. Dessa studier styrker att varor behandlade med dekaBDE (t.ex. TV-apparater och datorer) är den största källan för human exponering, och att inomhusdamm är en viktig exponeringsväg. Exponeringen för dekaBDE skiljer sig åt mellan länder, troligen beroende på i vilken utsträckning flamskyddsmedel används i länderna.

Ny svensk forskning har visat att bromerade furaner/dioxiner är en ny ämnesgrupp som kan utgöra problem för både hälsa och miljö p.g.a. förekomst i Östersjöns biota. De ämnen man hittar i Östersjön verkar dock bildas på naturlig väg och är inte relaterade till användningen av bromerade flamskyddsmedel. Det finns å ena sidan stöd för att flamskyddade varor kan avge framför allt bromerade furaner, men å andra sidan har de polybromerade dibenzofuraner som framför allt kan bildas från dekaBDE inte hittats vare sig i miljön eller i människor i Sverige. Detta indikerar att bildning av polybromerade dibenzofuraner från dekaBDE inte är ett stort problem i Sverige.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att de senaste årens forskning starkt bilden av att dekaBDE kan vara ett PBT-ämne, och att det finns en utbredd förekomst av dekaBDE i miljön. De nya studierna bevisar dock inte att dekaBDE uppfyller de PBT-kriterier som man enats om i EU, så diskussioner om dekaBDEs framtida användning i EU lär fortsätta.

## **5. Spridning till miljön**

Tidigare svenska studier har visat att en betydande del av tillförseln av dekaBDE till miljön kommer från luftdeposition. En ny studie har också visat att de högsta halterna av dekaBDE i miljön förekommer längs Östersjökusten. Detta tillsammans med den begränsade användningen av dekaBDE i Sverige tyder på att en stor del av spridningen av dekaBDE härrör från användning i andra länder.

De nya studier som gjorts visar att slamanvändning och lakvatten från deponier kan ge ett visst bidrag till de svenska utsläppen av dekaBDE till miljön. Källorna är i detta fall sannolikt varor innehållande dekaBDE som till största del importerats till Sverige, och som läcker dekaBDE under användningen och/eller i avfallssteget. I bilaga 3 ges en beskrivning av hanteringen av avfall som potentiellt innehåller dekaBDE.

Ytterligare en potentiell källa till dekaBDE (och bromerade dioxiner och furaner) är bränder och då särskilt bränder i lokaler där stora volymer elektriska och elektroniska produkter lagras. Statistik från räddningsverket visar att det under åren 1996-2005 skedde två större sådana bränder, den ena i en produktionslokal och den andra i ett avfallslager (Räddningsverket, 2007). Även om större bränder innehållande elektriska och elektroniska produkter är ovanliga synes det viktigt att lokaler där stora volymer lagras utrustas med brandskyddssystem så som exempelvis sprinklersystem. Räddningsverkets statistik visar också att illegal kabelbränning, i syfte att sälja metallresterna för återvinning, leder till ett tusental utryckningar per år och att trenden är ökande. Det verkliga antalet sådana här bränder är sannolikt mycket större och även om det inte går att uppskatta vilka mängder av kabel som omfattas så är de en potentiell källa till att dekaBDE sprids och åtgärder för att minska dessa bränder är önskvärda.

Spridningen av dekaBDE till miljön kommer att fortsätta länge efter det att nya regleringar av användningen införs då ämnet ingår i produkter med lång livslängd.

## **6. En sammanställning över alternativen till dekaBDE grupperade utifrån kunskap om deras hälso- och miljöfarlighet**

Det kan förekomma användning av dekaBDE i en mängd olika material, som plaster (t.ex. polystyren, PVC, ABS, polykarbonat och polyuretan), gummi, epoxiharts, färg samt textilier. På grund av att det finns så många potentiella användningsområden för dekaBDE kan inte dekaBDE ersättas av ett eller ens några få substitut, och antalet alternativ är därför stort. I bilaga 2 framgår att ett 40-tal ämnen kan användas istället för dekaBDE, och att substitutens lämplighet varierar för olika material. Vid val av substitut måste många olika faktorer beaktas, varav flera är tekniska faktorer som bara industrin själva har kunskap om. Bilagan kan därför bara illustrera potentiella substitut till dekaBDE.

Informationen om alternativen har hämtats från många olika rapporter, bl.a. äldre KemI-rapporter, rapporter från Norska SFT, Danska EPA, Washington State Department (USA), och EU Kommissionen. Då mer utförlig information finns i dessa rapporter ges bara lite summarisk information om alternativen i bilagan. Utförliga referenser ges i bilagan för den som vill hämta mer ingående information om alternativen.

För analys av alternativens miljö- och hälsofarlighet finns det ofta för lite data om ämnens egenskaper för en gedigen analys. Dessutom behövs information om hur hög exponering av människor och miljö som användningen av de enskilda ämnena ger upphov till. Tack vare Reach kommer det dock att genereras en hel del data i anslutning till registreringen av dessa ämnen, som för ämnen med störst användning ska göras senast år 2010.

Baserat på tillgänglig information görs dock en översiktlig analys, som också presenteras i bilaga 2. När det gäller miljöfarlighet så har en enkel analys gjorts baserad på ämnets PBT-egenskaper (persistens, bioackumulation, och toxicitet), och även denna information kommer från de rapporter som nämnts ovan. Som exempel kan nämnas att dekaBDE självt har mycket hög persistens i miljön, att förekomst i rovfåglar indikerar bioackumulation, och att beteendeeffekter i möss indikerar toxicitet.

För analys av hälsofarlighet är det främst carcinogenicitet, mutagenicitet och effekter på fortplantningen som man fokuserar på. I många fall saknas denna information men som redan nämnts så kommer mer data att genereras inom Reach under 2010.

För vissa ämnen finns det information om att de förekommer i miljön, och eftersom det kan indikera miljöproblematiske egenskaper så har detta angetts i analysen (bilaga 2). Vissa ämnen har dessutom riskbedömts i EU, och de slutsatser som där framkommit anges också för relevanta ämnen. T.ex. så har ett av de alternativ som anges i bilaga 2, det bromerade flamskyddsmedlet HBCDD, nyligen överenskommit som ett PBT-ämne vars användning ev. kommer att kräva tillståndsansökning från den Europeiska Kemikaliebyrå ECHA. Detta ämne är alltså inte ett lämpligt alternativ till dekaBDE.

Likafullt står det klart att det finns många alternativa flamskyddsmedel som ur miljö- och hälsoperspektiv har bättre egenskaper än dekaBDE, dvs. som inte misstänks ha PBT-egenskaper.

## **7. Substitution i Sverige**

En substitutionsprocess där en kemikalie ersätts med en mindre problematisk kemikalie kan vara initierad av olika aktörer, såsom av tillverkande industri, en försäljningsorganisation, konsumenter eller av lagstiftare. Ofta leder också massmedial uppmärksamhet till att det kommer ett tryck från flera aktörer på samma gång.

I Sverige har det varit ett generellt tryck mot bromerade flamskyddsmedel från flera olika delar av samhället, och detta tryck har lett till att dekaBDE till stor del redan substituerats i flera applikationer. Det är lättare att påverka kemikalieanvändningen då både produktion och försäljning sker i Sverige. Ett exempel är den svenska textilbranschen, där användningen av dekaBDE har upphört.

När det gäller importerade produkter är det svårare att driva substitution, då det ofta saknas information om vilka kemikalier som använts i de importerade produkterna. Möjligheten att

få fram denna information är ofta korrelerad med längden på "leverantörskedjan/varukedjan". När det gäller textilsektorn så kan dekaBDE fortfarande förekomma i importerade specialtextilier (t.ex. draperier för offentliga miljöer) och vissa möbler importerade från länder med strikta krav på flamskydd (t.ex. Storbritannien). För denna sektor och de specialtextilier det handlar om synes leverantörskedjornas längd inte vara ett stort hinder för kommunikation, och ett ökat tryck från inköpare och konsumenter borde kunna leda till att mer information om kemikalieinnehållet i produkterna tas fram för att möjliggöra substitution i de fall det är befogat. Det finns kriteriedokument utvecklade av Miljöstyrningsrådet som kan användas vid offentlig upphandling av textilier för att driva substitutionen, men det förutsätter att upphandlare har kännedom om dokumenten och att de används. Ett ökat konsumenttryck kan fås genom informationskampanjer, men det är svårt att veta vilka produkter som kampanjen i så fall skulle fokuseras på. DekabDE används inte i vanliga textilier eller i kläder, så mängden dekaBDE som kommer in i landet via dessa produkter (specialtextilier och importmöbler) är alltså sannolikt mycket liten. En informationskampanj kan därför inte anses som en proportionell åtgärd.

För andra varugrupper kan leverantörskedjorna vara mer komplicerade, som t.ex. för datorer. Dock har även i dessa fall tryck från marknaden/samhället för flera år sedan lett till substitution av dekaBDE i datorhöljen, där den kvantitativt största användningen av dekaBDE legat. Lagstiftning i form av EU:s RoHS-direktiv kommer nu att driva substitutionen vidare, då dekaBDE inte längre får förekomma i datorer.

RoHS-direktivet kommer nu alltså att tvinga fram substitution på bred front (gällande t.ex. hushållsapparater, IT- och telekommunikationsutrustning, belysningsutrustning och verktyg), eller att produkter tas bort från marknaden. EU-marknaden är dock så stor att det är sannolikt att substitution kommer att genomföras för att kunna behålla produkterna på marknaden.

Användningen av flamskyddsmedel styrs av brandsäkerhetskrav. I många fall finns ett myndighetskrav som beskriver vilka brandskyddsnormer som olika produkter ska uppfylla. I andra fall är det tillverkarna eller konsumenterna själva som vill att produkten ska uppfylla vissa brandskyddskrav. Ofta hänvisas till internationella flamskyddsnormer/flamskyddsstandarder, t.ex. UL 94<sup>1</sup>. Kraven är dock sällan eller aldrig kopplade till användningen av ett specifikt flamskyddsmedel. Det kan likafullt krävas stora insatser för att hitta alternativ som fungerar praktiskt och att vid brandteknisk materialprovning få belagt att de uppfyller kraven. Det kan då vara svårt för en enskild aktör att substituera ett ämne utan att andra aktörer i leverantörskedjan eller t.o.m. hela sektorn samtidigt genomför substitutionen. Detta kan t.ex. gälla i fordons/transportsektorn, där substitution kan försvåras av många och långa leverantörskedjor och bristfällig information om vilka kemikalier som använts.

I personbilsindustrin har det dock nyligen införts ett informationssystem som gör det möjligt att följa upp och kontrollera kemikalieanvändningen ned på komponentnivå, (och som används av svensk bilindustri i deras substitutionsarbete) eftersom de omfattas av EU:s ELV-direktiv 2000/53 EG (End of Life Vehicles Directive; skrotbilsdirektivet). För lätta fordon finns databasen IMDS, International Material Databas System, som upprättats för att klara ELV-direktivets krav. Alla artiklar rapporteras med artikelnummer och vad de består av för material och ingående ämnen. Ambitionen är att allt ska vara deklarerat till 100 %, men man har inte kommit riktigt dit. I systemet ingår ett flaggningssystem som ger information om ett

---

<sup>1</sup> UL94 är en provningsmetod för mätning av flamspridning i plastmaterial i (apparater och tillbehör), avsedd att användas som en preliminär indikation på en produkts antändlighet i en speciell applikation. Metoden mäter en produkts brinnhastighet.

visst artikelnummer innehåller ämnen som finns på den svarta eller den grå listan över reglerade substanser (GADSL, Global Automotive Declaration Substance List). DekabDE finns på den grå listan, och måste alltså rapporteras. Slutsatsen är att dekaBDE finns i personbilars elektronik och kablage, men i liten utsträckning. DekabDE finns inte i bilklädsel. Det är troligen likadant i andra länder då det är samma leverantörer av bildelar till Sverige som till andra länder. Flera personbilstillverkare uppges nu gå ännu längre och på frivillig basis ha fört upp dekaBDE på "svarta listan" i syfte att fasa ut substansen helt. Användningen av dekaBDE i personbilar lär alltså minska ytterligare.

För tunga fordon (lastbilar) har man ännu så länge begränsade möjligheter att söka denna typ av information. Informationen som hittills inkommit visar att det åtminstone finns en tyngre fordonmodell som bara innehåller dekaBDE i en mindre komponent.

Många utredningar har funnit att det finns många potentiella alternativ till dekaBDE (KemI 2004, KemI 2005, SFT 2007, DK EPA 2007), men att det i varje enskilt fall måste undersökas vilket/vilka alternativ som fungerar i den specifika polymeren under de förhållanden som råder i den specifika applikationen. Man måste med andra ord bevisa att substitutet också fungerar i praktiken i fullskalig produktion.

Den referensgrupp som bistått utredningen har vittnat om att det kan vara en lång och kostsam process att hitta alternativ som fungerar både brandskyddsmässigt och tekniskt/funktionsmässigt. Oftast måste slutanvändaren göra en egen teknisk utredning för hur ett substitut kan fungera i just sin produkt. Det är inte heller lätt att avgöra om ett alternativ är bättre eller sämre ur ett hälso- och miljöperspektiv. Det finns också en "psykologisk" komponent att beakta, då ett byte från en väl fungerande lösning till ett mindre beprövat kort alltid leder till osäkerhet och rädsla för oförutsedda problem. Den drivkraft som ändå kan få någon aktör att ta språnget och våga byta är proaktivt miljöarbete i kombination med ett potentiellt kundtryck. För företag som genomför en substitution kan det ge ekonomiska fördelar om konsumenttrycket är hårt eller om man genomför substitutionen innan konkurrenterna måste genomföra den (t.ex. på grund av lagkrav).

Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (f.d. Räddningsverket) har 2001 initierat ett projekt med syfte att undersöka om det fanns möjlighet att hitta helt halogenfria flamskyddsmedel som kan användas i polymerer utan att förlora de brand-, mekaniska och processegenskaper som ses i plaster innehållande bromerade flamskyddsmedel. I projektet framkom att det finns många potentiella alternativ men att det ofta saknas praktisk erfarenhet av hur de fungerar i praktiken. Några slutsatser från projektet (Swaraj Paul, PP Polymer AB) var att man vid val av alternativ måste;

- beakta och angripa alla tänkbara mekanismer som förorsakar brand i plastmaterial
- undersöka hur flamskyddsmedlet fungerar i plasten (utan att påverka process- och mekaniska egenskaper hos polymeren)
- förstå och lära sig de brandtestmetoder som används av industrin
- testa produkten i storskalig produktion.

Det är industrins uppgift att driva substitution, och bara industrin själv har tekniska erfarenheter av sina produkter för att kunna genomföra substitutionen i praktiken. Om samhället vill driva på substitution så synes det dock värdefullt om fler projekt kan genomföras med syfte att skaffa praktisk erfarenhet av hur olika alternativ kan fungera som substitut till bromerade flamskyddsmedel i olika polymerer.

Det finns flera goda exempel på substitution av dekaBDE i Sverige. Bl.a. har Ericsson substituerat dekaBDE i sina mobiltelefoner redan för många år sedan. Svensk textilindustri har också frångått dekaBDE, genom en kombination av substitution och, i de fall då inga substitut fungerat, att upphöra med produktionen av vissa produkter.

När det gäller de användningar, som fick dispens då det fanns ett nationellt förbud, uppger SAS, som importerar flamskyddsbehandlade varor eller delar till varor, att Boeing, som de samarbetar med i produktutvecklingen, har tagit fram dekaBDE-fria alternativ för två av ett stort antal användningar och att det arbetas med leverantörer och forskningscenter för en fortsatt utfasning av dekaBDE. 3M uppger att de tagit fram en produkt med alternativt flamskydd och denna produkt är nu i en testfas. För en annan produkt valde man i stället att utveckla en icke flamskyddad variant, vilket fungerar i vissa applikationer.

Det finns också tecken på substitution som inte drivs ur ett miljöskyddsperspektiv, och som är missriktad. Utifrån flera fynd av dekabromdifenyletan i svensk och internationell miljö kan man misstänka att dekaBDE i flera fall substituerats med dekabromdifenyletan, vilket i så fall vore olyckligt då dessa ämnen pga kemiska likheter kan antas ha samma egenskaper och även utgöra likartade miljöproblem. Även uppgifter i produktregistret visar på en ökande användning av dekabromdifenyletan, medan den totala användningen av bromerade flamskyddsmedel fortsätter att minska. Kemikalieinspektionen vill inte se en ökad användning av dekabromdifenyletan.

## **8. Analys av möjligheterna att vid offentlig upphandling välja lämpliga alternativ till dekaBDE**

### **8.1 Miljöanpassad offentlig upphandling**

Den offentliga sektorn upphandlar för stora summor årligen. Genom att ställa krav på miljöanpassning vid upphandlingen kan den offentliga sektorn vara en betydande aktör när det gäller att öka efterfrågan, och därigenom utbudet, på miljöanpassade varor på marknaden.

Offentlig upphandling kan ske via redan beslutade ramavtal (mellan t.ex. stat eller landsting/kommuner å ena sidan och ett företag å andra sidan) eller via en sedvanlig offentlig upphandling. I förordningen (1998:796) om statlig inköpssamordning finns bestämmelser om inköpssamordning i syfte att åstadkomma besparingar för staten. Förordningen gäller för myndigheter under regeringen. För varor och tjänster som myndigheterna upphandlar ofta, i stor omfattning eller som uppgår till stora värden ska det finnas ramavtal eller andra gemensamma avtal som effektiviserar upphandlingarna. Enligt förordningen är myndigheten i princip skyldig att använda sig av ramavtalen.

Då ramavtal används finns inga möjligheter för inköparen att själv påverka kemikalieanvändningen i en produkt, men miljöanpassade kemikaliekraav bör å andra sidan ha ställts redan då ramavtalet slöts. Vid upphandlingar som inte styrs av ramavtal har däremot köparen själv möjlighet att ställa kemikaliekraav, men en förutsättning för att bra kraav ställs och att inköparen kan göra en adekvat utvärdering av offerterna är att inköparen har goda kunskaper i frågan. Självklart varierar kompetensen hos inköpare, bl.a. beroende på om det görs enstaka inköp i en liten kommun eller om inköparen har det som heltidssyssla i ett stort landsting, och följaktligen också hur framgångsrikt miljökraav kan drivas vid offentlig

upphandling. Det är därför viktigt att offentliga upphandlare har den kunskap som krävs för att ställa relevanta, verkningsfulla och uppföljningsbara kemikaliekraV.

För att öka möjligheterna att driva miljökrav vid offentlig upphandling har Miljöstyrningsrådet till uppgift att leda arbetet med utvecklingen av kriterier för miljöanpassad upphandling. Miljöstyrningsrådet är ett aktiebolag som ägs av staten (genom Miljödepartementet), Sveriges Kommuner och Landsting, och Svenskt Näringsliv. Miljöstyrningsrådet har byggt upp ett verktyg som ska underlätta för inköpare att ta miljöhänsyn vid inköp.

Miljöstyrningsrådet leder också arbetsgrupper där marknadsaktörerna träffas på en neutral arena för att ta fram miljökriteriedokument för olika produktgrupper. Hittills har ett 60-tal kriteriedokument tagits fram, innehållande miljökrav som ibland inkluderar kemikaliekraV. Vilka kemikalier som berörs beror av vilken produkttyp det gäller, men kemikaliekraV finns för t.ex. batterier, däck, kemisk-tekniska produkter, IT, textilier, vissa livsmedel, förpackningar och papper. Ett exempel på sådana kriterier är t.ex. att ”miljöanpassade” datorer inte får innehålla dekaBDE som flamskyddsmedel i datorns plasthölje. Detta krav har sannolikt lett till en minskad användning av dekaBDE i Sverige redan innan RoHS-direktivet trädde i kraft för dekaBDE.

Specifika flamskyddsmedelsrelaterade krav finns idag i kriterierna för IT, möbler, textilier och läder, vilka alla är produkttyper där dekaBDE har använts. Då RoHS-direktivet reglerar användningen av dekaBDE i IT, och troligen snart också i medicinteknisk utrustning, är det framför allt vid upphandling av möbler och textilier som Miljöstyrningsrådets nuvarande kriteriedokument kan få betydelse.

DekaBDE används också i fordon, men Miljöstyrningsrådets kriteriedokumentet för upphandling av fordon omfattar inga kemikaliekraV.

De krav som ställs i Miljöstyrningsrådets kriteriedokument indelas i tre nivåer, där uppköparen kan välja nivå utifrån sina ambitioner. Kravnivåerna är;

- Baskrav
- Avancerade krav
- Spjutspetskrav

Ju högre krav som ställs desto svårare och mer tidskrävande blir utvärderingen, samtidigt som den också kan bli miljömässigt mer framgångsrik. Ytterligare en viktig faktor för en framgångsrik upphandling är att det görs uppföljningar av hur kraven efterföljs i praktiken, d.v.s. att upphandlingsprocessen inkluderar en kvalitetssäkrande kontroll av efterlevnad av kraven.

Miljöstyrningsrådets kriteriedokument ska vara ett stöd för inköpare med liten erfarenhet av upphandling. Ett problem är dock att just dessa inköpare, t.ex. i små kommuner, inte alltid har kännedom om förekomsten av dessa kriteriedokument. Det är därför viktigt att kriteriedokumentet marknadsförs ordentligt, t.ex. för ny personal, så att de används av uppköpare.

Krav vid offentlig upphandling kan antingen vara *skall-krav*, d.v.s. produkten som upphandlas måste klara kraven, eller *utvärderingskrav*, d.v.s. kraven ges en viss betydelse (poäng) och ligger tillsammans med andra krav till grund för bedömningen av en produkt.

För att ställa skall-krav måste den upphandlande enheten ha en mycket god bild av marknaden, och i princip veta att det finns fler än en leverantör/tillverkare/importör/produkt som kan uppfylla kravet så att konkurrensen inte sätts ur spel. Om ett skall-krav omfattar t.ex. dekaBDE kan den upphandlande enheten alltså inte köpa en produkt som innehåller dekaBDE.

Det är därför ganska vanligt att upphandlande enheter använder s.k. utvärderingskrav om de har en osäker bild av marknaden. Om dekaBDE ingår i kriterierna för en upphandling som ett utvärderingskrav så kan den upphandlande enheten köpa produkter som innehåller dekaBDE om andra aspekter (som pris) har tillmätts en större betydelse än miljöhänsyn i upphandlingen. Enligt Miljöstyrningsrådet brukar miljöhänsyn generellt ges en vikt på 5-10 % gentemot andra aspekter vid upphandling.

Det finns inga givna ramar för när skall-krav kontra utredningskrav ska användas. Vill man ha få anbudsgivare eller enkel utvärdering av ”svåra” kemikaliekrav kan man tillämpa skall-krav, men man riskerar samtidigt att få dyrare produkter eller inte få något anbud alls. I vissa produkttyper med komplicerade kemiska sammansättningar kan skall-krav på kemikalier användas för att underlätta för inköparna. Skall-krav används t.ex. av den anledningen i Miljöstyrningsrådets kriteriedokument för städkemiska produkter. Det är dock upp till den enskilde upphandlaren att välja kraven för upphandlingen.

Förutom miljökrav ställs det givetvis många andra krav vid en upphandling. Det är därför viktigt att inköparen beaktar eventuella negativa miljökonsekvenser av dessa krav. Det har t.ex. anförts att det vid offentlig upphandling ur ett säkerhetsperspektiv ställs så strikta krav (ibland överkrav) på flamskydd av produkter att det kan leda till att användningen av flamskyddsmedel såsom dekaBDE ökar, snarare än att leda till substitution. Det är därför viktigt att inköparen skaffar sig en helhetsbild av de krav som ställs i en upphandling för att undersöka hur andra krav (t.ex. med avseende på funktionalitet/brandsäkerhet) påverkar de miljörelaterade kraven, så att de inte tar ut varandra eller t.o.m. leder till ökad användning av flamskyddsmedel.

En ny trend inom upphandling är att det tillkommer etiska/sociala krav kring produkten. Dessa krav kan vara miljörelaterade då användning av kemikalier kan leda till hälsoproblem i de utvecklingsländer där kemikalien tillsätts varor, och dessa krav kan alltså också stärka miljöhänsynen i upphandlingen.

Det har anförts att svenska krav vid upphandlingar kan anses orättvisa av marknaden då de främst drabbar svenska leverantörer. För att krav vid offentlig upphandling ska bli mer konkurrensneutrala har det föreslagits att kraven också borde införas i andra länder (helst inom EU). Offentlig upphandling har under benämningen ”Green Public Procurement (GPP)” accepterats som en metod att driva miljöhänsyn i EU, och EU kommissionen har nyligen gett en lägesbeskrivning för utvecklingen av GPP i EU (COM(2008) 400/2). Det finns idag utkast till kriteriedokument för vissa sektorer. Det framgår att kriterierna kan komma att omfatta kemikaliekrav, men dekaBDE verkar inte vara inkluderad i dessa utkast som främst inkluderar redan reglerade ämnen (t.ex. pentaBDE och oktaBDE). Om dekaBDE skulle kunna inkluderas baserat på dess misstänkta PBT-egenskaper, så skulle det ge en snabb signal till offentliga upphandlare inom EU att de bör utforma upphandlingskriterierna på ett sådant sätt att de leverantörer som inte använder dekaBDE i sina varor bör väljas.

Vissa svenska leverantörer anser att upphandling kan underlättas om man kan frånga "förbudslistor" och i stället komma överens om positivlistor. Sålunda finns det ett önskemål om att en vitlista/positivlista på flamskyddsmedel (som uppfyller överenskomna kriterier) tas fram i stället för de traditionella förbudslistorna. Det är dock svårt för Kemikalieinspektionen att stödja positivlistor då det oftast saknas information både om ämnenas farliga egenskaper och också deras tekniska egenskaper.

## 8.2 DekabDE och offentlig upphandling

Offentlig upphandling har alltså visats vara en bra metod för att driva substitution och minska användningen av enskilda ämnen i varor. För riktade insatser mot enskilda ämnen, som t.ex. dekaBDE, krävs dock att det finns information om i vilka varor ämnet förekommer. Produkter som fortfarande innehåller dekaBDE måste alltså först kunna identifieras. Dessutom förutsätter det att varan i fråga kan komma i fråga för offentlig upphandling. Av de områden där dekaBDE eventuellt fortfarande används, märks specialtextilier, importerade möbler, bensin/dieselmotorer, högspänningsprodukter, storskaliga fasta industriverktyg, och fortskaffningsmedel såsom flygplan och bilar.

Av dessa varor kan åtminstone vissa ingå under offentlig upphandling, och då kanske främst specialtextilier för offentliga miljöer, möbler, bensinmotorer (t.ex. i gräsklippare) och bilar.

Specifika flamskyddsmedelsrelaterade krav finns idag i kriterierna för IT, TV-AV-produkter, möbler, textilier och läder, vilka alla är produkttyper där dekaBDE har använts. Då ROHS-direktivet reglerar användningen av dekaBDE i IT, TV-produkter, och troligen snart också i medicinteknisk utrustning, är det framför allt vid upphandling av möbler och textilier som Miljöstyrningsrådets nuvarande kriteriedokument kan få betydelse.

Både för importerade möbler och specialtextilier är det nog bara undantagsvis som dekaBDE används, och det borde därför vara möjligt att använda skall-krav vad gäller förekomst av dekaBDE.

DekaBDE kan också användas i fordon, men Miljöstyrningsrådets kriteriedokumentet för upphandling av fordon omfattar inga kemikaliekrav.

Övriga möjliga användningsområden för dekaBDE, som storskaliga fasta industriverktyg, bensin/dieselmotorer, högspänningsprodukter och övervaknings- och kontrollinstrument, är för små för att vara aktuella för Miljöstyrningsrådet att utveckla kriteriedokument för. För dessa produktgrupper kan krav likafullt ställas vid upphandling, men det är då upp till den enskilda uppköparen att formulera och kontrollera kraven, och bygger på dennes kompetens och intresse i frågan.

Det är helt klart att miljörelaterade krav på varor kan ställas i samband med upphandlingar så länge som kravet är kontrollerbart och därför inte strider mot likabehandlingsprincipen, att det har ett samband med föremålet för kontraktet och uttryckligen anges vid upphandlingen. Om ett krav på användning eller frånvaro av en viss kemikalie ställs vid mycket stora upphandlingar (gällande t.ex. hela Sverige) kan det möjligen finnas en risk att det skulle kunna betraktas som ett hinder mot den fria varurörligheten. I målet i EG-domstolen om den finska upphandlingen av busstransporttjänster (mål C-513-99) fastslog dock domstolen att det var tillåtet att beakta även sådana miljökrav för vilka det redan på förhand var klart att -i detta fall - ett finskt företag var ett av de få som kunde uppfylla. Domstolen konstaterar att

kraven framgick av upphandlingsunderlaget, hade samband med föremålet för kontraktet och var förenliga med likabehandlingsprincipen.

Som framgår ovan är det enligt vår bedömning bara i ett fåtal varugrupper som dekaBDE fortfarande förekommer, och då i mindre utsträckning. Det är dock angeläget att i möjligaste mån minska eller helt få bort även denna användning. Uttryckliga krav på att dekaBDE inte används i dessa produkttyper bör därför ställas vid offentliga upphandlingar. Eftersom statliga myndigheter i princip är tvungna att utnyttja slutna ramavtal stöder därför Kemikalieinspektionen regeringens förslag i skrivelsen 2006/07:54 Miljöanpassad offentlig upphandling att se över förordningen (1998:796) om statlig inköpssamordning för att komplettera denna med krav på kostnadseffektiva och välformulerade miljökrav.

Den största effekten för att uppnå en ytterligare minskning av spridningen av dekaBDE genom att använda upphandlingskriterier inom den offentliga sektorn bedömer vi dock kan ske genom att sprida information om de möjligheter som finns och hur upphandlingsunderlagen ska utformas på ett korrekt sätt. Detta kan även fortsättningsvis bl.a. ske genom Miljöstyrningsrådet.

Rådet finansieras till större delen med statliga medel. Regeringen skulle därför kunna påverka rådet att skriva upphandlingskriterier även för varugrupper av liten omfattning men där man vet att dekaBDE används. Detta skulle kunna vara relevant för bensin/dieselmotorer i t.ex. gräsklippare, men knappast för högspänningsprodukter och storskaliga fasta industriverktyg då offentlig upphandling knappast förekommer för dessa produkter.

Det är också möjligt att kriterierna för upphandling av fordon omarbetas så att de inkluderar kemikaliekrav. Sådana kriterier skulle kunna medverka till en minskad spridning av dekaBDE även bland andra offentliga aktörer än statliga. Med tanke på att användningen av dekaBDE ändå håller på att fasas ut i bilindustrin verkar dock detta inte vara en angelägen åtgärd.

### **8.3 Positiv miljömärkning**

Positiv miljömärkning syftar till att skapa incitament för utveckling av mindre miljöbelastande produkter genom att med en symbol på produkten ge vägledning till konsumenter och inköpare som vill göra miljömedvetna val. Eftersom den positiva miljömärkningen ska peka ut de minst miljöbelastande produkterna inom en produktgrupp kan kraven variera mellan olika produktgrupper. Kraven är alltså relativa och ska skärpas efterhand som fler produkter på marknaden uppfyller kriterierna. Den positiva miljömärkningen är frivillig och det kan finnas produkter på marknaden som uppfyller kriterierna men där företaget inte har ansökt om att få använda märkningen. I kriterier för positiv miljömärkning av produkter ställs ofta krav på att olika kemiska ämnen, t.ex. tungmetaller, mjukgörare och bromerade flamskyddsmedel, ska begränsas eller inte alls får förekomma i märkta produkter, om det anses relevant för produktgruppen.

Det finns flera system för positiv miljömärkning i Sverige: EU:s system *Blomman*, den nordiska märkningen *Svanen*, *Bra Miljöval* som är en nationell märkning som administreras av Naturskyddsföreningen samt *TCO-märkningen*.

I flera av kriterierna inom det nordiska systemet *Svanen* ställs krav som rör begränsning av flamskyddsmedel. Bland annat får plastdelar i kyl, frys samt tvätt- och diskmaskiner inte innehålla de bromerade flamskyddsmedlen PBB eller PBDE.

Inom EU Blomman har det nyligen varit en diskussion om ett förslag till kriterier för bäddmadrasser. De länder inom EU som har lagstiftning om brandskydd av bäddutrustning medges undantag från det grundläggande kravet i kriterierna om att flamskyddsmedel inte får användas i produkterna. Trots att kriterierna ställer upp begränsning av den accepterade användningen av flamskyddsmedel, genom att exkludera ämnen som tilldelats vissa riskfraser, så skulle det kunna innebära att miljömärkta bäddmadrasser kan innehålla det bromerade flamskyddsmedlet dekaBDE, som inte är klassificerat och därmed inte är tilldelad någon av de angivna riskfraserna.

*TCO-märkningen* är inriktad främst på kontorsprodukter som bildskärmar, bärbara datorer, tangentbord, systemenheter och skrivare. TCO:s kravdokument innehåller kriterier med krav på främst energiförbrukning och begränsning av vissa kemiska ämnen t.ex. flamskyddsmedel och mjukgörare.

## **9. Slutanalys av kunskapsläget för miljö- och hälsoriskerna och av möjligheterna att använda alternativ till dekaBDE i samhället**

DekaBDE används huvudsakligen i olika varor, och följer därför de internationella varuströmmarna. I EU anses 80 % av volymen användas i polymerer (plaster) i olika typer av elektronik och resten i textilier/möbler. Det finns en liten svensk aktiv användning av dekaBDE, och då främst i ”elektronik-polymerer”. EU:s RoHS-direktiv kan komma att kraftigt begränsa användningen i elektronik både i importerade varor och vid svensk tillverkning. Först när översynen av RoHS-direktivet är klar framgår det hur stor omfattningen är. Enligt förslaget till nytt direktiv kommer ytterligare två produktkategorier att inkluderas men samtidigt kan det bli färre produkter som omfattas i de nuvarande produktkategorierna. Den totala användningen av dekaBDE förväntas alltså att minska. Det har ännu inte återspeglats på förekomsten av dekaBDE i miljön, t.ex. i rovfågelägg där relativt oförändrade halter setts under de senare åren.

Även om dekaBDE inte alls används i svenska textilier/möbler, kvarstår alltså EU-användningen av dekaBDE i textilier. Användningen av dekaBDE vid tillverkning av textilier/möbler kan leda till gränsöverskridande luftemissioner, och förekomst av dekaBDE i importerade specialtextilier/möbler och äldre varor som fortfarande används kan leda till fortsatta emissioner både direkt från varorna och från avfallsledet.

Huvuddelen av det dekaBDE-innehållande elektronik- och textilavfallet i Sverige förbränns, och i förbränningen torde dekaBDE destrueras. Någon fraktion av elektronikavfallet kan dock omfattas av dispens och därmed hamna på deponi. En grov uppskattning av mängden dekaBDE som deponeras visar att det rör sig om i storleksordningen 50-100 ton per år. Analyser på lakvatten från svenska deponier visar också att de i flera fall innehåller dekaBDE i halter om storleksordningen 1 µg/l. Mängden dekaBDE som deponeras kommer troligen att minska med tiden framför allt som en följd av utbyggd kapacitet att förbränna organiskt avfall och som en effekt av RoHS-direktivets förbud mot att använda dekaBDE i elektriska och elektroniska produkter.

DekaBDE är ett potentiellt PBT-ämne, och testning och bedömning av riskerna med dekaBDE fortsätter i EU. Pågående studier syftar till att mäta halter och studera trender för

förekomsten av dekaBDE i miljön och i människor, samt att undersöka dekaBDEs utvecklingstoxikologiska effekter, dvs. hur exponering av foster och unga djur kan påverka djurens beteende senare i livet. Kemikalieinspektionen anser att de nya forskningsdata som framkommit styrker de misstankar som finns om persistens, bioackumulering och utvecklingstoxicitet, men att de inte bevisar att dekaBDE uppfyller EU:s PBT-kriterier. Dessa misstankar i kombination med förekomsten i rovfåglar gör att Kemikalieinspektionen fortsatt kommer att vara aktiv i den riskbedömning av dekaBDE som pågår i EU. Det är oroande att dekaBDE har en sådan vid spridning i miljön och att studier av miljöförekomst inte har visat på några minskande halter. Det är angeläget att fortsätta att bevaka hur trenderna ser ut för dekaBDE, för att vid behov föreslå åtgärder. När det gäller debromering av dekaBDE så visar de senaste studierna att debromeringen har miljörelevans när det gäller bildning och förekomst av okta och nonaBDE i miljön, medan det ännu inte finns någon miljörelevant bildning av PBDE med lägre bromeringsgrad påvisad.

Den användning av dekaBDE som kommer att kvarstå i Sverige och EU gäller möbler, specialtextilier, storskaliga fasta industriverktyg, medicintekniska produkter, övervaknings- och kontrollinstrument samt forskaffningsmedel såsom bilar och flygplan. Medicintekniska produkter och övervaknings- och kontrollinstrument föreslås dock i översynen att inkluderas i RoHS. För flera av dessa användningsområden finns potentiellt användbara alternativ, så substitution av dekaBDE är möjlig. Det måste dock i varje enskilt fall undersökas vilket/vilka alternativ som fungerar i den specifika polymeren under de förhållanden som råder i den specifika applikationen och i fullskalig produktion. Detta kan vara en komplicerad process, och det är bara industrin själva som har kompetens och möjlighet att genomföra detta utvecklingsarbete. Svensk textilindustri och viss elektronisk industri har redan genomfört detta pro-aktiva arbete, medan det pågår i bilindustrin.

Substitutionstryck utifrån kan komma från konsumenter och via miljöanpassad offentlig upphandling. DekabDE kan komma in i landet via import, men Miljöstyrningsrådets kriteriedokument för både textilier och möbler har som skall-krav att dekaBDE inte ska ingå i varorna. Om kriteriedokumentet används vid offentlig upphandling så borde import av dekaBDE-innehållande möbler och textilier inte förekomma i den offentliga sektorn. Detta förutsätter dock att inköparna har kännedom om kriteriedokumentet och förståelse för de miljökrav som ställs. Upprepade informationskampanjer till uppköpare om kriteriedokumentet behövs därför.

Miljöstyrningsrådet har också kriteriedokument för fordon, men i detta finns dock inga kemikaliekrav. Fordonsindustrin verkar dock ha kommit ganska långt i sitt eget substitutionsarbete, och det verkar därför inte nödvändigt att kriterierna för upphandling av fordon kompletteras med kemikaliekrav.

Med tanke på att handeln idag är internationell, och att miljöanpassad offentlig upphandling anses som ett viktigt instrument i EU, finns det anledning att undersöka hur svenska miljökrav också kan drivas via EU:s system för offentlig upphandling (Green Public Procurement). Detta skulle kunna leda till större miljövinster och konkurrensneutralitet mellan svenska och utländska företag.

Det är viktigt hur brandskyddskrav, standarder och brandtester utformas, när det gäller användningen av kemiska flamskyddsmedel. Industrin har på detta område gjort viktiga insatser men det synes angeläget att också brandskyddsmyndigheter ges möjlighet att delta i detta utvecklingsarbete.

Sammanfattningsvis har vi kommit fram till följande slutsatser:

- De nya studier som kommit stärker misstankarna om att dekaBDE är ett PBT-ämne och därför utgör ett potentiellt miljöproblem
- Användningen av dekaBDE minskar i Sverige, både som en konsekvens av EU-regleringar (RoHS) och frivilligt substitutionsarbete inom industrin
- Det är viktigt att Svenska myndigheter bevakar att den minskade användningen av dekaBDE också leder till lägre halter i miljön
- KemikaliekraV bör beaktas bättre redan när ramavtal för offentlig upphandling beslutas
- En minskning av importen av dekaBDE-innehållande textilier och möbler skulle möjligen kunna uppnås om alla uppköpare använder Miljöstyrningsrådets kriteriedokument för offentlig upphandling
- Avfall är en potentiell källa för emissioner till miljön av dekaBDE och bromerade dibensofuraner om det inte hanteras på föreskrivet sätt, inkluderande brandsäker lagring av avfall.

Sammanfattningsvis har vi kommit fram till följande förslag

- Sverige bör bevaka att revideringen av RoHS-direktivet inte leder till att färre produkter än idag omfattas av RoHS-direktivets förbud mot dekaBDE och därmed ökad användning av ämnet
- Kemikalieinspektionen kommer att vara fortsatt aktiv i EU-utredningen om riskerna med dekaBDE. Vid behov kommer KemI att föreslå åtgärder i Reach
- Miljöanpassad offentlig upphandling börjar användas alltmer i EU. Sverige bör driva att kemikaliekraV införs där, t.ex. för dekaBDE
- MSB bör ges i uppdrag att delta i utvecklingen av brandskyddsnormer, standarder och tester, eftersom de styr användningen av flamskyddsmedel

# Bilaga 1

## Hälso- och miljödata

### Persistens

#### *Koncentrationer i miljön*

Guzzella et al (2008) analyserade halter av PBDE i sediment från ett vattenområde i Italien/Schweiz. Koncentrationen av dekaBDE i ytsedimenten varierade mellan 1.6 och 15.3 ng/g torrsvikt, och dekaBDE utgjorde mellan 55-91 % av summa PBDE. Sammansättningen och den relativa mängden av tri-heptaBDE var i stort sett likt en teknisk pentaBDE produkt. Ingen tydlig tidstrend kunde observeras i en sedimentkärna från en av provpunkterna, men under de senaste tre åren (2003-2005) var halten dekaBDE konstant.

Ricklund et al (2008) analyserade halterna av dekaBDE i ett avloppsreningsverk i Stockholm. Flödet av dekaBDE till avloppsreningsverket var 55 g per dag. Ungefär 1 % lämnade reningsverket via det renade avloppsvattnet medan återstoden hamnade i slammet. Medelkoncentrationen av dekaBDE i det rötade slammet var 800 ng/g torrsvikt. En jämförelse med halter i slam från samma reningsverk analyserade 1997-98 och 2000 indikerar att halterna av dekaBDE är ökande.

Eljarrat et al (2008) har i en spansk studie undersökt förekomsten av PBDE i avloppsslam, samt i jord från sex platser som gödslats med slam. DekabDE var den dominerande kongenen i både slam och jord. Jämfört med referensjord utan slamtillförsel ökade halterna dekaBDE i gödslad jord med mellan 5-45 gånger. Den jord som hade den högsta halten av dekaBDE (655 ng/g torrsvikt) hade haft en årlig tillförsel av slam, vilket tyder på att halten byggs upp vid kontinuerlig tillförsel. Även i en jord som inte haft någon slamtillförsel de senaste fyra åren detekterades dekaBDE, vilket tyder på en långsam nedbrytning i jord. Okta- och/eller nonaBDE detekterades i tre av jordarna och summan av dessa kongener utgjorde då 1-3 % av dekaBDE.

Wilford et al (2008) analyserade halterna av PBDE i utomhusluft i nordvästra England. DekabDE återfanns främst i partikelfas, där koncentrationerna varierade mellan  $<0.49 \text{ pg/m}^3$  och  $100 \text{ pg/m}^3$  (median  $13 \text{ pg/m}^3$ ). DekabDE utgjorde 0-87 % (median 59 %) av summaPBDE i partikelfasen. Halterna av nonaBDE var i jämförelse med halterna av dekaBDE relativt sett högre i luft (partikelfas) än i den tekniska dekaBDE produkten. De förklaringar som förs fram som mest troliga till detta är att dekaBDE debromerats till nonaBDE i miljön, eller att utsläppen påverkas av historisk användning av dekaBDE med lägre renhetsgrad.

Det miljöövervakningsprogram som ålagts industrin att göra genererar data för halter av dekaBDE i avloppsslam, sediment, luft, och fåglar. Än så länge finns bara data för några få år, vilket gör att några riktiga slutsatser angående trender i miljön inte går att dra. Några särskilt intressanta fynd från de senaste årens data har dock gjorts som är värda att lyfta fram. BDE-126 (en pentaBDE) har detekterats i slam- och sedimentprover från 2007. Dessa kongener har i tidigare labstudier visat sig bildas genom nedbrytning av dekaBDE och förekomsten i miljöprov kan indikera att debromering sker i miljön. Slamproverna innehåller också fortfarande kongener relaterade till penta- och oktaprodukter, som sedan 2004 inte längre får användas i produkter som produceras inom EU. Detta visar att för den här typen av ämnen, som används i produkter med relativt långa livslängder, så tar det tid innan emissionerna till miljön upphör även sedan kontrollåtgärder vidtagits.

Öman och Junestedt (2007) analyserade lakvatten från 12 svenska kommunala deponier för en rad föroreningar. DekabDE hittades i 4 av proven med en högsta koncentration på 4.2 µg/l (medianhalt 0.054µg/l).

Ytvatten från 92 lokaler över hela Sverige analyserades för dekaBDE (SWECO Environment, 2008). DekabDE detekterades i ca 14 % av proven i halter upp till 0.4 µg/l. De högsta halterna återfanns längs Östersjökusten.

**Dessa studier ger ingen tydlig indikation på trender i miljön, men de ger i alla fall inte någon indikation om minskade halter. För svenska förhållanden verkar slamgödsling och lakvatten från deponier kunna vara källor till utsläpp av dekaBDE. Analyser av ytvatten indikerar att en betydande del av dekaBDE i svensk miljö härrör från utsläpp i andra länder.**

#### *Debromering*

La Guardia et al (2007) har följt nedbrytningen av dekaBDE i och utanför ett amerikanskt reningsverk. De finner minimal nedbrytning i reningsverket eller i sediment nedströms utloppet. I fisk och kräftor hittar de dock kongener som bara anses kunna uppstå via debromering (BDE 179, 184, 188, 201, och 202), i ungefär samma koncentration som dekaBDE själv, vilket författarna anser bevisar debromering i miljön. Denna miljö var dock så svårt förorenad med lägre bromerad PBDE (tetra-hexaBDE som kommer från kommersiell pentaBDE), att man inte kan dra någon slutsats om vilken betydelse debromeringen och bildning av t.ex. nonaBDE har för miljön.

Huwe et al (2007) har studerat metabolism, fördelning, och utsöndring av dekaBDE i råttor exponerade via födan under 3 veckor, följt av 3 veckor utan exponering. De fann att dekaBDE inte biokoncentreras, men att 5 okta och nonaBDE bildats genom debromering (motsvarande ungefär 1 % av given dos dekaBDE) och biokoncentreras i djuren. Studien styrker tidigare rapporter om snabb metabolism av dekaBDE i däggdjur och bildning av lägre bromerade substanser in vivo.

Kajiwara et al (2008a) utsatte pulveriserad HIPS-plast från TV-apparater för fotolys med vanligt solljus, och fann att halten dekaBDE minskade med en halveringstid på 51 dagar, DekabDE omvandlades till nonaBDE och oktaBDE samt till PBDF.

Gauthier et al (2008) har studerat förekomsten av 43 PBDE-kongener i mäsägg insamlade 1982-2006 från de Stora Sjöarna i Nordamerika. Koncentrationen av kommersiell pentaBDE och oktaBDE ökade snabbt fram till 2000, men ingen ökning ses längre efter att den "aktiva" användningen upphört. Koncentrationen dekaBDE ökar dock med en dubblingshastighet av 2.1-3.0 år, men utgjorde 2006 fortfarande bara 0.6-4.5 % av total PBDE koncentration. Förekomsten av de nonaBDE och oktaBDE som bildas från dekaBDE via debromering, har också fortsatt att öka, med dubblingstider för total oktaBDE och total nonaBDE på 3-11 resp. 2.4-5.3 år. Denna studie visar att en fortsatt användning av dekaBDE kommer att leda till fortsatt ökade halter av dekaBDE självt och av åtminstone vissa oktaBDE och nonaBDE.

Tokarz et al (2008) visade i ett laboratorieförsök att dekaBDE kan genomgå reduktiv debromering i anaeroba (syrefria) sediment och att detta bidrar till bildandet av PBDE med lägre bromeringsgrad (hexa-nonaBDE). Även fast detta är en långsam process

(halveringstiden i experimentet varierade mellan 6 och 50 år) föreslår författarna att den kan ge ett betydande bidrag till PBDE med lägre bromeringsgrad till miljön.

Kohler et al (2008) fann att halterna av dekaBDE och nonaBDE i sediment ökade snabbt mellan 1974-2001 medan ökningen av oktaBDE var långsammare, vilket indikerar att debromeringen av dekaBDE i sediment är begränsad. Mönstren för okta- och nonaBDE kongener i sedimentproverna skiljde sig från mönstren i de tekniska PBDE produkterna. Mönstret för oktaBDE liknade bl.a. mönstret för produkter som uppstår vid fotolytisk nedbrytning av dekaBDE vilket tyder på att detta kan vara en källa till oktaBDE i sediment.

Li et al (2007) visade i en laboratoriestudie att dekaBDE effektivt kan debromeras med hjälp av nanopartiklar av järn. All dekaBDE var borta efter ca 8 h och mer lågbromerade PBDE bildades stegvis (nona-triBDE). Betydelsen av detta för debromering av dekaBDE i miljön är okänd.

Van den Steen et al (2007) undersökte upptag, ackumulering och nedbrytning av dekaBDE i stare. Fåglarna exponerades via ett plastimplantat under 76 dagar. Halten i blod nådde ett maximum dag 10 och därefter skedde en successiv haltminskning. Inga PBDE med lägre bromeringsgrad detekterades i blodet, vilket enligt författarna kan bero på att blodvolymen var för liten. Det kan dock inte uteslutas att exponeringsmetoden via plastimplantat inte gav den förväntade kontinuerliga exponeringen. DekabDE visade sig ackumuleras i muskel och lever och i dessa vävnader detekterades även okta- och nonaBDE som föreslås ha bildats genom debromering av dekaBDE. Denna studie skulle därmed vara den första som visar att dekaBDE debromeras i fågel.

Stapleton och Dodder (2008) analyserade fotolytisk nedbrytning av dekaBDE i inomhusdamm. Efter 200 h UV-exponering av dekaBDE-spikat damm hade 38 % brutits ned och 13 % av detta kunde förklaras genom att PBDE med lägre bromeringsgrad bildats (främst nonaBDE, men även heptaBDE och oktaBDE).

Kuivikko et al (2007) studerade fotolytisk nedbrytning av dekaBDE och kvantutbytet (andel infallande ljus som ger upphov till reaktion) från försöket användes för att modellera fotolys av dekaBDE i Östersjön. Modellen föreslår att fotolys av dekaBDE, i blandningsskiktet (ner till 10 m), sker med en halveringstid på ca 2 dagar.

Schenker et al (2008) har utvecklat en global modell för att beräkna fördelningen av olika PBDE i miljön, samt vilken betydelse fotolytisk nedbrytning av högbromerade PBDE (i luft) har för bildningen av lågbromerade PBDE. Modellen föreslår att emissionerna av dekaBDE ger upphov till ungefär 50 % av hepta- och hexaBDE i miljön, till ungefär 13 % av pentaBDE och till ungefär 2.5 % av tetraBDE. Resultaten får ses som preliminära pga. stora osäkerheter i modellen.

**En stor och viktig fråga i riskbedömningen av dekaBDE har varit om och iså fall i vilken utsträckning dekaBDE kan ge upphov till erkänt farliga PBDE-ämnen, dvs. PBDE med lägre bromeringsgrad som t.ex. tetra och pentaBDE. Dessa ämnen har (PBT-) egenskaper som direkt gör dem till stora miljöproblem (hög persistens, hög bioackumulationspotential och toxicitet), och vi har i EU förbjudit deras användning. I tidigare EU-riskbedömningar har man visat att dekaBDE kan debromeras i miljön, men omfattningen har varit så låg att det inte ansetts bevisat att det har en miljörelevans. De senaste studierna styrker att debromeringen har miljörelevans när det gäller bildning**

**och förekomst av okta och nonaBDE i miljön även om slutsatsen fortfarande är osäker då det uppgetts att Kina-tillverkad dekaBDE innehåller relativt mycket okta och nonaBDE och därför skulle kunna bidra till förekomsten av dessa i miljön. Ingen miljörelevant bildning av PBDE med PBT-egenskaper finns ännu påvisad (dvs. tetraBDE, pentaBDE och hexaBDE).**

#### *Dioxinbildning*

Bildning av bromerade dioxiner och furaner från PBDE har diskuterats som ett möjligt miljöproblem. Nedan följer en genomgång av den senaste tidens litteratur på detta område.

Hanari et al (2006) analyserade förekomsten av polybromerade dibenzofuraner (PBDF) i kommersiell dekaBDE. De fann 30-50 ug oktabromdibenzofuran /g dekaBDE. Dessutom noterades spårmängder heptabromdibenzofuran i kommersiellt tillgänglig teknisk dekaBDE.

Takigami et al (2008) analyserade förekomsten av polybromerade ämnen i olika delar från TV-apparater och i damm i TV-apparaterna. De fann flera olika bromerade flamskyddsmedel i de olika komponenterna, och dessa ämnen (inkl dekaBDE) fanns tillsammans med polybromerade dibenzofuraner (framför allt oktaBDF och 1,2,3,4,6,7,8-heptaBDF; 410 ng/g damm) också i damm inuti apparaterna. Efter en jämförelse mellan polybromerade difenyletrar i TV-damm och i TV-komponenter drar författarna slutsatsen att TV-apparater är en källa till de polybromerade difenyletrar som hittas i inomhusdamm.

Kajiwara et al (2008a) tillsatte dekaBDE till pulveriserad HIPS-plast och utsatte blandningen för fotolys med vanligt solljus, och fann att halten dekaBDE minskade med en halveringstid på 51 dagar. DekabDE omvandlades till oidentifierade produkter, till nona- och oktaBDE samt till flera polybromerade dibenzofuraner där hexaBDF, heptaBDF och oktaBDF var mest framträdande. Vid fortsatt fotolys minskade dock halten av alla kända bromerade ämnen. I ett annat experiment utsattes pulveriserad plast från vanliga TV-apparater (innehållande dekaBDE) för fotolys med solljus, och bildning av bromerade dibenzofuraner konstaterades med störst bildning av oktaBDF, följt av heptaBDF, hexaBDF och pentaBDF. Även om halten PBDF var låg i jämförelse med dekaBDE (< 1 %), ökade halten PBDF hela tiden under experimentets gång.

Mandalakis et al (2008) analyserade förekomsten av polybromerade ämnen i luft från bilar i användning. De fann dekaBDE men ingen PBDD/PBDF.

Li et al (2007b) har rapporterat om hög förekomst av PBDD och PBDF i luft runt en kinesisk fabrik som demonterar elektroniskt skrot. De hittade främst tetra-hexabromerade föreningar, och spekulerar att frånvaro av högbromerade ämnen beror på att dessa har lägre flyktighet och fotolyseras snabbare än lågbromerade ämnen i luften.

Wang et al (2008) har analyserat PBDD och PBDF i utomhusluft i Taiwan. Förhöjda halter av PBDF (framför allt 2 stycken pentaBDF), och i viss mån av PBDD, hittades framför allt i närheten av metallurgisk och elektronisk industri. I det senare fallet spekulerar författarna att det är användningen av bromerade flamskyddsmedel i elektroniska apparater som är källan till PBDF.

Nose et al (2007) har studerat vad som händer med oktaBDE vid värmebehandling i fuktig miljö, och konstaterar att dekaBDE börjar sönderfalla då temperaturen överstiger 200°C. DekabDE debromeras då initialt till lägre bromerade difenyletrar och tetra-hexabromerade

dibensofuraner (PBDF). Som mest sågs 19 % av dekaBDE omvandlas till PBDF. Även polybromerade dioxiner identifierades, men i låga koncentrationer. Med ökad tid minskade bromeringsgraden snabbt. Författarna konstaterar att de bildade PBDF/PBDD har en sådan struktur att de inte kommer att uppvisa någon ”dioxinlik toxicitet” och därför inte utgöra något miljöproblem.

I en muntlig presentation har Staffan Lundstedt (2008) visat att PBDD/PBDF kan bildas vid okontrollerad brand av flamskyddat material (t.ex. vid husbränder). Det är ett litet antal isomerer som bildas, och från dekaBDE är det framför allt en heptabromdibenzofuran (1,2,3,4,6,7,8-HBDF).

Malmvärn et al (2005) identifierade för första gången bromerade dibenzodioxiner (PBDD) och dibenzofuraner (PBDF) i östersjömusslor. Totalt hittades 8 stycken relativt lågbromerade föreningar (di-tetraBDD och triBDF; 170 ng/g fett).

Baserat på Malmvärn data (2005, se ovan), studerade Haglund et al (2007) förekomsten av polybromerade dibenzo-p-dioxiner (PBDD) i den akvatiska miljön, och fann PBDD i den marina miljön men inget i sötvatten. I fisk från östersjön var halten bromerade dioxiner (0.01-4100 pg/g våtvikt) till och med högre än halten klorerade dioxiner. Till skillnad från klorerade dioxiner, som uppstår p.g.a. mänsklig aktivitet, så tror författarna att de bromerade dioxinerna tillverkas av organismer (främst alger) på naturlig väg.

Malmvärn et al (2008) har följt upp sina tidigare studier och studerat förekomsten av polybromerade ämnen i rödalger och cyanobakterier. De konstaterar att PBDD, hydroxylerade PBDE samt metoxylerad PBDE finns i dessa arter och att dessa ämnen med all sannolikhet har ett naturligt ursprung och alltså inte beror av vår användning av bromerade flamskyddsmedel.

Ashizuka et al (2008) hittade bromerade furaner i japansk fisk, och då mest heptaBDF. Spårämngder bromerade 2,3,7,8-dioxiner och furaner hittades också. Total exponering för bromo-TEQ i en japansk fiskkorg var mycket låg (0.01 jämfört med gränsvärdet för tolererbart intag (TDI) på 4 pg TEQ/kg/dag).

Fernandes et al (2008) analyserade tetra till hexa-substituerade PBDD/PBDF i skaldjur från Skottland, och hittade bromerade furaner och dioxiner (0.02-0.23 ng WHO-TEQ/kg fisk). Koncentrationen av dessa var dock var på TEQ-basis 2-7 gånger lägre än koncentrationen klorerade furaner/dioxiner. Data för enskilda föreningar presenterades inte, men från rapporten framgår också att tribromerade furaner är vanligt förekommande, och dessa kan enligt svenska forskare kan vara naturligt bildade av organismer.

Ericson et al (2008) har studerat förekomsten av polybromerade ämnen i blod och fettvävnad från 10 svenskar utan känd exponering för polybromerade difenyletrar. Många polybromerade ämnen identifierades (från diBDE till heptaBDE), men bara spårämngder av nona och dekaBDE sågs. Likaså identifierades tetraBDF och pentaBDF (0-3.7 pg/p fett), vars ursprung möjligen kan vara de nu förbjudna penta och oktaBDE, men inte de mer hög bromerade dibenzofuraner som är mer kopplade till dekaBDE.

Olsman et al (2007) undersökte om anaerob nedbrytning av dekaBDE leder till bildning av ämnen som, i likhet med dioxin, kan binda till Ah-receptorn och därmed ge dioxinliknande effekter. Ett biotest baserat på en råtthepatocellinje användes och resultaten visade TEQ-

värden som var nära detektionsgränsen, vilket visar att anaerobisk nedbrytning av dekaBDE inte ger upphov till nedbrytningsprodukter som är agonister på Ah-receptorn.

**Av de senaste årens forskning drar vi slutsatsen att bromerade furaner/dioxiner är en ny ämnesgrupp som kan utgöra problem för både hälsa och miljö p.g.a. förekomst i Östersjöns biota, men de ämnen man hittar i Östersjön bildas på naturlig väg och är inte relaterade till användningen av bromerade flamskyddsmedel. Det finns å ena sidan stöd för att flamskyddade varor kan avge dessa ämnen, men å andra sidan har de polybromerade dibenzofuraner som framför allt kan bildas från dekaBDE inte hittats vare sig i miljön eller i svenska människor. Detta indikerar att bildning av polybromerade dibenzofuraner från dekaBDE nog inte är ett [stort] problem i Sverige. Bromerade furaner/dioxiner kan även bildas vid okontrollerad brand av flamskyddat material. Från dekaBDE är det främst en heptabromdibenzofuran som bildas.**

### **Bioackumulering**

Förekomsten av PBDE i amerikanske katter studerades av Dye et al (2007). DekabDE finns både i katterna och i analyserad kattmat. I katternas serum anges bara total koncentration av PBDE (4-13 ng/ml serum) men man kan från figurerna uppskatta att ca 10 % av detta utgörs av dekaBDE. I kattmat uppmättes 0.1-2.3 ng dekaBDE/g våtvikt. Författarna konstaterar att total koncentration av PBDE i katter är 20-100 gånger högre än i människor, och spekulerar att inomhusdamm och kattmat är de stora källorna till exponeringen.

Binelli et al 2008 analyserade musslor från ett vattenområde i Italien. DekabDE hittades i 79 % av proven i koncentrationer mellan 4.6-85 ng/g fettvikt.

Jenssen et al (2007) studerade förekomsten av PBDE i arktiska, marina ekosystem i Nordostatlanten. Koncentrationen dekaBDE minskade något med nordlig breddgrad, men mätbara halter fanns i alla arter (fisk, säl och fågelägg; 0.1-0.8 ng/g fettvikt). DekabDE uppges av författarna biomagnifiera från polartorsk till säl, men ej från torsk till säl, men slutsatserna är osäkra.

Rattfelt-Nyholm et al (2008) analyserade halterna av bromerade flamskyddsmedel i zebrafisk och zebrafiskägg efter att fiskarna exponerats via födan under 42 dagar. Halterna i fisk (helkropp) analyserades 7 gånger under försöket och halterna i ägg 14 gånger. DekabDE detekterades i ägg vid samtliga analystillfällen utom dag 0, och i fisk vid samtliga analystillfällen. Kvoten mellan halten dekaBDE i ägg och halten dekaBDE i fisk beräknades för varje analystillfälle och kvoterna var signifikant högre än 1, vilket indikerar en ökad ackumulering i äggen jämfört med i fisken.

Kunisue et al (2008) analyserade halterna av PBDE i japanska fåglar (bröstmuskel). Syftet var att undersöka spridningen i halter mellan fåglar från olika livsmiljöer. I studien ingick tre havsfåglar, två kustfåglar, och fyra landfåglar. Den högsta halten dekaBDE (medelhalt 440 ng/g fettvikt) hittades i en landfågel som lever nära bebyggelse och som i högsta grad är allätare. DekabDE utgjorde ca 20 % av summa-PBDE i denna art och den hade även, relativt andra arter, höga halter av okta- och nonaBDE. Samtliga kust- och havsfåglar hade dekaBDE halter  $\leq 2$  ng/g fettvikt och i dessa arter utgjorde dekaBDE en mycket liten del av summa-PBDE. Stormfågel utgjorde ett undantag där dekaBDE i vissa fall utgjorde en betydande del, men det var stor variation inom arten.

Polder et al (2008) analyserade halterna av PBDE i fågelägg i Sydafrika. Även här varierade halterna beroende på fåglarnas livsmiljö. DekabDE hittades i ägg från fyra av tio arter, och samtliga av dessa fyra hämtar största delen av sin föda från land. Den art som hade den högsta halten dekaBDE (26 ng/g fettvikt) lever nära bebyggelse och är allätare.

Bustnes et al (2007) studerade förekomsten av sju PBDE-kongener i ägg från norska kattugglor. Äggen hade insamlats årligen mellan 1986-2004. Halten summaPBDE minskade med 62 % under perioden. Kongener relaterade till pentaBDE-blandningar stod för den största minskningen medan kongener relaterade till oktaBDE-blandningar uppvisade en svagare minskning. Halten dekaBDE var relativt konstant över tiden med en medelkoncentration på ca 2 ng/g fettvikt, vilket utgjorde ca 2 % av summaPBDE. Tyvärr analyserades inga okta- eller nonaBDE vilka kunde ha indikerat om debromering av dekaBDE skett.

Tomy et al (2008) analyserade halterna av dekaBDE i en marin näringsväv från arktiska Kanada och fann de högsta halterna i organismer på lägre trofinivåer. Som förklaring till detta föreslås att arter från högre trofinivåer har större förmåga att metabolisera dekaBDE. Det är också möjligt att arter från lägre trofinivåer effektivare tar upp dekaBDE. Även Wu et al. (2008) rapporterar minskade halter av dekaBDE med trofinivå, efter att ha studerat en näringsväv i sötvatten i södra Kina.

Viganó et al (2008) analyserade dekaBDE i sediment och i sedimentlevande organismer i ett vattenområde i Italien. Halterna i sediment varierade mellan 10-60 µg/g organiskt kol. Prover togs både under 2003 och 2005, och halterna i sedimenten var för samtliga provtagningslokaler högst 2005. Den beräknade bioackumulationsfaktorn var låg (0.01-0.02).

Rattfelt-Nyholm et al (2008) studerade upptaget av bromerade flamskyddsmedel i zebrafisk exponerade via födan under 42 dagar plus 14 dagar utan exponering. Resultaten visar att upptaget av dekaBDE var lågt (<1 %) och att halveringstiden i fisken var ca en vecka.

Shaw et al (2008) analyserade dekaBDE i späck från sälar i nordvästra Atlanten. DekabDE detekterades i fem av tjugo sälar i halter mellan 1-8 ng/g fettvikt. Man hittade även en hexaBDE (BDE-155) som föreslås ha bildats genom debromering av dekaBDE.

Kajiwara et al (2008b) analyserade dekaBDE i valspäck. Proverna hade tagits mellan 1982-2006 och fanns sparade i en japansk biobank. DekabDE var under detektionsgränsen i samtliga prover.

Johansson et al (2009) analyserade dekaBDE i ägg från tre svenska populationer av pilgrimsfalkar, en vild population från norra Sverige, en vild population från södra Sverige, samt en population som fötts upp i fångenskap. De vilda populationerna hade signifikant högre halter dekaBDE i sina ägg, vilket visar på en miljöexponering av dekaBDE. DekabDE detekterades i ungefär hälften av äggen från de vilda populationerna och medelhalten var ca 100 ng/g fettvikt.

**Dessa studier ger ytterligare stöd för att dekaBDE kan ackumuleras i biota, främst i fåglar och i organismer på lägre trofinivåer. Studierna på fåglar/fågelägg indikerar att lokala källor dominerar exponeringen. Fyndet av dekaBDE i arktiska djur visar dock att även dessa är exponerade även om det är låga halter.**

## **Toxicitet**

### *Human exponering*

Cahill et al (2007) har mött luftkoncentration av dekaBDE i olika miljöer, och bl.a. funnit att koncentrationen dekaBDE i en datasal är 6 gånger högre då datorerna är påslagna än då de är avstängda. De hittade också höga koncentrationer dekaBDE inomhus i en återvinningsstation för elektroniskt skrot ( $600 \text{ ng/m}^3$ ). Studien visar alltså att datorer är en källa till dekaBDE i inomhusmiljöer.

Mandalakis et al (2008) analyserade förekomsten av polybromerade ämnen i luft från bilar i användning. Till skillnad från de andra PBDE, påverkas halten dekaBDE i luften inte av ökad temperatur. För alla PBDE ses en korrelation mellan lufthalt av PBDE och bilens ålder, då koncentrationen i luft snabbt minskar under bilens första år. De har kalkylerat att inhalationsexponeringen för dekaBDE i bilar kan vara kvantitativt lika stort som det bidrag som kommer från den luft vi andas i inomhusmiljön.

Allen et al (2008a) har studerat halten av PBDE (inkl dekaBDE) i amerikanska hem. De har följt halten i damm och luft över en längre tid, och funnit liten variation över tiden. Däremot skiljer sig dammkoncentrationen mellan rummen, med dubbelt högre halt i vardagsrummen än i sovrummen. De har också identifierat förekomst av en nonaBDE i låg koncentration (medelvärde  $4.7 \mu\text{g/g}$  damm, ), vilket indikerar att fotolys av dekaBDE sker i inomhusmiljö (nonaBDE-koncentrationen utgjorde 4 % av koncentrationen dekaBDE). Då lägre bromerade PBDE fortfarande används i USA, verkar inte bidraget från dekaBDE idag vara av betydelse för total exponering för PBDE med lägre bromeringsgrad.

Allen et al (2008b) har också studerat korrelationen mellan förekomst av flamskyddade varor och koncentration av flamskyddsmedel i inomhusdamm i amerikanska hem. De visar på en god korrelation mellan förekomst av pentaBDE i möbelstoppning och damm, och mellan förekomst av dekaBDE i TV-apparater och damm. Studien indikerar dessutom möjligen en korrelation mellan användning av TV (mätt som antal boende i huset) och halt dekaBDE i inomhusdammet.

Christiansson et al (2008) har mätt förekomst av PBDE i damm insamlat på flygplan, och har visat att penta, okta, och dekaBDE finns i dammet. För vissa PBDEer ses ökade serumkoncentrationer hos passagerare efter en flygning, men för dekaBDE ses liknande koncentrationer (runt detektionsnivån) både före och efter internationella resor.

I en amerikansk studie analyserade Stapleton et al (2008) PBDE-halter på människors händer. Kongener-mönstren liknade dem i inomhusdamm vilket tyder på att damm är en källa till PBDE på händer. DekabDE detekterades i 67 % av strykproven från människors händer (handflata och ovansida hand på bägge händerna). Beräkningar visar att exponeringen från hand-till-mun är större än exponeringen via födan och för barn kan det vara den viktigaste exponeringsvägen.

I en studie från Storbritannien analyserade Harrad et al (2008) halterna av PBDE i damm från bilar, bostäder och kontor. Damm från bilar innehöll i de allra flesta fall de högsta halterna. Damm från tre rum analyserades månadsvis under en tiomånaders period och variationen i dekaBDE koncentrationer, över tid, var 7.5, 35, och 400 gånger för de olika rummen. Detta visar att exponeringsberäkningar baserade på engångsmätningar kan ge en stor osäkerhet. I

flera fall kopplades haltändringarna till att textilier tillfördes eller togs bort från rummen, vilket tyder på att dessa är en källa till dekaBDE i damm.

Huwe et al (2008) har jämfört upptag och bioackumulation av en PBDE-blandning naturligt förekommande i inomhusdamm respektive samma PBDE-blandning löst i olja; i bägge fallen har PBDE-blandningen blandats i råttornas foder. Ingen större skillnad sågs, vilket författarna ser som stöd för att dekaBDE i inomhusdamm är biotillgängligt och att damm därför kan vara en betydande källa för vår exponering för t.ex. dekaBDE.

Antignac et al (2008) har mätt förekomsten av olika PBDE i nyblivna franska mammor, navelsträngsblod, och i bröstmjölk. I fett och bröstmjölk finner de lika höga koncentrationer av högbromerad BBDE (okta-dekaBDE) som av PBDE med lägre bromeringsgrad (tri-heptaBDE). I navelsträngsserum finns det dock i storleksordningen 10 ggr högre koncentration högbromerade PBDE jämfört med lågbromerade PBDE. Av denna studie kan man dra slutsatsen att franska barn kan exponeras för dekaBDE både under graviditeten och under amningsperioden (0.1-4.4 ng dekaBDE/g fett i mjölken), även om exponeringen är relativt låg (35 ng/dag för en nyfödd).

Fängström et al (2008) rapporterar tidstrender (1980-2004) för polybromerade ämnen i svenska mödrars bröstmjölk. DekabDE hittas i alla prover, men hela tiden i nivåer runt detektionsgränsen ( $\leq 0.1$  pmol/g fett; motsvarande  $\leq 0.1$  ng/g fett). Halten i svensk bröstmjölk är alltså mycket lägre än i fransk bröstmjölk, med maxvärden 44 gånger högre i Frankrike än i Sverige.

Athanasidou och Bergman (2008) analyserade halterna av dekaBDE i modersmjölk insamlad under 2007. Halten i tio prover från Stockholm varierade mellan 0.3 och 8.2 ng/g fett (homogenat: 1.3 ng/g fett). Halten i ett homogenat från tio prover från Göteborg var 0.2 ng/g fett.

Karlsson et al (2007) analyserade halterna av olika PBDE i inomhusluft och damm från svenska hem samt halterna i blod hos människorna som bodde i de olika hemmen. Totalt ingick fem hushåll i studien. DekabDE detekterades i luft från ett hem ( $0.26$  ng/m<sup>3</sup>), i damm från samtliga hem (44-1560 ng/g, medelhalt 470 ng/g) och i blod från fyra av fem personer (9.4-17.4 ng/g fettvikt, medelhalt 10 ng/g fettvikt). Halterna i blod var jämförbara med halter som tidigare rapporterats i studier från Belgien och Japan, men högre än halter som tidigare rapporterats i en svensk studie. DekabDE var bland de mest förekommande kongenerna i luft-, damm- och blodprover. Den begränsade datamängden gör det svårt att dra några direkta slutsatser mellan halterna i damm och luft, och halterna i blod. Damm verkar dock vara en betydande källa för exponeringen. Intressant från studien är också att dekabromdifenyletan (DBDE) hittades i damm från fyra av fem hem. I det provet där det inte hittades fann man den högsta halten av dekaBDE, medan man i det provet som hade den lägsta halten av dekaBDE fann den högsta halten DBDE. Detta skulle kunna tyda på att dekaBDE substituerats med DBDE.

US EPA's Voluntary Childrens Chemical Evaluation Program (VCCEP) ger i en rapport (2008) en uppdatering på de studier som gjorts gällande dekaBDE sedan programmets senaste rapport 2002. Slutsatserna i sammanställningen är att de nya studierna främst syftat till att undersöka huruvida dekaBDE absorberas i större utsträckning än vad som tidigare antagits, om ämnet bryts ned eller metaboliseras till PBDE med lägre bromeringsgrad, samt om ämnet har neurotoxiska egenskaper. Man är dock kritisk till hur många av dessa nya studier

genomförts och anser inte att de ger skäl till att ompröva den tidigare bedömningen att dekaBDE inte utgör någon hälsorisk.

I en tjeckisk studie analyserade Pulkrabová et al. (2008) dekaBDE i human fettvävnad och fann halter över detektionsgränsen i 10 % av proven. Den högsta uppmätta halten var 28 ng/g fett.

Covaci et al (2008) analyserade PBDE i ägg från belgiska tamhöns. DekabDE detekterades i ungefär hälften av äggen i koncentrationer upp till 31 ng/g fettvikt (medel ca 5). Man drar slutsatsen att halten är så låg att hälsorisken med att äta ägg är låg.

**Dessa studier styrker att varor behandlade med dekaBDE (t.ex. TV-apparater och datorer) är den största källan för human exponering, och att inomhusdamm är en viktig exponeringsväg. Exponeringen för dekaBDE skiljer sig åt mellan länder, troligen beroende på i vilken utsträckning flamskyddsmedel används i länderna.**

#### *Utvecklingstoxikologi / Beteendeneurotoxikologi*

Bakgrunden till intresset för dekaBDEs effekter på neurologisk utveckling är den studie som Viberg & Eriksson publicerade 2003 (Viberg et al, 2003). Där indikerades att en låg engångsdos dekaBDE (2-20 mg/kg/dag) given till musungar 3 dagar efter födseln kan påverka deras beteende då de blir vuxna. Framför allt sågs en minskad förmåga att anpassa sig till en ny miljö genom att djuren inledningsvis då de placerats i en ny miljö är passiva medan kontrolldjur snabbt söker igenom den nya miljön. I nästa skede när kontrolldjuren känner sig hemma i den nya miljön och lugnar ner sig, är de behandlade djuren aktiva med utforskandet av den nya miljön. De dekaBDE-behandlade djuren uppvisar med andra ord hypoaktivitet följt av hyperaktivitet.

Då denna studie inte ansågs kunna användas regulatoriskt har EU begärt att industrin ska göra en utvecklingstoxikologisk studie för att belägga eller förkasta Vibergs data. KemI har deltagit i en grupp, bestående av flera medlemsländer och industrin, som bestämt hur studien ska genomföras. Tyvärr har vi inte fått gehör för våra synpunkter, så studien kommer inte att bli ett replikat av Vibergs studie, utan omfatta exponering av råttmödrarna istället för direkt exponering av ungarna samt val av annat lösningsmedel ("vehicle") för dekaBDE än Viberg använt. Vi har inte heller haft direkt insyn i vilka utvecklingstoxikologiska studier som ska genomföras. Studien har blivit försenad p.g.a. att flera förstudier har gjorts, och data väntas först sent 2009.

Flera andra studier har dock genomförts på olika universitet, och dessa redovisas nedan.

Viberg & Eriksson har gjort ytterligare 3 studier på dekaBDE där de repeterat och utvecklat sina tidigare fynd. Viberg et al (2007) upprepade sin tidigare studie, men nu i råttor. Liksom tidigare i möss, sågs en minskad förmåga att anpassa sig till en ny miljö efter en engångsdos på 20 mg/kg (och antydningar till effekter vid 6.7 mg/kg). Man noterade också att de behandlade råttorna reagerade annorlunda än kontrollråttor då de som vuxna exponerades för nikotin, vilket indikerar en bestående effekt på det kolinerga nervsystemet. Viberg et al (2008) studerade också om uttrycket av olika biomarkör-proteiner i hjärnan påverkas i möss exponerade för dekaBDE 3 dagar efter deras födsel. De fann att uttrycket av de tre studerade proteinerna var påverkat, framför allt i en del av hjärnan som kallas hippocampus, vilket styrker att hjärnans utveckling kan påverkas i unga djur exponerade för dekaBDE. Johansson et al (2008) studerade ungefär samma parametrar som i tidigare studier, men nu med fler

doser (1.4, 2.3, 14 och 21 mg/kg/dag) och vid två tillfällen (då mössen var 2 resp. 4 månader gamla). De fann som tidigare dos-relaterad hyperaktivitet och minskad förmåga att anpassa sig till en ny miljö, och att dessa effekter förvärrades med djurens ålder. De såg också att djuren uppvisade förändrad reaktion vid samtidig exponering för nikotin.

Rice et al (2007), vid University of Southern Maine i USA, har försökt upprepa den första Viberg-studien. Rice har exponerat nyfödda möss för 0, 6 eller 20 mg/kg dekaBDE (i emulsion för optimerad absorption) dagligen från dag 2 till dag 15. Fr.o.m. dag 14 har en mängd olika utvecklingstoxikologiska parametrar studerats, inklusive aktivitet i ny omgivning. För de flesta parametrar noterades inga effekter. Vissa reflexer var försvagade eller sent utvecklade, även om dessa effekter bara sågs vid ett av flera analystillfällen och alltså var av övergående natur. De såg dock effekter på spontant beteende i ny miljö (hyperaktivitet) och sänkt halt tyroxinhormon (T4), men endast i unga hanar och ej i vuxna djur. Studien stödjer att dekaBDE kan påverka spontanbeteendet och orsaka hyperaktivitet, man kan inte reproducera Vibergs data fullt ut. Till exempel finner Viberg/Eriksson hypoaktivitet följt av hyperaktivitet medan Rice bara observerar hyperaktivitet, och enligt Viberg förvärras effekten med åldern, medan Rice bara ser effekter i unga djur. En förklaring till olika effekter kan vara skillnaden i försöksupplägg, där Rice studerade beteende hos möss under deras aktiva del av dygnet, medan Viberg/Eriksson studerar hur djuren påverkas av dekaBDE då de utsätts för en störning under den del av dygnet då de helst vill sova.

Rice verkar ha studerat fler parametrar som ska publiceras separat, men en konferens-abstract (Onos et al 2007) antyder att högdosen dekaBDE (20 mg/kg/dag) också påverkar inlärning och "visual discrimination" då mössen uppnått 1 års ålder (men inte i unga djur). Dessa studier kan dock inte utvärderas förrän de publicerats.

Viberg/Eriksson har också studerat PBDE med lägre bromeringsgrad (tetra, penta, hexa, hepta, okta, nonaBDE), och funnit att de har likadana effekter som dekaBDE. Gee and Moser (2008) har försökt upprepa Erikssons studier på pentaBDE, och även om deras data inte är helt entydiga så verkar de stödja den hyperaktivitet som Eriksson sett, och att denna effekt förvärras då djuren blir äldre. Även Kuriyama et al (2005) har kunnat visa att pentaBDE orsakat hyperaktivitet hos råttor exponerade via sina mödrar under dräktigheten. I en review av PBDEs utvecklingstoxikologiska effekter har Costa och Giordano (2007) kommit till slutsatsen att alla PBDEer som testats i gnagare kan orsaka effekter på beteende och neurologisk utveckling, främst i form av hyperaktivitet.

US EPA har i sitt "Integrated Risk Information System (IRIS)" nyligen föreslagit ett humant gränsvärde för oralt intag ("oral RfD") på 0.007 mg/kg/dag baserat på ett NOAEL på 2.2 mg/kg/dag från Viberg-studien (2003) och en säkerhetsfaktor på 300.

**Av detta drar vi slutsatsen att de nya studierna styrker den misstanke som finns om utvecklingstoxikologiska effekter av dekaBDE. För de EU-länder som ansett att Viberg-studien behöver upprepas kommer dessa nya data nog inte anses bevisa utvecklingstoxicitet då resultaten inte är helt entydiga mellan de försökslaboratorier som försökt upprepa studierna. Dessutom har den studie som industrin ålagts att göra ännu inte rapporterats.**

### *Toxicitet av dekaBDE i däggdjur*

Hu et al (2007) studerade toxiciteten av dekaBDE in vitro i en human hepatocellinje. Höga koncentrationer kunde orsaka bildning av reaktivt syre och apoptos, och därigenom stoppa celldelningen. Den biologiska relevansen av studien är dock tveksam.

Van der Ven et al (2008) studerade toxiciteten av dekaBDE i råttor exponerade oralt under 28 dagar. DekabDE administrerades i form av en emulsion för att optimera biotillgängligheten, i doser upp till 60 mg/kg/dag. Vid låga exponeringsnivåer ses effekter på det hanliga könssystemet (ökad vikt av "seminal vesicles/coagulating glands" och minskad vikt av epididymis) och på enzymaktiviteter (ökning i lever och minskning i honornas binjure). Förutom dekaBDE återfanns också nonaBDE i djuren, vilket visar debromering. Författarna drar slutsatsen att exponeringen måste understiga 0.2 mg/kg/dag för att inga effekter ska uppstå i försöksdjuren. Då det inte finns så mycket regulatoriska erfarenheter av det försöksupplägg som användes i denna studie ("benchmark dose modellering") är det lite oklart om hur mycket tyngd man kan lägga vid de effektnivåer som beräknas med hjälp av statistisk modellering. Den sänkta enzymaktiviteten i honornas binjure är odiskutabel (men effekter sågs inte i hanarna), men övriga effekter är små och inte helt övertygande. Studien indikerar dock att dekaBDE kan ha biologiska effekter vid lägre doser än vad man tidigare trott, men det är svårt att bestämma en effektnivå (LOAEL/NOAEL) utifrån denna studie.

Tseng et al (2008) har studerat utvecklingstoxikologiska effekter av dekaBDE i möss, men upplägget bygger på att djuren doserats med dekaBDE-partiklar suspenderade i majsolja vilket innebär att mycket höga doser måste ges. Gravida möss doserades via gavage under de första 17 dagarna av dräktigheten. Inga effekter sågs på reproduktionen. Ungarna fick sedan växa upp utan exponering, och effekter på lever och tyroidea studerades sedan i hanarna då de uppnått vuxen ålder. Enzymaktivitetsmätningar i levern, histopatologi i lever och tyroidea, samt analys av tyroideahormoner (sänkt T3) visade effekter på dessa organsystem vid 1500 mg/kg/dag. I levern sågs histopatologiskt mindre förändringar (svullna celler) också vid lägre doser (500 och 10 mg/kg/dag).

Riu et al (2008) studerade fördelning och metabolism av radioaktivt inmärkt dekaBDE (löst i olja) i dräktiga råttor. De återfann 19 % av given dos i djurens organ, vilket visar på en hög biotillgänglighet för löst dekaBDE. Oförändrad dekaBDE återfanns i de flesta organen (och framför allt i binjure och äggstockar) samt i fostren, och fynd av tre nonaBDE och en oktaBDE visar på att dekaBDE debromeras i djuren.

**Dessa studier förstärker bilden av att dekaBDE kan ge toxikologiska effekter vid lägre dosnivåer än de som tidigare uppgivits i EU:s riskbedömning, då den ges till djuren ordentligt upplöst. I många av de tidigare studierna har ofta partiklar av okänd storlek getts till djurförsöken. Det är dock svårt att fastställa ett NOAEL/ LOAEL från dessa studier.**

### *Ekotoxicitet*

Riva et al (2007) studerade genotoxiska effekter av dekaBDE (0.1, 2, och 10 µg/l) i mussla. Kometmetoden (Comet assay) visade en signifikant ökning av DNA-skador jämfört med kontroller, men inget dos-respons samband. Inga irreversibla DNA-skador påvisades med mikrokärntestet (micronucleus assay) och författarna föreslår att detta indikerar att dekaBDE inte har någon betydande genotoxisk påverkan på akvatiska invertebrater.

Morgado et al (2007) undersökte hur olika PBDE påverkar sköldkörtelhormonsystemet i fisk. En in situ metod användes där testsubstansernas förmåga att binda till ett transportprotein (transthyretin) jämfördes med bindningsförmågan för vanliga sköldkörtelhormon. DekabDE uppvisade ingen stark bindning till transthyretin i detta test.

**Dessa studier påverkar inte de slutsatser om ekotoxicitet som finns i EU:s riskbedömning.**

## Referenser

- Allen, J.G., McClean, M.D., Stapleton, H.M., Webster, T.F. (2008a). Critical factors in assessing exposure to PBDEs via house dust. *Environment International* 34:1085-1091.
- Allen, J.G., McClean, M.D., Stapleton, H.M., Webster, T.F. (2008b). Linking PBDEs in house dust to consumer products using X-ray fluorescence. *Environmental Science & Technology* 42:4222-4228.
- Antignac, J.-P., Cariou, R., Zalko, D., Berrebi, A., Cravedi, J.-P., Maume, D., Marchand, P., Monteau, F., Riu, A., Andre, F., Le Bizec, B. (2008). Exposure assessment of French women and their newborn to brominated flame retardants: Determination of tri- to deca-polybromodiphenylethers (PBDE) in maternal adipose tissue, serum, breast milk and cord serum. *Environmental Pollution* in press.
- Ashizuka, Y., Nakagawa, R., Hori, T., Yasutake, D., Tobiishi, K., Sasaki, K. (2008). Determination of brominated flame retardants and brominated dioxins in fish collected from three regions of Japan. *Molecular Nutrition & Food Research* 52:273-283.
- Athanasiadou, M. och Bergman, Å. (2008). Insamling av bröstmjölksprover från Stockholm, Göteborg, Lund och Umeå samt analyser av insamlade bröstmjölksprover. Resultat från 2007 års arbete. Rapport till Naturvårdsverket.
- Binelli A., Guzzella L., Roscioli, C. (2008). Levels and congener profiles of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Zebra mussels (*D. polymorpha*) from Lake Maggiore (Italy). *Environmental Pollution* 153:610-617.
- Bustnes, J.O., Yoccoz, N.G., Bangjord, G., Polder, A., Skaare, J.U. (2007). Temporal trends (1986-2004) of organochlorines and brominated flame retardants in tawny owl eggs from northern Europe. *Environmental Science & Technology* 41:8491-8497.
- Cahill, T.M., Groskova, D., Charles, M.J., Sandborn, J.R., Denison, M.S., Baker, L. (2007). Atmospheric concentrations of polybrominated diphenyl ethers at near-source sites. *Environmental Science & Technology* 41:6370-6377.
- Christiansson, A., Hovander, L., Athanassiadis, I., Jakobsson, K., Bergman, Å. (2008). Polybrominated diphenyl ethers in aircraft cabins- A source of human exposure? *Chemosphere* in press.
- Costa L., Giordano G. (2007) Review: Developmental neurotoxicity of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *NeuroToxicology* 28:1047-1067.
- Covaci, A., Roosens, L., Dirtu, A.G., Waegeneers, N., Van Overmeire, I., Neels, H., Goeyens, L. (2008) Brominated flame retardants in Belgian home-produced eggs: Levels and contamination sources. *Science of the Total Environment* in press.
- Dye, J.A., Venier, M., Zhu, L., Ward, C.R., Hites, R.A., Birnbaum, L.S. (2007). Elevated PBDE levels in pet cats: Sentinels for humans? *Environmental Science & Technology* 41:6350-6356.

- Eljarrat, E., Marsh, G., Labandeira, A., Barcel, D. (2008). Effect of sewage sludges contaminated with polybrominated diphenylethers on agricultural soils. *Chemosphere* 71:1079-1086.
- Ericson I., van Bavel B, Lindström G. (2008). Resultatrapport för projektet: Screening av humanvävnad. *Rapport till Naturvårdsverket* 2008-03-31
- Fängström, B., Athanassiadis, I., Odsjö, T., Norén, K., Bergman, Å. (2008). Temporal trends of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in milk from Stockholm mothers, 1980-2004. *Molecular Nutrition & Food Research* 52:187-193.
- Fernandes, A., Dicks, P., Mortimer, D., Gem, M., Smith, F., Driffield, M., White, S., Rose, M. (2008). Brominated and chlorinated dioxins, PCBs and brominated flame retardants in Scottish shellfish: methodology, occurrence and human dietary exposure. *Molecular Nutrition & Food Research* 52:238-249.
- Gauthier, L.T., Hebert, C.E., Weseloh, D.V.C., Letcher, R.J. (2008). Dramatic changes in the temporal trends of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in herring gull eggs from the Laurentian Great Lakes. *Environmental Science & Technology* 42:1524-1530.
- Guzzella L., Roscioli C., Binelli A. (2008). Contamination by polybrominated diphenyl ethers of sediments from the Lake Maggiore basin (Italy and Switzerland). *Chemosphere* in press.
- Haglund, P., Malmvärn, A., Bergek, S., Bignert, A., Kautsky, L., Nakano, T., Wiberg, K., Asplund, L. (2007). Brominated dibenzo-p-dioxins: a new class of marine toxins? *Environmental Science & Technology* 41:3033-3034.
- Harrad S., Ibarra C., Abdallah M.A.-E., Boon R., Neels H., Covaci A. (2008). Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure. *Environment International* 34:1170-1175.
- Hu, X.-Z., Xu, Y., Hu, D.-C., Hui, Y., Yang, F.-X. (2007). Apoptosis induction on human hepatoma cells Hep G2 of decabrominated diphenyl ether (PBDE-209). *Toxicology Letters* 171:19-28.
- Huwe, J.K., Smith, D.J. (2007). Accumulation, whole-body depletion, and debromination of decabromodiphenyl ether in male Sprague-dawley rats following dietary exposure. *Environmental Science & Technology* 41:237-2377.
- Huwe, J.K., Hakk, H., Smith, D.J., Diliberto, J.J., Richardson, V., Stapleton, H.M., Birnbaum, L.S. (2008). Comparative absorption and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers following ingestion via dust and oil in male rats. *Environmental Science & Technology* 42:2694-2700.
- Jenssen, B.M., Soermo, E.G., Baek, K., Bytingsvik, J., Gaustad, H., Ruus, A., Skaare, J.U. (2007). Brominated flame retardants in north-east Atlantic marine ecosystems. *Environmental Health Perspectives* 115:35-41.

- Johansson, N., Viberg, H., Fredriksson, A., Eriksson, P. (2008). Neonatal exposure to decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) causes dose–response changes in spontaneous behaviour and cholinergic susceptibility in adult mice. *NeuroToxicology* 29:911-919.
- Johansson, A-K., Sellström, U., Lindberg, P., Bignert, A., De Wit, C. (2009). Polybrominated diphenyl ether congener patterns, hexabromocyclododecane, and brominated biphenyl 153 in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28:9-17.
- Kajiwara, N., Noma, Y., Takigami, H. (2008a). Photolysis studies of technical decabromodiphenyl ether (decaBDE) and ethane (DeBDethane) in plastics under natural sunlight. *Environmental Science & Technology* 42:4404-4409.
- Kajiwara, N., Kamikawa, S., Amano, M., Hayano, A., Yamada, T.K., Miyazaki, N., Tanabe, S. (2008b). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorines in melon-headed whales, *Peponocephala electra*, mass stranded along the Japanese coasts: Maternal transfer and temporal trend. *Environmental Pollution* 156:106-114.
- Karlsson, M., Julander, A., van Bavel, B., Hardell, L. (2007). Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust. *Environment International* 33:62-69.
- Kohler M., Zennegg M., Bogdal C., Gerecke A. C., Schmid P., Heeb N. V., Sturm M., Vonmont H., Kohler H.-P. E., Giger W. (2008). Temporal trends, congener patterns, and sources of octa-, nona-, and decabromodiphenyl ether (PBDE) and hexabromocyclododecanes (HBCD) in Swiss lake sediments. *Environmental Science & Technology* 42:6378-6384.
- Kuivikko, M., Kotiaho, T., Hartonen, K., Tanskanen, A., Vhtalo, A.V. (2007). Modeled direct photolytic decomposition of polybrominated diphenyl ethers in the Baltic Sea and the Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology* 41:7016-7021.
- Kunisue, T., Higaki, Y., Isobe, T., Takahashi, S., Subramanian, A., Tanabe, S. (2008). Spatial trends of polybrominated diphenyl ethers in avian species: Utilization of stored samples in the environmental specimen bank of Ehime University (*es-Bank*). *Environmental Pollution* 154:272-282.
- La Guardia, M.J., Hale, R.C., Harvey, E. (2007). Evidence of debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in biota from a wastewater receiving stream. *Environmental Science & Technology* 41:6663-6670.
- Li, A., Tai C., Zhao Z., Wang Y., Zhang Q., Jiang G., Hu J. (2007a). Debromination of decabrominated diphenyl ether by resin-bound iron nanoparticles. *Environmental Science & Technology* 41:6841-6846.
- Li, H., Yu, L., Sheng, G., Fu, J., Peng, P. (2007b). Severe PCDD/F and PBDD/F pollution in air around an electronic waste dismantling area in China. *Environmental Science & Technology* 41:5641-5646.
- Malmvärn, A., Zebuhr, Y., Jensen, S., Kautsky, L., Greyerz, E., Nakano, T., Asplund, L. (2005). Identification of polybrominated dibenzo-p-dioxins in blue mussels (*Mytilus edulis*) from the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 39:8235-8242.

- Malmvärn, A., Zebuhr, Y., Kautsky, L., Bergman, K., Asplund, L. (2008). Hydroxylated and methoxylated polybrominated diphenyl ethers and polybrominated dibenzo-p-dioxins in red alga and cyanobacteria living in the Baltic Sea. *Chemosphere* 72:910-916.
- Mandalakis, M., Stephanou, E.G., Horii, Y., Kannan, K. (2008). Emerging contaminants in car interiors: evaluating the impact of airborne PBDEs and PBDD/Fs. *Environmental Science & Technology* 42:6431-6436.
- Morgado, I., Hamers, T., Van der Ven, L., Power, D.M. (2007). Disruption of thyroid hormone binding to sea bream recombinant transthyretin by ioxinyl and polybrominated diphenyl ethers. *Chemosphere* 69:155-163.
- Nose, K., Hashimoto, S., Takahashi, S., Noma, Y., Sakai, S. (2007). Degradation pathways of decabromodiphenyl ether during hydrothermal treatment. *Chemosphere* 68:120-125.
- Olsman, H., Schnürer, A., Björnfoth, H., van Bavel, B., Engwall, M. (2007). Fractionation and determination of Ah receptor (AhR) agonists in organic waste after anaerobic biodegradation and in batch experiments with PCB and decaBDE. *Environmental Science and Pollution Research* 14:36-43.
- Onos K.D., Kenny E.R., Rice D.C. Markowski V.P. (2007) Long-term learning deficits following developmental exposure to the flame retardant decaBDE. ABSTRACT / *Neurotoxicology and teratology* 29:590.
- Polder, A., Venter, B., Skaare, J.U., Bouwman, H. (2008). Polybrominated diphenyl ethers and HBCD in bird eggs of South Africa. *Chemosphere* 73:148-154.
- Pulkrabová, J., Hrádková, P., Hajslová, J., Poustka, J., Nápravníková, M., Poláček, V. (2008). Brominated flame retardants and other organochlorine pollutants in human adipose tissue samples from the Czech Republic. *Environmental International* 35:63-68.
- Rattfelt-Nyholm, J., Norman, A., Norrgren, L., Haglund, P., Andersson, P.L. (2008a). Maternal transfer of brominated flame retardants in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere* 72:203-208.
- Rattfelt-Nyholm, J., Norman, A., Norrgren, L., Haglund, P., Andersson, P.L. (2008b). Uptake and biotransformation of structurally diverse brominated flame retardants in zebrafish (*Danio rerio*) after dietary exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* in press.
- Rice D.C., Reeve E.A., Herlihy A., Zoeller R.T., Thompson W.D., Markowski V.P. (2007) Developmental delays and locomotor activity in the C57BL6/J mouse following neonatal exposure to the fully-brominated PBDE, decabromodiphenyl ether. *Neurotoxicology and teratology* 29:511-520.
- Riu A., Cravedi J-P., Debrauwer L., Garcia A., Canlet C., Jouanin I., Zalko D. (2008). Disposition and metabolic profiling of [<sup>14</sup>C]-decabromodiphenyl ether in pregnant Wistar rats. *Environment International* 34:318-329.

Ricklund, N., Kierkegaard, A., McLachlan, M.S., Wahlberg, C. (2008). Mass balance of decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in a WWTP. *Chemosphere* in press.

Riva C., Binelli A., Cogni D., Provini A. (2007). Evaluation of DNA damage induced by decabromodiphenyl ether (BDE-209) in hemocytes of *Dreissena polymorpha* using the comet and micronucleus assays. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 48:735-743.

Schenker, U., Soltermann, F., Scheringer, M., Hungerbühler, K. (2008). Modeling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): The importance of photolysis for the formation of lighter PBDEs. *Environmental Science and Technology* 42:9244-9249.

Shaw, S.D., Brenner, D., Berger, M.L., Fang, F., Hong, C-S., Addlink, R., Hilker, D. (2008). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers in harbor seals from the northwest Atlantic. *Chemosphere* 73:1773-1780.

Stapleton H.M., Kelly S.M., Allen J.G., McClean M.D., Webster T.F. (2008). Measurement of polybrominated diphenyl ethers on hand wipes: Estimating exposure from hand-to-mouth contact. *Environmental Science & Technology* 42:3329-3334.

Stapleton H.M., Dodder N.G. (2008). Photodegradation of decabromodiphenyl ether in house dust by natural sunlight. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27:306-312.

SWECO Environment (2008). SWECO VIAK Screening Report 2008:4. Evaluation of non-WFD substances in surface water of Sweden. Rapport för Naturvårdsverket.

Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Sakai, S. (2008). Transfer of brominated flame retardants from components into dust inside television cabinets. *Chemosphere* 73:161-169.

Tokarz J.A., Ahn M.-Y., Leng J., Filley T.R., Nies L. (2008). Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers in anaerobic sediment and a biomimetic system. *Environmental Science & Technology* 42:1157-1164.

Tomy, G.T., Pleskach, K., Oswald, T., Halldorson, T., Helm, P.A., MacInnis, G., Marvin, C.H. (2008). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian arctic marine food web. *Environmental Science & Technology* 42:3634-3639.

Tseng L-H., Li M-H., Tsai S-S., Lee C-W., Pan M-H., Yao W-J., Hsu P-C. (2008). Developmental exposure to decabromodiphenyl ether (PBDE 209): Effects on thyroid hormone and hepatic enzyme activity in male mouse offspring. *Chemosphere* 70:640-647.

US EPA Integrated risk information system (IRIS). Proposed oral reference dose for decaBDE (06-30-2008)). <http://www.epa.gov/iris/subst/0035.htm>

Van den Steen E., Covaci A., Jaspers V.L.B., Dauwe T., Voorspoels S., Eens M., Pinxten R. (2007). Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Environmental Pollution* 148:648-653.

Van der Ven L.T.M., van de Kuil T., Leonards P.E.G., Slob W., Canton R.F., Germer S., Visser T.J., Litens S., Håkansson H., Schrenk D., van der Berg M., Piernsma A.H., Vos J.G., Opperhuizen A. (2008) A 28-day oral dose toxicity study in Wistar rats enhanced to detect endocrine effects of decabromodiphenyl ether (decaBDE). *Toxicology Letters* 179:6-14.

Viberg H., Fredriksson A., Eriksson P. (2007) Changes in spontaneous behaviour and altered response to nicotine in the adult rat, after neonatal exposure to the brominated flame retardant, decabromo diphenyl ether (PBDE 2009). *NeuroToxicology* 28:136-142.

Viberg H., Mundy W., Eriksson P. (2008) Neonatal exposure to decabrominated diphenyl ether (PBDE 2009) results in changes in BDNF, CaMKII and GAP-43, biochemical substrates of neuronal survival, growth, and synaptogenesis. *NeuroToxicology* 29:152-159.

Viganó, L., Roscioli, C., Erratico, C., Guzzella, L., Farkas, A. (2008). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in gammarids, caddisflies, and bed sediments of the lowland river Po. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* in press.

Voluntary Childrens Chemical Evaluation Program (VCCEP) (2008). Data summary: Update from the original VCCEP submission dated Dec 17, 2002 and the peer consultation meeting in April 2003. Decabromodiphenyl ether (a.k.a. decabromodiphenyl oxide, DBDPO) CAS # 1163-19-5.

Wang, L.C., Tsai, C.H., Chang-Chien, G.P., Hung, C.H. (2008). Characterization of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in different atmospheric environments. *Environmental Science & Technology* 42:75-80.

Wilford B.W., Thomas G.O., Jones K.C., Davison B., Hurst D.K. (2008). Decabromodiphenyl ethers (deca-BDE) commercial mixture components, and other PBDEs, in airborne particles at a UK site. *Environment International* 34:412-419.

Wu, J-P., Luo, X-J., Zhang, Y., Yu, M., Chen, S-J., Mai, B-X., Yang, Z-Y. (2008). Biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls in a highly contaminated freshwater food web from South China. *Environmental Pollution* in press.

Öman, C.B., Junestedt, C. (2007). Chemical characterization of landfill leachates- 400 parameters and compounds. *Waste Management* 28:1876-1891.

## Bilaga 2

Nedan framgår att ett 40-tal ämnen kan användas istället för dekaBDE, och att substitutens lämplighet varierar för olika material. Vid val av substitut måste många olika faktorer beaktas, varav flera är tekniska faktorer som bara industrin själva har kunskap om. Bilagan kan därför bara illustrera potentiella substitut till dekaBDE.

Informationen om alternativen har hämtats från många olika rapporter, där också mer ingående information om alternativen finns att hitta. För analys av alternativens miljö- och hälsofarlighet finns det dock ofta för lite data om ämnens egenskaper för en gedigen analys. När det gäller miljöfarlighet så har en enkel analys gjorts baserad på ämnets PBT-egenskaper (persistens, bioackumulering, och toxicitet), och för analys av hälsofarlighet är det främst carcinogenicitet, mutagenicitet och effekter på fortplantningen som beaktats. För en komplett analys behövs dessutom information om hur hög exponering av människor och miljö som användningen av de enskilda ämnena ger upphov till, och det saknas idag. Tack vare Reach kommer det dock att genereras en hel del data i anslutning till registreringen av dessa ämnen, som för ämnen med störst användning ska göras senast år 2010.

### Alternativ

CAS-nr	Namn	Bedömning av ämnets miljö- och hälsoeffekter	Material <sup>a</sup>	Referens <sup>b</sup>
<b>Oorganiska flamskyddsmedel</b>				
<b>Fosforbaserade</b>				
7723-14-0	Röd fosfor	<i>Toxicitet:</i> Klassificerat som skadligt för vattenlevande organismer. Är ofta förorenad med gul och vit fosfor, som är betydligt mer toxiska former av fosfor. Tillskottet av fosfor till miljön är litet jämfört med bakgrundshalterna.	Polyolefiner Polystyren PVC ABS Polyamid Polykarbonat SAN Omättad polyester Epoxi harts Polyuretan Gummi	SFT DK EPA JRC
68333-79-9	Ammoniumpolyfosfat	<i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet. För få data finns för att göra en fullständig bedömning av miljö- och hälsoegenskaper. Tillskottet av fosfat till miljön är litet jämfört med bakgrundshalterna.	Polyolefiner Polystyren PVC ABS Polykarbonat Omättad polyester Epoxiharts Polyuretan Textil	SFT DK EPA JRC
<b>Övriga oorganiska</b>				
1309-42-8	Magnesiumhydroxid	<i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet. Anses inte vara miljö- eller hälsofarligt.	Polyolefiner Polystyren PVC ABS Polykarbonat Omättad polyester Polyuretan Gummi Textil	SFT DK EPA JRC
21645-51-2	Aluminiumhydroxid	<i>Toxicitet:</i> Har en låg akut	Polyolefiner	SFT

		akvatisk toxicitet. En studie med råta indikerar att den akuta toxiciteten är låg. Jonformen av aluminium är dock både humantoxisk och toxisk för akvatiska organismer. Tillskottet av aluminium till miljön är lågt jämfört med bakgrundshalterna.	Polystyren PVC ABS Polykarbonat Omättad polyester Epoxiharts Polyuretan Textil	JRC
1332-07-6	Zinkborat	<i>Toxicitet:</i> Jonformen av zink har en hög akvatisk toxicitet. Tillskottet av zink till miljön är lågt jämfört med bakgrundshalterna	Polyolefiner Polystyren PVC ABS Polykarbonat Epoxiharts Polyuretan	SFT
	Zinkmolybdenföreningar		PVC	SFT
1303-96-4	Andra borföreningar, Borax (natriumtetraborat)	<i>Toxicitet:</i> Det anses finnas en måttlig risk för reproduktions- och utvecklingseffekter.	Textil	SFT
13701-59-2	Bariummetaborat	<i>Toxicitet:</i> Inga data.	Polyolefin Polystyren PVC ABS Polykarbonat Omättad polyester Epoxiharts Polyuretan	KemI 1/05
1309-64-4	Antimontrioxid	<i>Toxicitet:</i> Klassificerat som cancerframkallande (kategori 3).	Synergist till halogenerade ämnen	SFT
16923-95-8	Kaliumzirkoniumhexafluorid	<i>Toxicitet:</i> Inga data.	Ull	KemI PM 4/04
12027-96-2 12036-37-2	Zinkhydroxystannat Zinkstannat	<i>Toxicitet:</i> Har en låg akut toxicitet. Miljö- och hälsofarligheten bedöms vara låg.	PVC Epoxiharts Polyuretan	SFT
<b>Organiska flamskyddsmedel</b>				
<b>Organiska fosforföreningar</b>				
868-85-9	Dimetylvätefosfit (DMHP)	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	Textil	SFT
18755-43-6	Dimetylpropanfosfonat (DMPP)	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	PUR UPE	SFT
78-40-0	Trietylfosfat	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	PVC Polyuretan Omättad polyester	SFT
68937-41-7	Arylfosfat, t.ex. Tris(isopropylfenyl)fosfat	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Några arylfosfater har en hög akut akvatisk toxicitet.	Polystyren PVC Epoxiharts Polyuretan Färg och lack Textil	SFT
57583-54-7 125997-21-9	Resorcinol bis(diphenylphosphate) (RDP)	<i>Persistens:</i> Kriteriet uppfylls ej. <i>Bioackumulation:</i> Oklar bioackumulationsförmåga.	Polykarbonat ABS	DK EPA JRC WS

		BCF (baserat på uppskattat log Kow) =3000, BCF (baserat på uppmätt log Kow) =316. <i>Toxicitet:</i> Har en måttlig akut akvatisk toxicitet. Studier i råtta och kanin visar på låg akut toxicitet. En fullständig bedömning av miljö- och hälsoeffekter är inte möjlig pga. begränsade data.		
181028-79-5 5945-33-5	Bisfenol A bis(difenylfosfat) (BDP, BAPP)	<i>Persistens:</i> Är persistent. <i>Bioackumulation:</i> Oklar bioackumulationsförmåga. Rapporterade log Kow varierar mellan 4 och >6. <i>Toxicitet:</i> Har en låg till måttlig akut akvatisk toxicitet. Studier i råtta visar på låg akut och subkronisk toxicitet. En fullständig bedömning av miljö- och hälsoeffekter är inte möjlig pga. begränsade data.	PC/ABS PPE/HIPS ABS HIPS PPE/PC	DK EPA JRC WS
26444-49-5	Kresyldifenylfosfat	<i>Persistens:</i> Är persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (BCF=980 baserat på log Kow). <i>Toxicitet:</i> Har en måttlig akvatisk toxicitet. Är reproduktions- och utvecklingstoxiskt.	Polystyren Epoxiharts Polyuretan Polykarbonat/ABS PF	DK EPA JRC
115-86-6	Trifenylfosfat (TPP)	<i>Persistens:</i> Kriteriet uppfylls ej. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (rapporterade BCF-värden <1750). <i>Toxicitet:</i> Har en måttlig till hög akut akvatisk toxicitet. Studier i råtta visar på låg akut och subkronisk toxicitet.	PVC PC/ABS PPO Fenolharts	DK EPA JRC WS
68937-40-6	Triarylfosfat, butylerad	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	PVC Epoxiharts Polyuretan PC/ABS	DK EPA
	Fosfinater	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.		DK EPA
225789-38-8	Aluminiumdietylfosfinat	<i>Persistens:</i> Är mycket persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (baserat på log Kow). <i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet.	Epoxiharts PA PBT	DK EPA JRC
<b>Halogenerade organiska fosforföreningar</b>				
115-96-8 13674-87-8	T.ex. Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP) Tris(1,3-diklorisopropyl)fosfat (TDCP)	<i>Persistens:</i> Är persistenta. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (rapporterade BCF-värden <120). <i>Toxicitet:</i> TCEP är klassificerat	Polystyren PVC Epoxiharts Polyuretan	SFT UK KemI 5/04

		som cancerframkallande (kategori 3, senaste EU riskbedömningen föreslår att det ska klassificeras som kategori 2) och reproduktionstoxiskt (kategori 2).		
13674-84-5	Tris (2-klorisopropyl) fosfat (TCPP eller TMCP)	<i>Persistens:</i> Är potentiellt persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (rapporterade BCF-värden <5). <i>Toxicitet:</i> Har en låg kronisk toxicitet för akvatiska organismer. Reproduktions- och mutagenicitets studier pågår.	Polystyren PVC PC Epoxiharts Poluretan Textil	SFT UK UBA
27104-30-9	Tetrakis(hydroximetyl)fosfoniumklorid	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data. I en screeningundersökning (UK) mot PBT-kriterierna indikerades att ämnet inte uppfyller åtminstone ett av kriterierna.	Textil	SFT UK
<b>Organiska kväve och fosforföreningar</b>				
218768-84-4	Melaminpolyfosfat	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet.	PA TPU	DK EPA JRC
20120-33-6	Dimetylfosfonometylolpropionamid	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Bioackumuleras sannolikt inte (baserat på log Kow -1.68). <i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet.	Textil	SFT UK UBA
5301-78-0 41583-09-9 14808-60-7	Blandning av pentaerytritolfosfatalkohol och melaminfosfat och kvarts	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	PP	DK EPA
	Diguanidinvätefosfat		Textil	SFT
<b>Bromerade organiska föreningar</b>				
3194-55-6 25637-99-4	Hexabromcyklododekan (HBCDD)	<i>Persistens:</i> Hittas i ökande koncentrationer i miljön. <i>Bioackumulation:</i> Har en mycket hög bioackumulationspotential. <i>Toxicitet:</i> Har en hög kronisk akvatisk toxicitet (kriteriet uppfylls). Indikationer finns om neurotoxiska effekter.	Polyolefin PS Omättad polyester Polyuretan	JRC EU RAR
84852-53-9	Dekabromdifenyletan (DBDE)	<i>Persistens:</i> Hittas i ökande koncentrationer i miljön. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (rapporterade BCF-värden <200). <i>Toxicitet:</i> Studier i rått och kanin visar på låg toxicitet. Mycket begränsade data	ABS HIPS PA PBT/PET PC PP PE SAN	DK EPA JRC

		gällande miljö- och hälsoegenskaper, men DBDE misstänks ha liknande egenskaper i miljön som dekaBDE.	PC/ABS HIPS/PPE Termoplastisk elasomer Silikon PVC EPDM	
37853-59-1	1,2-Bis(2,4,6-tribromfenoxi)etan	<i>Persistens:</i> Är mycket persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (rapporterade BCF-värden <30). <i>Toxicitet:</i> Har en låg toxicitet. Mycket begränsade data gällande miljö- och hälsoegenskaper.	HIPS ABS PC UPE	DK EPA JRC WS
58965-66-5	1,2,4,5-Tetrabrom-3,6-bis(pentabromfenoxi) bensen	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	ABS HIPS PA PBT/PET PC PP PE SAN PC/ABS HIPS/PPE Silikon EPDM	DK EPA
79-94-7	Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	<i>Persistens:</i> Är mycket persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (rapporterade BCF-värden <1240). Monitoringdata visar dock att ämnet har en vid spridning i biota. <i>Toxicitet:</i> Kriteriet uppfylls ej, men har en relativt hög akut- och kronisk toxicitet för akvatiska organismer. Indikationer finns om hormonstörande- och neurotoxiska effekter. TBBPA kan brytas ner till bisfenol A.	ABS HIPS PC Epoxiharts	DK EPA JRC EU RAR UBA
21850-44-2	Tetrabrombisfenol A bis(2,3-dibrompropyleter)	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Misstänks vara cancerframkallande. Mycket begränsade data gällande miljö- och hälsoegenskaper.	HIPS PP PE Kristallin PS	DK EPA JRC WS
94334-64-2 71342-77-3	Tetrabrombisfenol A karbonatoligomerer	<i>Persistens:</i> Är mycket persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej. <i>Toxicitet:</i> Kriteriet uppfylls ej. Inga data finns, bedömningen har baserats på data för TBBPA.	PBT/PET PC ABS Polysulfon SAN	DK EPA JRC
40039-93-8	Tetrabrombisfenol A epiklorhydrinpolymer	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data.		JRC

		<i>Toxicitet:</i> Inte akut toxiskt.		
	Tetrabromoftalatdiol		Färg och lack	SFT
68928-70-1	Bromerad epoxy polymer	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	PBT HIPS ABS PC/ABS PA	DK EPA JRC
88497-56-7 57137-10-7 148993-99-1	Bromerad polystyren	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data.	PS ABS PA Epoxiharts	DK EPA JRC
59447-57-3	Poly(pentabrombenzylakrylat)	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej. <i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet.	PBT/PET/ PCT PA Styren copolymerer PP HIPS/PPO	DK EPA JRC
593-60-2	Vinylbromid	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. <i>Toxicitet:</i> Inga data. I en screeningundersökning (UK) mot PBT-kriterierna indikerades att ämnet inte uppfyller åtminstone ett av kriterierna.	PVC	SFT UK
<b>Bromerade organiska fosforföreningar</b>				
	Bromalkylfosfater		PUR	SFT
<b>Bromerade organiska kväveföreningar</b>				
32588-76-4	Etylenbis(tetrabromftalimid) (EBTPI)	<i>Persistens:</i> Är mycket persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej. <i>Toxicitet:</i> Få data finns, men en studie visar på låg akut akvatisk toxicitet. En fullständig bedömning av miljö- och hälsoegenskaper är inte möjlig pga. för få data.	ABS HIPS PBT/PET PC PP PE SAN PC/ABS HIPS/PPE Termoplasisk elasomer Silikon PVC EPDM	DK EPA JRC
25713-60-4	Tris(tribromfenoxi)triazin	<i>Persistens:</i> Är persistent. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej. <i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet.	PE ABS HIPS	DK EPA JRC
<b>Andra halogenerade organiska föreningar</b>				
63449-39-8 85535-85-9	Klorparaffiner C14-17 MCCP	<i>Persistens:</i> Är inte biologiskt nedbrytbara och har en vid spridning i miljön. <i>Bioackumulation:</i> Har en hög bioackumulationspotential (baserat på log Kow). Studie av biokonzentration i fisk pågår. <i>Toxicitet:</i> Har en hög akut akvatisk toxicitet. Indikationer	Polyolefiner PS PVC ABS UPE Epoxiharts Polyuretan	JRC

		finns om cancerframkallande och utvecklingstoxiska effekter.		
13560-89-9	Dodecachlorododecahydrodimethanodibenzocyclooctene (Dechlorane Plus)	<i>Persistens:</i> Hittas i ökande halter i miljön. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej. <i>Toxicitet:</i> Få data, men en studie indikerar att den akuta akvatiska toxiciteten är låg.	PA ABS PP Epoxiharts	DK EPA JRC
<b>Kvävebaserade organiska föreningar</b>				
108-78-1	Melamin	<i>Persistens:</i> Inga data. <i>Bioackumulation:</i> Kriteriet uppfylls ej (BCF<4). <i>Toxicitet:</i> Höga doser kan orsaka njursten/njurskada. Miljö- och hälsofarligheten bedöms vara låg.	PUR Textil	SFT KemI 5/04
37640-57-6	Melamincyanurat	<i>Persistens:</i> Är ej persistent. <i>Bioackumulation:</i> Inga data. Bioackumuleras sannolikt inte (baserat på log Kow <0) <i>Toxicitet:</i> Har en låg akut akvatisk toxicitet.	PA Termoplasisk PUR	DK EPA JRC UK UBA

<sup>a</sup>ABS= Akrylnitrilbutadienstyren; EPDM= Etenpropendienterpolymer; HIPS= High impact polystyren; PA= Polyamid; PBT= Polybutentereftalat; PC= Polykarbonat; PCT= Poly((cyclohexylen-dimetylen) tereftalat); PE= Polyeten (ex på en polyolefin); PET= Polyetentereftalat; PF= Fenolformaldehydplast; PP= Polypropen (ex på en polyolefin); PPE= Polyfenyleneter; PPO= Polyfenylenoxid; PS= Polystyren; PUR= Polyuretan; PVC= Polyvinylklorid; SAN= Polyvinylklorid; TPU= Termoplastisk polyuretan; UPE= Omättad polyester

<sup>b</sup>DK EPA. Health and environmental assessment of alternatives to deca-BDE in electrical and electronic equipment. Rapport från danska Miljöstyrelsen, No. 1142, 2007.

JRC. Review on production processes of decabromodiphenyl ether (decaBDE) used in polymeric application in electrical and electronic equipment, and assessment of the availability of potential alternatives to decaBDE. Rapport från Europeiska kemikaliebyråns Joint Research Centre, EUR 22693 EN, 2007.

SFT. Guidance on flame-retardant alternatives to pentabromodiphenyl ether (PentaBDE). UNEP/POPS/POPRC.4/INF/13. Rapport från norska statens forureningstilsyn, 2007.

WS. Washington State polybrominated diphenyl ether (PBDE) chemical action plan: Final plan. Rapport från Washington State Department of Health, #05-07-048, 2006.

UK. Priorisation of flame retardants for environmental risk assessment. Rapport från brittiska naturvårdsverket, 2003.

KemI 1/05. Survey and technical assessment of alternatives to Decabromodiphenyl ether (decaBDE) in plastics. Rapport från Kemikalieinspektionen, 2005.

KemI PM 4/04. Kartläggning och teknisk bedömning av alternativ till dekabromdifenyleter (decaBDE) i textila applikationer. Rapport från Kemikalieinspektionen, 2004.

KemI 5/04. Dekabromdifenyleter (decaBDE) - underlag till ett nationellt förbud. Rapport från Kemikalieinspektionen, 2004.

UBA. Substituting Environmentally Relevant Flame Retardants: Assessment Fundamentals Volume I: Results and summary overview. Rapport från tyska naturvårdsverket 40/2001.

## Bilaga 3

### Import i varor - Avfall

Baserat på världsproduktionen av PBDE 1990 (ca 40 000 ton) uppskattade Kemikalieinspektionen importen av PBDE i varor till Sverige till 400 ton per år (Kemi rapport 9/94). För dekaBDE som då stod för 75 % av världsproduktionen av PBDE skulle det motsvara ca 300 ton. År 2001 var världsproduktionen av dekaBDE 56 100 ton (Voorspoels et al, 2003). Med samma beräknings sätt som tidigare (Sverige antas konsumera 1 % av världsproduktionen), skulle det motsvara en import av dekaBDE i varor till Sverige i storleksordningen 500-600 ton per år. Enligt en schweizisk studie, Morf et al (2006), fördelade sig dekaBDE i importerade varor till Schweiz enligt följande: ca 45 % i elektriska och elektroniska produkter, 30 % i motorfordon och 25 % i byggmaterial. Man kan anta att fördelningen i Sverige är ungefär densamma. Den årliga mängden dekaBDE i avfall är uppskattningsvis i samma storleksordning som den årligen importerade mängden, men kan antas minska i framtiden som en effekt av RoHS-direktivets förbud att använda dekaBDE i elektriska och elektroniska produkter.

### Elektronikavfall

Nästan all elektronik samlas in separat. Enligt muntlig information från El-Kretsen, som samlar in över 90 % av elektronikavfallet i Sverige, går elektriska och elektroniska produkter till förbehandling vid avfallsledet dvs. delar av produkter som kan innehålla vissa farliga ämnen avlägsnas från produkten och behandlas sedan på särskilt sätt vid avfallshanteringen. Bromerade flamskyddsmedel måste enligt föreskriften NFS 2005:10 avlägsnas från avfallet vid förbehandlingen.

Morf et al (2005) beräknade att genomsnittskoncentrationen av deka i elektronikskrot var 519 mg/kg 2003. DekabDE-halten i separata fraktioner var 170 mg/kg i kopparkabelavfall, 27 mg/kg i kretskort, 4800 mg/kg i dator- och TV-höljen och 13000 mg/kg i TV-bakstycken.

I återvinningsledet existerar det inte idag någon scanner som automatiskt känner av bromerade flamskyddsmedel. Det krävs att man går utefter det löpande bandet med en bärbar scanner. Denna kan endast känna av bromider och det är en arbetsintensiv och dyr åtgärd. För att veta om avfallet innehåller just dekaBDE krävs laboratorieanalys. Återvinnaren analyserar slumpvis i de fall de har ett laboratorium. En labanalys som Naturvårdsverket tagit del av pekar på höga halter av just dekaBDE i det undersökta materialet och halten är flera tiopotenser högre än för övriga varianter av bromerade flamskyddsmedel.

Plast av bra kvalitet, till exempel plast som inte innehåller flamskyddsmedel, återvinns. För närvarande är det ca 6 % av plasten som går till återvinning enligt El-Kretsen. Resten av plasten går till förbränning hos SAKAB, och i förbränningen torde dekaBDE destrueras. Plast som innehåller flamskyddsmedel går alltså till en anläggning som bränner farligt avfall, trots att det inte finns något lagkrav på det då dekaBDE-innehållande material inte klassas som farligt avfall. Det kan dock inte uteslutas att en del av denna plast ges dispens (beror på var i landet insamlingen, återvinningsbehandlingen, förbränningen/deponeringen sker) och blir deponerad (se avsnittet om övrigt avfall nedan).

Naturvårdsverket har nyligen intervjuat tre olika återvinnare. En återvinnare hade en lathund med lista över de delar som innehöll farliga ämnen som ska plockas bort vid förbehandlingen. Den dekaBDE-innehållande plasten från elavfallet uppgavs vara 10-15 % av all plast. Denna mängd gick som farligt avfall till förbränning hos SAKAB. Plast av bra kvalitet brukade

skickas till Kina för återvinning och tillverkning av nya produkter. Det är Naturvårdsverkets uppfattning att det endast är kvalificerade återvinnare som tillämpar denna eller liknande metod. En annan återvinnare ansåg sig ha kontroll på situationen och att de kunde utskilja den förorenade plasten av erfarenhet. Den tredje återvinnaren verkade sakna metod för att skilja ut bromerade flamskyddsmedel.

El-Kretsen uppgav att 6 % av plasten innehöll dekaBDE medan den först nämnda återvinnaren ovan uppgav 10-15 %. 16 % av elavfallet är plast och i Naturvårdsverkets EE-register finns följande uppgifter:

2006: 130 000 ton insamlat elavfall, varav 1 200 – 3 100 ton dekaBDE-plast

2007: 156 000 ton insamlat elavfall, varav 1 500 – 3 700 ton dekaBDE-plast

### Övrigt avfall

I Sverige förbjöds deponering av brännbart avfall år 2002. År 2005 utvidgades förbudet till att omfatta allt organiskt avfall. Förbuden är behäftade med dispenser, eftersom det inte hunnit byggas upp tillräcklig förbränningskapacitet i tid. Under år 2002 medgav länsstyrelserna dispens för deponering av 1 600 000 ton brännbart och organiskt avfall varav 990 000 ton var annat avfall än hushållsavfall (se tabell 1). Dispensgivningen har därefter minskat successivt och år 2007 gavs dispens för deponering av ca 480 000 ton brännbart och organiskt avfall varav 395 000 ton var annat avfall än hushållsavfall.

**Tabell 1 Länsstyrelsernas medgivna dispenser (ton) under åren 2002-2007**

År	Hushållsavfall	Övrigt avfall (Annat avfall än hushållsavfall)	Totalt
2002	600 000	990 000	1 600 000
2003	535 000	939 000	1 470 000
2004	196 000	292 000	488 000
2005	99 000	578 000	677 000
2006	139 000	596 000	735 000
2007	81 000	395 000	476 000

Dispenserna utnyttjas inte fullt ut och åren 2005 och 2006 utnyttjades bara 54 % av dispenserna för annat avfall än hushållsavfall. Vilket för 2006 betyder att ca 300 000 ton ”övrigt” avfall deponerades.

En del av det övriga avfall som fortfarande kan hamna på deponi kan komma från fragmenteringsanläggningar. Fragmenteringsanläggningar separerar metaller från övrigt på bilar, metallskrot (som innehåller en del textilier, plast mm), metallfraktionen som samlats in på återvinningscentraler mm, samt återvinner därefter metallen. Den organiska restfraktionen kallas "fluff". Den innehåller mycket föroreningar, har mycket högt bränslevärde, men är också problematisk av olika anledningar att stoppa in i en avfallsförbränningsanläggning. Därför deponeras merparten av detta, och har så gjort genom åren. Detta ”fluff” uppgår till totalt cirka 100-150 000 ton per år i landet. Detta fluff innehåller med stor sannolikhet dekaBDE. I studie av japanska bilåtervinningsanläggningar, Sakai et al (2006b), analyserades halten deka i ASR (automobile shredder residue) som är den rest på ca 20-25 % som återstår som inte kan återvinnas. Koncentrationen av dekaBDE i denna rest bestämdes till 310 mg/kg.

Kabel återvinns i särskilda kabelgranuleringsanläggningar. Plasten är en rest man vill bli av med och den har ofta utnyttjats som underlag på ridbanor eftersom den förlänger ridsäsongen genom att tjälen inte slår till i det öppna ridhuset. Detta förfarande har Naturvårdsverket rekommenderat att man bör vara restriktiv till pga. utlakningsrisken för olika ämnen. Årligen

produceras ca 7 000 ton sådant kabelgranuleringspill i landet. Det kan inte uteslutas att också en del av detta hamnar på deponi.

Sammanfattningsvis kan konstateras att det trots deponeringsförbudet fortfarande deponeras ca 200 000 – 300 000 ton organiskt avfall per år. En stor del av detta är ”fluff” från defragmenteringsanläggningar, men sannolikt förekommer också en del plast från elektronikskrot och kabel. En grov uppskattning av mängden dekaBDE som deponeras visar att det rör sig om i storleksordningen 50 - 100 ton per år (200 000 - 300 000 ton x 310 mg deka/kg). Mängden dekaBDE som deponeras kommer troligen att minska med tiden framför allt som en följd av utbyggd kapacitet att förbränna organiskt avfall.

Öman och Junestedt (2007) analyserade halten dekaBDE i lakvatten från kommunala deponier. DekabDE detekterades i lakvatten från 4 av 12 deponier i halter av storleksordningen  $\mu\text{g/l}$ , vilket visar att dekaBDE lakas från svenska deponier. Den uppsamlade mängden lakvatten från svenska deponier har uppskattats till mellan 8 och 12 miljoner  $\text{m}^3$  per år (Naturvårdsverket, 2008). Baserat på en halt på  $1 \mu\text{g/l}$  av dekaBDE kan den totala mängden dekaBDE därmed uppskattas till ca 10 kg ( $1 \cdot 10^{10}$  liter  $\cdot 1 \cdot 10^{-9}$  kg/l). På grund av dekaBDEs hydrofoba egenskaper kan den största mängden dock förväntas återfinnas i sedimentfasen och inte i lakvattnet. Vid de flesta deponier sker någon form av lokal lakvattenbehandling och från drygt hälften av deponierna förs lakvattnet vidare till kommunala reningsverk.

## Referenser

Muntlig information från Erik Westin, Naturvårdsverket  
Muntlig information från Helén Lindqvist, Naturvårdsverket  
Muntlig information från Lena Jacobsson, Naturvårdsverket  
Muntlig information från Jan-Olof Eriksson, El-Kretsen  
Muntlig information från Martin Seeger, El-KretsenSNV rapport 5792  
Muntlig information från Ingrid Båvenstrand, 3M  
Muntlig information från Hans-Erik Boström, SASRefs från DEKA RAR 0708

Morf, L.S., Tremp, J., Gloor, R., Huber, Y., Stengele, M., Zennegg, M. (2005). Brominated flame retardants in waste electrical and electronic equipment: Substance flows in a recycling plant. *Environmental Science & Technology*, 39:8691-8699.

Morf, L.S., Buser, A.M., Taverna, R. (2006). Selected brominated flame retardants: Sources, sinks in the anthroposphere and emissions to the environment. Abstract from "DIOXIN, 2006", Oslo, August 21-24, 2006.

Sakai, S., Takahashi, S., Osada, M., Miyazaki, T. (2006b). Dioxin-related compounds, brominated flame retardants and heavy metals in automobile shredder residue (ASR) and their behavior in high-temperature melting process. Abstract from "DIOXIN, 2006", Oslo, August 21-24, 2006.

Voorspoels, S., Covaci, A., Schepens P. (2003). Polybrominated diphenyl ethers in marine species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: Levels, profiles and distribution. *Environmental Science & Technology*, 37:4348-4357.

Naturvårdsverket, 2008. Lakvatten från deponier. Faktablad 8306.

Öman, C.B., Junestedt, C. (2007). Chemical characterization of landfill leachates- 400 parameters and compounds. *Waste Management* 28:1876-1891.

## Bilaga 4

### Referensgruppen

Följande aktörer stödjer utredningen genom att delta i den referensgrupp som skapats i syfte att kunna genomföra regeringsuppdraget om dekaBDE i nära samråd med berörda myndigheter, universitet och högskolor, organisationer, kommuner och företag.

<i>Organisation</i>	<i>Namn</i>	<i>Adress och telefon</i>	<i>e-postadress</i>
Myndigheten för samhällsskydd och beredskap	Björn Albinson	651 09 Karlstad Tel. 010-2405298	bjorn.albinson@msbmyndigheten.se
Arbetsmiljöverket	Marie Cardfelt	171 84 Solna Tel. 730 92 57	Marie.cardfelt@av.se arbetsmiljoverket@av.se
Konsumentverket	Anette Arveståhl	Box 48 651 02 Karlstad Tel. 0771-42 33 00	Anette.arvestahl@konsumentverket.se
Swerea IVF AB	Stefan Posner	Box 104 431 22 Mölndal Tel. 031-706 63 07	stefan.posner@swerea.se
Sveriges Byggindustrier	Danielle Freilich	Box 7835 103 98 Stockholm Tel 698 58 29	danielle.freilich@bygg.org
Textilimportörerna	Åke Weyler Eva Ranner	Box 17559 118 91 Stockholm Tel 505 970 90	ake.weyler@textileimporters.se eva.ranner@textileimporters.se
TEKOindustrierna	Henrik Willers	Box 5510 114 85 Stockholm Tel 782 09 71	henrik.willers@teko.se
Plast & Kemiföretagen	Göran Wall	Box 5501 114 85 Stockholm Tel. 783 81 98	goran.wall@plastkemiforetagen.se
Trä- och Möbelindustri-förbundet	Bo Wadling	Box 16006 103 21 Stockholm Tel. 762 72 04 0476 – 33 222	bo.wadling@tmf.se
Teknikföretagen	Kenny Kvarnström	Box 5510 114 85 Stockholm Tel 782 09 31	Kenny.kvarnstrom@teknikforetagen.se
Näringslivets Regelnämnd (NNR)		Blasieholmsgatan 4 A 111 48 Stockholm Tel. 762 7090	info@nnr.se
Volvo	Ragnhild Bruhn	Götaverksg. 10 M1:4 avd 6340 405 08 Göteborg Tel. 031-322 92 50	Ragnhild.bruhn@volvo.com
BIL Sweden	Anna Henstedt	Box 26 173 100 41 Stockholm Tel. 700 41 18	Anna.henstedt@bilsweden.se
Schoeller Arca	Anders Lindén	Box 82	anders.linden@schoellerarca.com

Systems AB		284 22 Perstorp	
3M	Ingrid Båvenstrand	Bollstanäsvägen 3 191 89 Sollentuna	ibavenstrand@mmm.com
Honda Logistics Sweden AB	Mirza Vreto	P.O. Box 50583 202 15 Malmö Tel. 040- 380700	mirza.vreto@honda-eu.com
Livsmedelsverket	Marie Aune	Box 622 751 26 Uppsala	marie.aune@slv.se
BSEF (Bromine Science and Environmental Forum)	Maja Haglund	070-6341516	Maja.haglund@bm.com
Naturvårdsverket	Erik Westin	Valhallavägen 195 106 48 Stockholm Tel 08-698 16 20	Erik.westin@naturvardsverket.se
Naturvårdsverket	Britta Hedlund	Valhallavägen 195 106 48 Stockholm	Britta.hedlund@naturvardsverket.se
ALGOL Chemicals AB	Robert Jönsson	Box 22202 250 24 Helsingborg	Robert.jonsson@algolchemicals.se
Miljöstyvningsrådet	Peter Nohrstedt	Wasagatan 15-17 111 20 Stockholm 08-700 66 93	Peter@msr.se
Stockholms Universitet	Lillemor Asplund	Enheten för analytisk miljökemi 106 91 Stockholm 08-674 7165	lillemor.asplund@itm.su.se
FMV	Birgit Ramfjord	115 88 Stockholm Tel. 782 67 92	birgit.ramfjord@fmv.se
SAAB	Maria Sahlin		maria.sahlin@saabgroup.com
Ericsson	Susanne Lundberg, Jenny Sandahl		susanne.lundberg@ericsson.com, jenny.sandahl@ericsson.com
SKL (Sveriges Kommuner och Landsting)	Peter Wenster	Hornsgatan 20 118 82 Stockholm	Peter.wenster@skl.se
Boverket	Sara Giselsson	Box 534 371 23 Karlskrona	sara.giselsson@boverket.se
Elsäkerhetsverket	Mikael Schmidt		mikael.schmidt@elsakerhetsverket.se



KEMIKALIEINSPEKTIONEN • Box 2 • 172 13 SUNDBYBERG  
TEL 08 519 41 100 • FAX 08 735 76 98 • [www.kemi.se](http://www.kemi.se) • e-post [kemi@kemi.se](mailto:kemi@kemi.se)