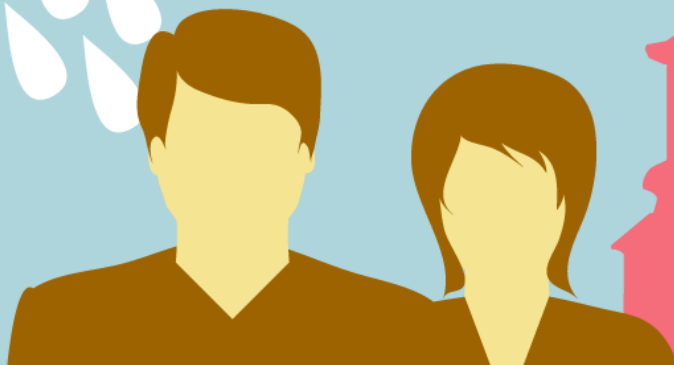


**Nya gifter -  
nya verktyg**

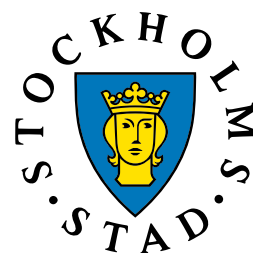


ISSN 1653-9168

# Substansflödesanalys

av polybromerade difenyletrar  
i Stockholms stad 2005

Kaj Thuresson  
Institutionen för miljö kemi, Stockholms universitet



Under åren 2004-2008 driver Miljöförvaltningen tillsammans med Stockholm Vatten AB projektet Nya gifter – Nya verktyg med finansiering ur stadens Miljömiljard.

Projektets mål är att ta fram information om vilka ämnen som bör prioriteras i stadens miljögiftsarbete, både i form av åtgärder och miljöövervakning. Det ska också beskriva var i staden de prioriterade ämnena används, hur de når stockholm-miljön och vad staden och andra aktörer kan göra för att minska de problem som är förknippade med miljögifter i Stockholm.

En sammanfattande slutrapport kommer att publiceras under våren 2008.

Varje författare ansvarar för innehållet i respektive delrapport.

Stockholm 2007

Omslagsillustration:  
Tobias Flygar

Ett samarbete mellan:



ISSN: 1653-9168

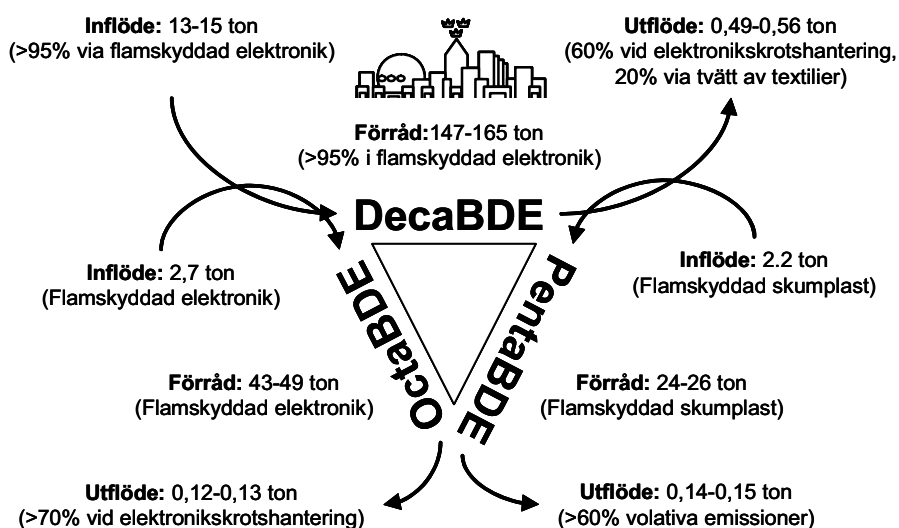
# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	<b>2</b>
<b>Abstract</b>	<b>3</b>
<b>1. Inledning</b>	<b>4</b>
Huvudsakliga frågeställningar	4
Målsättningar	5
Flamskyddsmedel	5
Bromerade flamskyddsmedel	7
Polybromerade difenyletrar	10
Polybromerade difenyletrar i miljön och toxiska effekter	13
Polybromerade difenyletrar i Stockholms stad	15
Substansflödesanalys (SFA)	17
<b>2. Metod</b>	<b>19</b>
Metodbeskrivning för SFA	20
<b>3. Beräkningar</b>	<b>25</b>
PentaBDE	25
OctaBDE	29
DecaBDE	33
<b>4. Resultat</b>	<b>40</b>
Resultat av SFA	41
<b>5. Osäkerhet</b>	<b>45</b>
<b>6. Slutsatser</b>	<b>48</b>
<b>7. Åtgärder och ansvar</b>	<b>49</b>
Åtgärdsförslag	50
Uppföljningsverktyg	51
<b>8. Referenser</b>	<b>53</b>
<b>9. Bilagor</b>	<b>58</b>
Bilaga 1	58
Bilaga 2	59
Bilaga 3	60

## Sammanfattning

Bromerade flamskyddsmedel (BFRs) används för att försvåra antändningen, förlänga tiden för ett brandförlopp och minska spridningen av en uppkommen brand. BFR används främst i polymera material, så som plaster och gummi, men även textilier flamskyddas. En vanligt förekommande grupp av BFRs är de polybromerade difenyletrarna (PBDE). Användningsområdet för PBDE rymmer många olika typer av produkter, så som TV-apparater, datorer, hushållsmaskiner, mm. PBDE har även använts som flamskyddsmedel i textilier, möbler och golvmattor. Under senare delen av 90-talet och fram till idag har miljöforskning kring PBDE exploderat och forskningsresultat har även väckt ett medialt och politiskt intresse, vilket resulterat i ett tillverknings- och användningsförbud från EU av PentaBDE och OctaBDE. Den tekniska PBDE-blandningen DecaBDE är dock fortfarande under utredning. PBDE har ej producerats i Sverige, kemikalien har istället kommit in i landet via import (av kemikalien som sådan) eller via varor och produkter som flamskyddats utomlands. Fortfarande saknas kunskap och detaljerad information om vilka produkter som flamskyddas med PBDE och hur stort flödet av dessa kemikalier är i vårt samhälle.

I den här rapporten har en metod kallad substansflödesanalys (SFA) av PBDE utförts för Stockholms stad. Beräknade kvantitativa estimeringar för inflöde, utflöde och förråd för de tre olika tekniska produkterna, PentaBDE, OctaBDE samt DecaBDE (i de produktslag de förekommer) har resulterat i en detaljerad SFA. Det totala inflödet av PBDE till Stockholm stad år 2005 har estimerats till 18-20 ton (72-75 % består av DecaBDE). Inflödet har under åren byggt upp ett förråd om 214-240 ton PBDE i produkter och varor i Stockholms samhälle. Från förrådet sker sedan ett utflöde om totalt 0,75-0,84 ton/år PBDE till Stockholms miljö. Genom estimeringar i denna SFA har det visats att elektronik flamskyddad med DecaBDE är den största enskilda faktorn och dominerar estimeringarna för både inflöde, utflöde och förråd. Dessutom har det estimerats att textila applikationer av DecaBDE står för en betydande del av utflödet till Stockholms stads miljö, och att detta sker då den flamskyddade textilen tvättas.

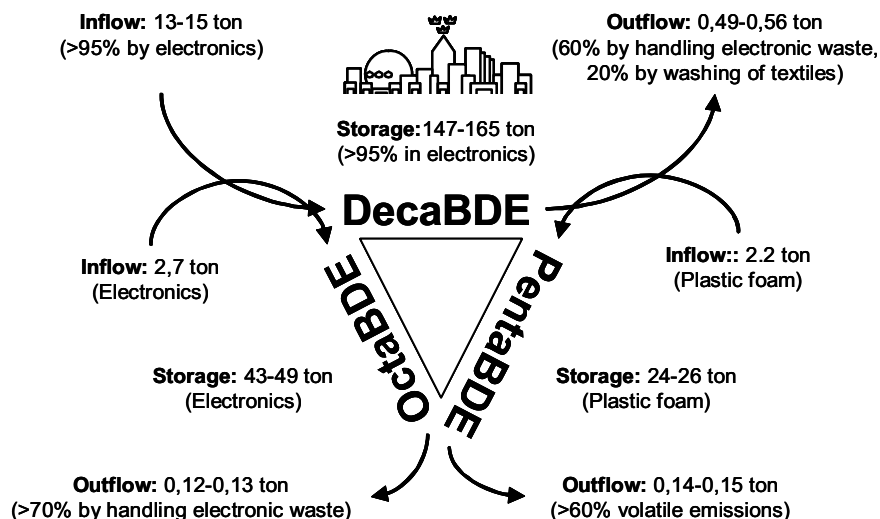


Flöden av polybromerad difenyleter (PBDE), i en substansflödesanalys (SFA) för Stockholm, år 2005. I modellen antages att flamskyddade produkter har en medellivslängd av 10 år.

## Abstract

Brominated flameretardents (BFRs) have been used to inhibit egnition, prolong the time it takes for an object to catch fire and hindering that fire will spread. BFRs are mostly used in polymers, such as plastics and rubber, but textiles are also flame retarded. A common group of BFRs are the polybrominated diphenyl ethers (PBDE). The usage of PBDE is a wide range of products, such as TV-sets, computers, house hold apliencys. But PBDE have also been usaged in textiles, furnichure and floor carpet. During the late 90<sup>th</sup> until today environmental research of PBDE has exploded and scientific data has brought attention by media and politics, resulting in a ban for the usage of PentaBDE and OctaBDE within the EU community. The technical mixture of DecaBDE is still in use. PBDE were never produced in Sweden, the chemical reached the country either by importing the chemical as such, or incorporated in goods from abroad. Though we know more today about the usage of PBDE, there is still a lot of things not accounted for. Knowlge is yet missing regarding detailed information regarding what products are flame retarded and how big the chemical flow is in our society.

In this report, a method called substance flow analysis (SFA) has been used for PBDE, in Stockholm. Calculated estimations of flows in and out of Stockholm together with estimations of the storage, for each and one of the three technical products, PentaBDE, OctaBDE and DecaBDE (in their most common products) have resulted in a detailed SFA. The total flow of PBDE to Stockholm in the year of 2005 was estimated to 18-20 ton (72-75 was DecaBDE), the flow has built up the storage of 214-240 ton, from the storage a out flow is estimated to 0,7-0,84 ton/year of PBDE. By estimations in this SFA, it has been shown that electronics flame retarded with DecaBDE is the single largest factor, and is dominating estimations of flows (both in and out of Stockholm) and storage. It has also been estimated that textile applications of DecaBDE stands for a large proportion of the out flow of Stockholm, and is explained by washing off flame retarded textiles.



Flows of polybrominated diphenyl ether (PBDE), in a Substance Flow Analysis (SFA) for Stockholm, the year of 2005. In the model, the estimated life span of flame retarded products are 10 years.

# I. Inledning

Sveriges riksdag har beslutat om 16 nationella miljö kvalitetsmål. Ett av dessa miljö kvalitetsmål är en Giftfri miljö. Vilket innebär att miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö innebär bl a <sup>1</sup>:

- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll.
- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadlig för människor.
- Förorenade områden är undersökta och vid behov åtgärdade.
- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrunds nivåerna.

Miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö är i sin tur uppdelat i olika delmål i vilka Kemikalieinspektionen (KemI) är ansvarig miljö målsmyndighet för detta <sup>1</sup>. I delmålen ingår bl a att kunskapen om kemiska ämnens miljö- och hälsoegenskaper ska inhämtas och särskilt farliga ämnen ska fasas ut från nytillverkade varor. Delmålen för Giftfri miljö är viktiga riktmärken för de kommande årens miljö arbete <sup>1</sup>, både på nationellt, samt regionalt plan. En del av miljö arbetet i Stockholm stad, som speglar Giftfri miljö, är projektet Nya gifter – nya verktyg.

Projektet Nya gifter - nya verktyg, syftar till att successivt minska Stockholms stads redan befintliga miljöskuld (förorenade mark- och vattenområden) och genom ett förebyggande arbete, förhindra uppkomsten av nya saneringsobjekt. Projektet Nya gifter - nya verktyg finansieras från stadens miljömiljard.

I Projektet Nya gifter - nya verktyg, som drivs av Miljöförvaltningen i Stockholm stad och Stockholm Vatten AB, genomförs bl a substansflödesanalyser (SFA). Målsättningen för denna rapport har varit att genomföra en Substansflödesanalys (SFA) för ämnesgruppen polybromerade difenyletrar (PBDE), inom Stockholm stad. Genom att genomföra en SFA kommer kunskapen kring denna nyare typ av potentiellt skadliga ämnesklass att öka. Kunskap om hur mycket PBDE som finns i Stockholm och var denna kemikalie uppträder ger därmed ett större underlag för beslutsfattande och vidare åtgärder för att minska riskerna för Stockholms invånares hälsa och miljö. Miljöförvaltningen i Stockholms stad har tidigare genomfört substansflödesanalyser för andra prioriterade ämnen såsom bly och kvicksilver.

## Huvudsakliga frågeställningar

Huvudsakliga frågeställningar att besvara i denna rapport har varit:

- Att definiera hur mycket PBDE som förekommer i varor importerade till Stockholm stad och därmed kvantifiera inflödet av PBDE till Stockholm. Under denna frågeställning ingår även att definiera inom vilka typer av olika branscher PBDE förekommer och används, samt att identifiera vilka produkter som idag är flamskyddade med PBDE.
- Att uppskatta den mängd PBDE som idag finns i Stockholm totalt, att kvantitativt uppskatta det förråd av PBDE som finns i Stockholm.

- En annan frågeställning har även varit att försöka identifiera och definiera presumtiva diffusa källor av PBDE som skulle kunna utgöra ett exponeringsproblem för Stockholms invånare. Detta skulle därefter kunna ge ett underlag för hur en sådan PBDE-exponering skulle kunna reduceras eller minimeras.
- Till sist har en av de huvudsakliga frågeställningarna varit att kunna definiera och kvantifiera de olika utflöden av PBDE som sker till Stockholm stads miljö, och därmed ge underlag för hur en potentiell miljöpåverkan om möjligt skulle kunna reduceras.

Tanken är sedan att besvarandet av ovan huvudsakliga frågeställningar ligger till grund för den SFA som utförs i denna rapport.

## Målsättningar

Målsättningen med detta projekt har varit att skapa en detaljerad SFA för Stockholm stad, med avseende på PBDE. Så långt som det är möjligt har målsättningen varit att materialflöden redovisats för respektive teknisk produkt, Penta- Octa- och DecaBDE. Denna SFA har även som målsättning att gälla för år 2005, varvid så moderna estimeringar som möjligt bör inhämtas, beräknas och värderas.

Målsättningen är att rapporten så långt som möjligt ska vara åtgärdsinriktad och Stockholmscentrerad. Åtgärdsinriktat innebär att förslag på åtgärder diskuteras, som Stockholms stad och andra aktörer har att ta för att minska de problem som identifieras. Stockholmscentrerat innebär att rapporten ska beskriva processer inom Stockholms stad, eller effekter som uppträder utanför staden, men som har en orsakskoppling till aktiviteter i Stockholm stad.

Målsättningen har även varit att sammanställa den nuvarande kunskap som finns om PBDE. Både hur PBDE används industriellt som flamskyddsmedel och hur denna ämnesklass uppträder som miljöförorening i naturen, samt exponering för människor och djur. Denna sammanställning ska på så sätt skapa ett underlag för vidare kartläggning och belysa var kunskapsbrist föreligger, samt underbygga till vidare kunskapsinhämtning.

## Flamskyddsmedel

Flamskyddsmedel är kemikalier som inkorporeras i material för att förhindra uppkomst av brand, försvåra antändningen av ett material och fördröja det initiala skedet i ett brandförlopp. Ett flamskyddsmedel kan inkorporeras i materialet antingen genom en reaktiv inbindning till materialet eller som additiv. Ett reaktivt flamskyddsmedel binds kemiskt in i materialet som ska flamskyddas vid tillverkningsprocessen och blir därmed till en del av materialet. Emissionen under produktanvändning från ett sådant material blir således mycket liten (dock är inbindningen av ett reaktivt flamskyddsmedel till ett material aldrig fullständig under tillverkningsprocessen, varvid en mindre del restmonomerer kommer kunna läcka ut ur materialet under dess livstid). Som exempel på ett reaktivt flamskyddsmedel kan nämnas tetrabrom *bis*-fenol A (TBBPA), som kovalent binds till en polymer under polymeriseringsprocessen vid tillverkning av t ex kretskortslaminat. Däremot kan reaktiva flamskyddsmedel fortfarande släppas ut till närmiljön vid tillverkning, transport och handhavande av kemikalien, innan den reagerats med materialet. Reaktiva flamskyddsmedel kan ibland även användas som additiva flamskyddsmedel, TBBPA är även denna gång ett bra exempel.

Ett additivt flamskyddsmedel, å andra sidan, blandas med materialet under tillverkningsprocessen av produkten eller appliceras till en färdig produkt. Det medför att risken ökar för att flamskyddsmedlet ska kunna frigöras från materialet under produktanvändning varpå flamskyddsegenskaperna hos materialet minskar eller försvinner. Ett exempel på detta skulle kunna vara ammoniumfosfat, ett oorganiskt salt, som tillsätts som additivt flamskyddsmedel till en textil som därefter behöver tvättas. Då saltet inte är bundet till textilen kommer flamskyddsmedlet att frigöras och till största delen tvättas ur textilen.

Idén att använda tillsatta ämnen och kemikalier som flamskyddsmedel är inte ny. Det finns en mängd historiska exempel från romartid fram till våra dagar<sup>2</sup>. I modern tid har dock användandet av flamskyddsmedel ökat i takt med den ökade användningen av plast i vårt industrialiserade samhälle. Eftersom plast på grund av sitt höga innehåll av kol och väte brinner bättre än till exempel trä och naturliga fibrer (t ex bomull) har kravet på brandsäkerhet för produkter tillverkade i plast ökat. Den ökade tillverkningen och användningen av elektriska produkter har dessutom bidragit till en ökad användning av flamskyddsmedel.

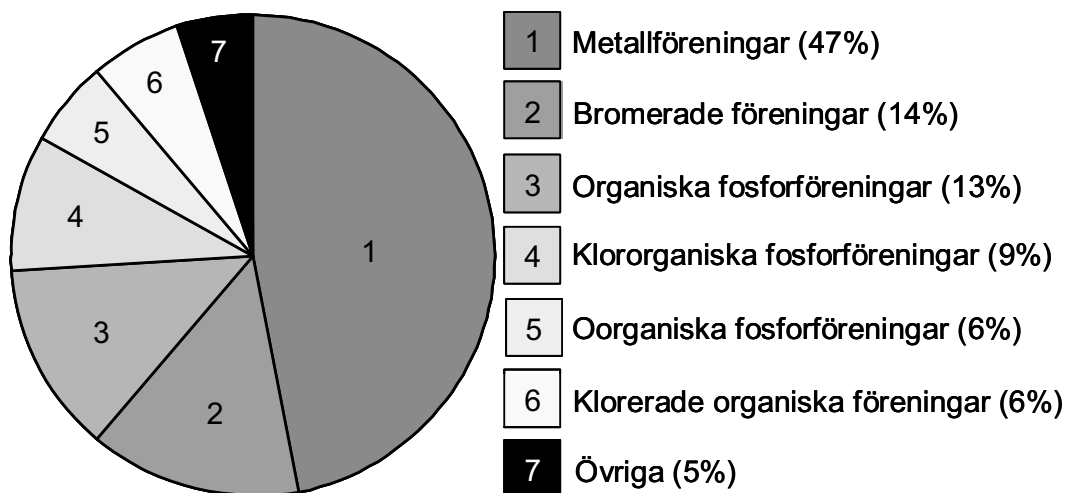
Flamskyddsmedel är ett samlingsnamn på en stor varierande grupp av ämnen där de fysikaliska och kemiska egenskaperna skiljer mycket mellan ämnesklasserna. Detta inkluderar både oorganiska och organiska ämnen. Oorganiska flamskyddsmedel är salter så som till exempel aluminiumhydrater, fosfater, magnesiumhydroxid eller borater<sup>3</sup>. Oorganiska flamskyddsmedel används även ofta i kombination med organiska dito. Ett exempel är antimontrioxid som ofta används i kombination med BFRs för att uppnå tillräckligt flamskydd<sup>4</sup>.

Gruppen av organiska ämnen som används som flamskyddsmedel är även den diversiv. Organiska flamskyddsmedel kan vara halogenerade, fosfor eller kvävebaserade substanser, eller en blandning av dessa ämnestyper. Exempel på fosforbaserade flamskyddsmedel är organofosfatestrar (OPEs) som även kan vara halogenerade. OPEs användas ofta både för deras flamskyddande egenskaper och som mjukgörare. Halogenerade flamskyddsmedel kan exemplifieras med de polyklorerade alkaner som ofta används i termoplast<sup>3,4</sup>. Bromerade flamskyddsmedel hör till gruppen av halogenerade organiska flamskyddsmedel.

Totalt har antalet olika kommersiellt tillgängliga flamskyddsmedel på marknaden uppskattats till över 175 stycken<sup>5</sup>. Det finns dock även ämnen som hamnar i en gråzon mellan till exempel mjukgörare och flamskyddsmedel, där funktionen för tillsattsämnet kan vara mer än en. Av den totala produktionen av flamskyddsmedel, i världen, anses ca 50 % höra till gruppen av oorganiska ämnen, ca 25 % är halogenerade flamskyddsmedel och ca 20 % tillhör gruppen fosfor- eller kvävebaserade ämnen<sup>3</sup>. Sveriges totala användning av flamskyddsmedel liknar övriga delar av världen (figur 1.)<sup>6</sup>. Enligt siffror från KemI:s produktregister från 1999 används totalt över 3 000 ton kemikalier som flamskyddsmedel i svensktillverkade varor. Flamskyddsmedelsanvändningen består till största del (ca 50 %, figur 1.) av olika metallföreningar. Aluminiumoxid är den metallförening som står för störst kvantitet<sup>6</sup>.

Eftersom flamskyddsmedel är en så diversiv grupp ämnen agerar de ofta också med olika typ av flamskyddande mekanism<sup>3,7</sup>. Vissa flamskyddsmedel fungerar genom att substansen bryts ned via en endotermisk process som skyler ned det antändande materialet. Andra verkar genom att bilda en skyddande hinna över materialet som antänds, så att syretillförseln till det antändande materialet stryps. Halogenerade flamskyddsmedel verkar dock främst genom en tredje typ av mekanism<sup>8</sup>. När ett material brinner bildas fria radikaler som medverkar i



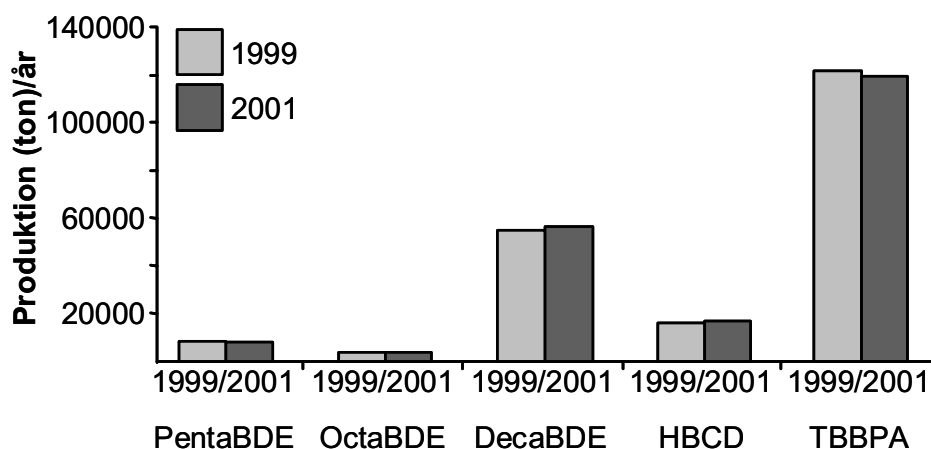


Figur 1. Användning av flamskyddsmedel i Sverige. Procentuell fördelning av olika kategorier flamskyddsmedel. Siffror från Keml:s produktregister, 1999.

förbränningsprocessen vilket medför att energi och värme överförs snabbt i det antända materialet. Halogenerade flamskyddsmedel förhindrar att dessa fria radikaler uppkommer och minskar på så sätt energiöverföringen vid förbränning. BFRs och klorerade flamskyddsmedel verkar framför allt genom denna mekanism. Flamskyddsmedel verkar framför allt i antändningsskedet, då ett material börjar att brinna. Det är dock ej troligt att flamskyddsmedel generellt har en betydande begränsande effekt efter att materialet antänts och väl börjat brinna<sup>9</sup>.

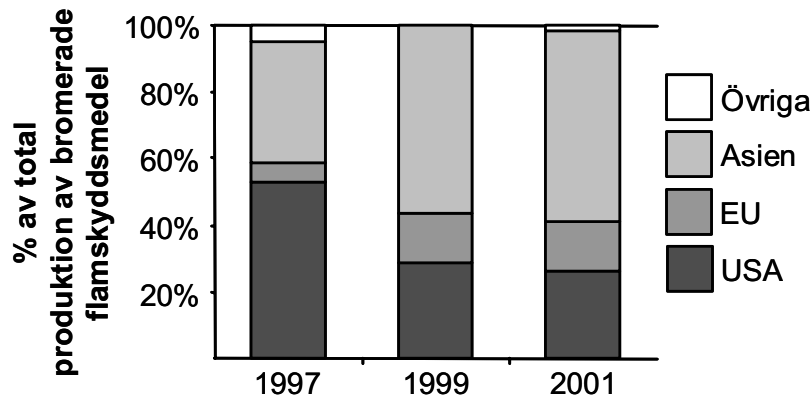
### Bromerade flamskyddsmedel

På marknaden idag dominerar fem olika BFRs. Dessa fem är PentaBDE, OctaBDE och DecaBDE, samt HBCD och TBBPA. Under det senaste 10 till 15 åren har den totala produktionen i världen av BFR ökat med över 100 %<sup>5</sup>, men under de senaste åren har produktionen av de fem dominerande BFRs varit relativt konstant (figur 2.)<sup>10</sup>. Den totala årliga världsproduktionen av BFR var ca 200 000 ton, år 2001.



Figur 2. Total årsproduktion (ton/år) av de fem mest använda bromerade flamskyddsmedlen; PentaBDE, OctaBDE, DecaBDE, HBCD och TBBPA. Produktionsvolymer för 1999 and 2001.

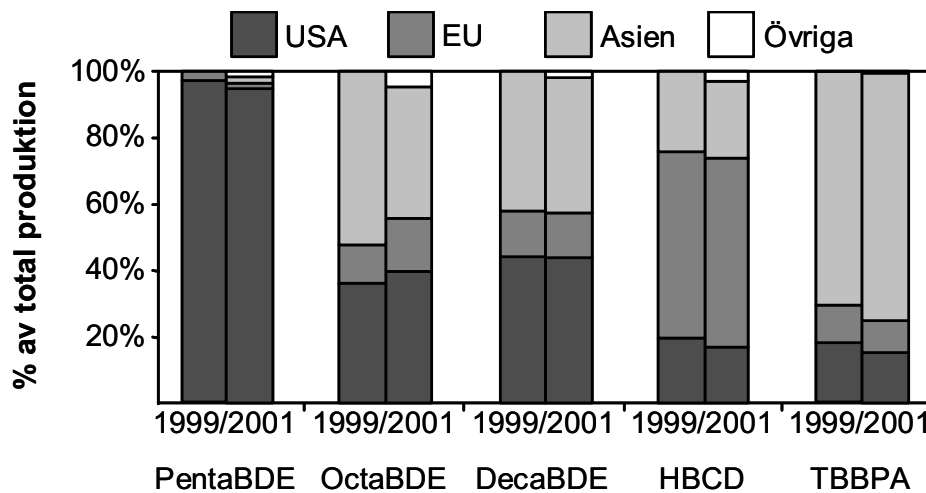
Produktionen av BFRs i olika delar av världen har även varit relativt stabil under senare år (figur 3.), trots att EU och Asien ökat sin produktion något i förhållande till USA. Dock skiljer de sig vilken typ av BFRs som produceras i de olika delarna av världen (Figur 4.). Inom EU produceras mestadels HBCD. Produktionen av TBBPA dominerar i Asien medan USA står för största delen av produktionen av PentaBDE. Produktionsmönstret avspeglar även i vilka länder som de olika flamskyddsmedlen används i.



Figur 3: Regional relativ världsproduktion av bromerade flamskyddsmedel generellt, från 1997, 1999 and 2001.

Även inom gruppen kemikalier som klassas till de bromerade flamskyddsmedlen är skillnaden mellan olika BFR stor. Vissa av ämnena är alifatiska i sin struktur medan andra är cykloalifatiska eller aromater. På grund av de olika strukturerna hos olika BFRs kan flamskyddsmedlet inkorporeras till materialet som ska flamskyddas på två olika sätt. Antingen genom att bara blanda ner det bromerade flamskyddsmedlet till polymeren som ska flamskyddas eller kovalent kemiskt inbinda flamskyddsmedlet till materialet<sup>3</sup>. Om man kovalent binder in BFRs till en polymer kommer flamskyddsmedlet att stanna i materialet och så länge inbindningen är hög kommer inga restprodukter vid reaktionen att ha möjlighet att lämna materialet. BFR som inbinds till material på detta sätt brukar kallas reaktiva BFRs. Blandar man in BFRs till en polymer (dessa kallas additiva BFRs) finns det möjlighet för flamskyddsmedlet att läcka ut ur den färdiga produkten under dess användning samt när produkten hamnar i avfallsledet. PBDE och HBCD är så kallade additiv. TBBPA används istället till största del som reaktivt flamskyddsmedel, men en mindre mängd används även som additiv. TBBPA har under det senaste åren också rapporterats användas som ersättning för PBDE<sup>11</sup>.

Exempel på andra typer av BFRs som används i mindre skala är *bis*(2,4,6-tribromofenoxy)etan, tetrabrombisfenol A 2,3-dibrompropyleter, dekabromdifenyletan och pentabrom-1,4-difenoxybenzen. Totalt förekommer ett tjugotal olika typer av BFRs på marknaden<sup>12</sup>. Det finns misstankar om att de idag mindre använda BFRs kommer att användas i större utsträckning som ersättning för PentaBDE och OctaBDE, vilka förbjudits inom EU. De mindre använda substanser är mer utforskade än de fem mest producerade, varvid det finns en oro för hälsa och miljö om de skulle produceras och användas i större utsträckning.



Figur 4. Regional relativ världsproduktion av PentaBDE, OctaBDE, DecaBDE, HBCD och TBBPA, från 1999 och 2001.

Det har aldrig förekommit någon produktion av BFRs i Sverige. Istället importerar industrin i Sverige BFRs, antingen som råkemikalie eller i en rå-polymer ("master batch") flamskyddad med BFRs. Information från produktregistret visar att den totala importen till svensk industri av BFRs successivt minskat de senaste åren (Figure 1.2.4) <sup>6</sup>. Framför allt användningen av PBDE och HBCD har minskat, medan TBBPA fortfarande används i volymer om cirka 200 ton årligen. Användningen har varierat stort vid en jämförelse år från år, till exempel var omsättningen av PBDE relativt låg 1999, för att därefter mer än fördublas år 2002. Året därpå var omsättningen sedan lägre än 1999 (figur 5.). En förklaring till årsvariationerna kan vara att användningen sker vid några få fabriker och tillverkare i Sverige, varvid omsättningen då ökar eller minskar kraftigt beroende på vad ett specifikt företag producerar, just det året. Det kan även tilläggas att den svenska omsättningen av PBDE till största del under tidigare år och uteslutande under senare år, varit import av DecaBDE.

Utöver inflödet av BFRs som importeras och omsätts inom svensk industri, tillkommer ett kontinuerligt inflöde via import av färdiga varor och produkter eller färdigproducerade delar till produkter. Detta inflöde av BFR via varor är betydligt större än den svenska industrins omsättning, men mycket mer svårkvantifierat, eftersom uppgifter på produkters innehåll av BFRs oftast inte redovisas av distributören. En importerad TV eller dator som säljs på svensk marknad kan till exempel bestå av ett flertal delar producerade av företag från olika länder, ihopsatta av ett företag i ytterligare ett land och distribuerad av andra företag. Dessa kedjor av olika företag och producenter gör det svårt att erhålla både kvalitativ och kvantitativ information om vad produkten innehåller (om TV:n eller datorn innehåller BFRs, vilken typ och framför allt, hur mycket).

En annan typ av produkter i samhället som flamskyddas är textilier. Flamskyddsbehandling av textilier görs för att kraven från arbetarskydd och myndigheter ska vara uppfyllda <sup>13</sup>. Applikationer för flamskyddade textilier kan vara arbetskläder, inredningstextilier (så som möbeltyger och gardiner, eller interiör i fordon) och dekorationsmaterial i offentliga miljöer. En annan mer riktad applikation av flamskyddade textilier är vid militär användning, så som i uniformer och kamouflagematerial. Sverige har ingen egen produktion av textila flamskyddade fibrer <sup>14</sup>, det vill säga: all flamskyddad fiber som används i Sverige är importerad. Dessutom är importen av textilier till Sverige generellt betydligt större än exporten av densamma. I en rapport som gjorts på uppdrag av KemI har flödet av såväl

importerade som i Sverige producerade flamskyddad textil kartlagts genom att bland annat använd LCA (Life Cycle Analyse) <sup>14</sup>. Rapporten redovisar de 8 vanligast förekommande flamskyddsmedlen för textil beredning i Sverige och inom gruppen ingår ej PBDE. Det bromerade flamskyddsmedel som omnämns är HBCD. 1994 uppskattades användningen av HBCD som flamskyddsmedel i textila applikationer uppgå till 10 % av 72 ton, dvs 7,2 ton <sup>14</sup>. HBCD används till största del i vävburna plaster, såsom rullgardiner och i material med någon form av bestrykning. Om en produkt av denna typ är tvättbeständig eller inte beror då på bindemedlet vid tillverkningsprocessen. Dock medger författarna till rapporten att det "ej varit möjligt inom denna utrednings ram att kartlägga vilka flamskyddsmedel som förekommer på de importerade textilierna" <sup>14</sup>.

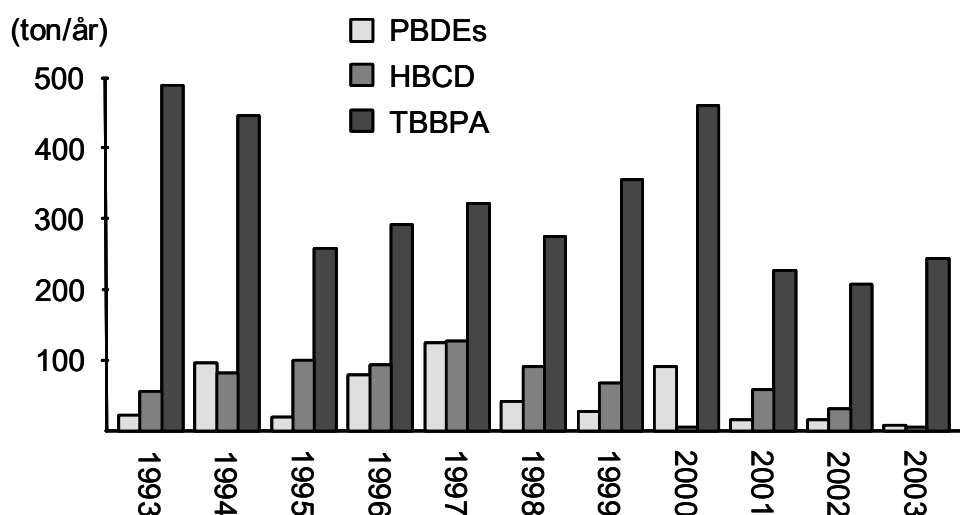
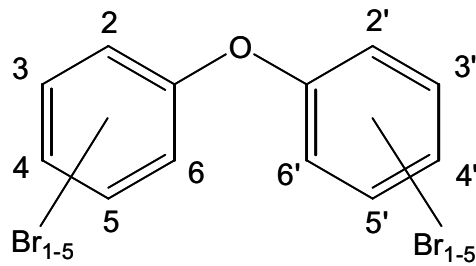


Figure 5. Omsättning (ton) i Sverige av bromerade flamskyddsmedel (PBDEs, HBCD och TBBPA) i kemiska produkter för varje år mellan 1993-2003.

## Polybromerade difenyletrar

PBDE tillverkas i tre olika tekniska blandningar: Penta-, Okta- och DecaBDE, där Penta- och OctaBDE framför allt används i USA medan DecaBDE främst används inom EU (Figur 4.). Industriell produktion av PBDE görs genom direkt bromering av difenyleter vid närvaro av aluminium tribromid eller järn som katalysator <sup>3,7</sup>. Bromeringsprocessen stoppas sedan vid tre olika nivåer för att generera tre skilda kommersiella produkter, PentaBDE (CAS nr 32534-81-9), OctaBDE (CAS nr 32536-52-0) och DecaBDE (CAS nr 1163-19-5). De tre kommersiella produkterna innehåller flera homologer och isomerer av PBDE. Eftersom antalet bromatomer och deras position på grundstrukturen (difenyleter) kan variera innebär det att gruppen PBDE består av 209 teoretiska enskilda substanser. Figur 6. visar den schematiska strukturen för PBDE. De 209 olika kongener (varianter) av PBDE namnges/förkortas ofta enligt ett numreringssystem från 1 till 209 som tidigare använts för PCB <sup>15</sup>, eftersom IUPAC nomenklatur ofta blir för omfattande. På detta sätt namnger man till exempel 2,2',4,4'-tetrabromodifenyleter som BDE-47, eller 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decabromodifenyleter till BDE-209. PBDE kan ibland även namnges som polybromerade difenylloxider i litteraturen, framför allt i litteratur från industrin.



Figur 6. Strukturformel av polybromerad difenyleter (PBDEs).

De tre tekniska produkterna Penta, Octa och DecaBDE har fått namn från brominnehållet på de enskilda kongener som dominerar i varje produkt. Till skillnad från industriell produktion av PCB (vilket genererar ett mycket stort antal PCB-kongener), innebär tillverkningsprocessen av PBDE att ett färre antal enskilda kongener dominerar i varje produkt. Dock har totalt 70 enskilda PBDE identifierats i tekniskt kommersiellt framställda PBDE produkter <sup>16</sup>.

PentaBDE består till 62% av kongener med fem bromsubstituentier och till 32% av kongener med fyra brom, men även kongener med tre eller sex brom förekommer i PentaBDE-produkten <sup>17</sup>. De till största del förekommande kongenerna i PentaBDE är BDE-47 och BDE-99, vilket exemplifieras av den tekniska produkten Bromcal 70-5DE som undersökts tidigare <sup>18</sup>. OctaBDE består istället främst av kongener med sju (44%) eller åtta bromsubstituentier (35%), medan resterande del av produkten utgörs av PBDE med sex eller nio brom. OctaBDE innehåller även spår av den fullbromerade BDE-209 <sup>17</sup>. Den största enskilda kongenen i teknisk OctaBDE är BDE-183, men det har rapporterats olikheter mellan olika tekniska Octa-produkter <sup>19</sup>. Till skillnad från Penta- och OctaBDE, består DecaBDE nästan uteslutande (98%) av en specifik kongen, den fullbromerade BDE-209. Dock förekommer spår av PBDE med nio bromsubstituentier i Deca-produkten <sup>20</sup>, men skillnaden mellan olika Deca-produkter har visats vara liten <sup>21</sup>.

Alla PBDE är fettlösliga/lipofila substanser med värden på fördelningskonstanter mellan oktanol och vatten ( $\log K_{OW}$ ) från 4 till 9 <sup>17</sup>. PBDE har även låga ångtryck vid rumstemperatur och har visats vara känsliga för ljus. I laboratoriemiljö har det påvisats att PBDE, med högre bromeringsgrad, så som DecaBDE, bryts ned till PBDE med lägre bromeringsgrad. De fysikaliska kemiska egenskaper för PBDE har stort inflytande på hur PBDE transporteras, bryts ned och allmänt beter sig i vår miljön. En sammanställning över PBDE fysikaliska egenskaper visas i tabell 1.

PentaBDE används i applikationer så som polyuretan (PU), flexibla PU och gummi <sup>17</sup>. PentaBDE tillverkas idag inte i Europa (produktionen upphörde 1999). Den mängd PentaBDE (baskemikalie) som importerades till den europeiska industrin har även den stadigt minskat under senare år och estimerades 1999 till mindre än 150 ton/år <sup>22</sup>. PentaBDE antas istället till största del komma in till Europa med produkter tillverkade av flamskyddad PU. Exempel på flamskyddade produkter är stoppning i bilsäten, möbler och packmaterial. Halten PentaBDE i en sådan produkt är ca 10 viktsprocent. Vad man idag vet används PentaBDE enbart till att flamskydda PU, inom EU. Trots att flera användningsområden för PentaBDE rapporterats (i textilier och elektronik, mm) har andra användningsområden ej kunnat styrkas, inom EU. Det exakta antalet ton PentaBDE som förs in i EU via produkter är okänt, men har uppskattats till 1100 ton per år <sup>22</sup>.

Den OctaBDE som produceras i världen används istället till stor del i acrylnitrilbutadienstyren (ABS)<sup>17</sup>. I Europa bedöms användningen vara densamma, omkring 95 % av användningen tilldelas ABS, medan resterande 5 % tilldelas användning i så kallad high impact polystyren (HIPS) och polyamidpolymerer framför allt till elektronikapplikationer. Andra användningsområden för OctaBDE i produkter har rapporterats vara nylon, lågdensitets polyeten, polykarbonat, mm<sup>24</sup>. OctaBDE används oftast i kombination med antimontrioxid. Polymeren innehåller då oftast 12-15 % av OctaBDE, på viktsbasis. Denna flamskyddade ABS används sedan till elektronik, i applikationer så som höljen till kontorsutrustning (datorer, monitorer, faxmaskiner mm)<sup>24</sup>.

Tabell 1. Fysikaliskt kemiska egenskaper för de tekniska produkterna: PentaBDE, OctaBDE och DecaBDE. Uppgifterna är hämtade från EU:s riskbedömningar<sup>22-24</sup>.

Egenskaper	PentaBDE	OctaBDE	DecaBDE
CASnr	32534-81-9	32536-52-0	1163-19-5
EINECSnr	251-084-2	251-087-9	214-604-9
Kemisk summaformel	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> BR <sub>5</sub> O	C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Br <sub>8</sub> O	C <sub>12</sub> BR <sub>10</sub> O
Molekylvikt (g/mol)	564,7	801,38	959,2
Smältpunkt (°C)	(-7)-(-3)	167-257, 130-155, 70-150 <sup>a</sup>	300-310
Kokpunkt (°C)	bryts ned vid <200	Bryts ner vid högre temperaturer	bryts ned vid <320
Ångtryck (Pa)	4,69*10 <sup>-5</sup>	6,59*10 <sup>-6</sup>	4,63*10 <sup>-6</sup>
Log Kow vid 25 °C	6,57	6,29	6,27
Vattenlöslighet (ug/l) vid 25 °C	13,3	0,5	<0,1
Brominnehåll (%) på viktsbasis	70,8	79	83

<sup>a</sup> Beroende på teknisk produkt

DecaBDE, som är den mest industriellt använda typen av PBDE, har därmed även den mest varierade användningen. DecaBDE används i alltifrån high impact polystyrene (HIPS), textilier, polyeten, polypropylen, omättade polyesters till nylon. I dessa plaster och material kan DecaBDE utgöra 5-30 % av materialets totala vikt<sup>17</sup>. Vanligtvis innehåller polymeren mellan 10-15 viktsprocent DecaBDE<sup>23</sup>. De olika typerna av flamskyddade polymerer återfinns sedan i konsumtionsprodukter, såsom TV-apparater, datorer, hushållsmaskiner och elektronik. PBDE sägs även ha använts i så olika produkter som färg, kretskort, golvmattor och möbler<sup>17</sup>. Ett annat stort användningsområde av DecaBDE (förutom elektronik) är som flamskyddsmedel i vissa typer av draperier och stoppningsmaterial. DecaBDE används då som en plastfilm i ett bindemedel av latex på baksidan av en produkt. Denna applikation bidrar med upp till 1500 ton/år till EU. DecaBDE produceras inte idag inom EU, men produktion har förekommit tills nyligen, om än i liten skala (produktionen upphörde 1999)<sup>23</sup>. Den totala användningen av DecaBDE inom EU har år 1999 rapporterats vara 7500 ton/år. Siffran är något lägre än vad användningen uppskattades vara i mitten av 90-talet (8210

ton/år)<sup>23</sup>. Produktionen och användningen av DecaBDE har dock inte förändrats nämnvärt mellan år 1999 och 2000 (figur 2. och 1.2.3). Till skillnad från Penta och OctaBDE bedöms tillförseln till EU av DecaBDE via produkter vara liten i jämförelse med den inhemska användningen, det har dock inte varit möjligt att estimeras tillförlitligt kvantitativt<sup>23</sup>.

## Polybromerade difenyletrar i miljön och toxiska effekter

PBDE anses idag vara persistenta organiska miljöföroreningar, så kallade POPs. De uppträder i vår miljö som sådana och jämförs ofta med tidigare miljögifter, så som PCB, DDT och dioxin. Under 80-talet och i början av 90-talet var kunskapen om halter i miljön av PBDE låg och dessa föreningar kvantifierades sällan i miljöprover trots att de fanns där, som senare retrospektiva provanalyser visat (se nedan). Under senare delen av 90-talet och framåt har en ansevärd mängd data genererats vilka visar att PBDE generellt förekommer i de flesta typer av miljöprover från olika delar av världen<sup>25,26</sup>. Halten av PBDE varierar stort beroende på vilken provmatris som analyseras, t ex har en gräsäl från Östersjön rapporterats ha en totalhalt av PentaBDE (summan av BDE-47, BDE-99 och BDE-100) på 730 ng/g fettvikt till skillnad från östersjöströmming som rapporterats ha 4-8 % av sälens belastning (30-61 ng/g fettvikt)<sup>27</sup>. Även om data i litteraturen oftast normaliseras mot provets fettvikt ger skillnaden mellan djurarter, provtagningsregion eller trofnivå upphov till stor nivåspridning av PBDE, men som regel är halterna för PBDE lägre än för PCB i samma prov.

Den typ av PBDE som till största delen analyserats och rapporterats i biota provmatriser (så som prover från fisk och fågel) är PentaBDE, där den vanligaste rapporterade kongenen är BDE-47, men även de övriga PentaBDE-kongenerna BDE-99, BDE-100, BDE-153 och BDE-154 rapporteras ofta i miljöprover. PentaBDEs har visats tas upp i akvatiska näringskedjor, är bioackumulerande och ökar i halt med ökande trofnivå<sup>28</sup>. OctaBDE (den dominerande kongenen är BDE-183) och DecaBDE (där BDE-209 dominerar) rapporteras sällan i biota prover. Det skulle kunna bero på att de inte är lika spridda i vår miljö (så som PentaBDE) eller inte tas upp lika lätt i akvatiska näringsystem, där störst andel provtagning görs. Relativt höga halter OctaBDE och DecaBDE har trots allt rapporterats i pilgrimsfalk från Sverige<sup>29</sup>. Ägg från falken innehöll halter mellan 56-1300ng/g fettvikt av OctaBDE och 28-430 ng/g fettvikt av DecaBDE. Dessutom var halterna högre i vilda fåglar, jämfört med falk som växt upp i fångenskap och matats med kyckling. Detta skulle kunna betyda att OctaBDE och DecaBDE till större del förekommer och sprids i den terrestra miljön<sup>26</sup>. En annan anledning till att OctaBDE och DecaBDE inte rapporteras lika ofta som PentaBDE kan vara att substanserna är mer svåranalyserade. Framför allt har DecaBDE visats vara och är fortfarande en utmaning för många laboratorier att analysera<sup>30</sup>. I abiotiska miljöprover, såsom luft, vatten, slam och sediment, rapporteras ofta relationen mellan Penta-, Octa- och DecaBDE vara en annan. I slam och sediment dominerar ofta DecaBDE med betydligt högre halter än PentaBDE<sup>25</sup>.

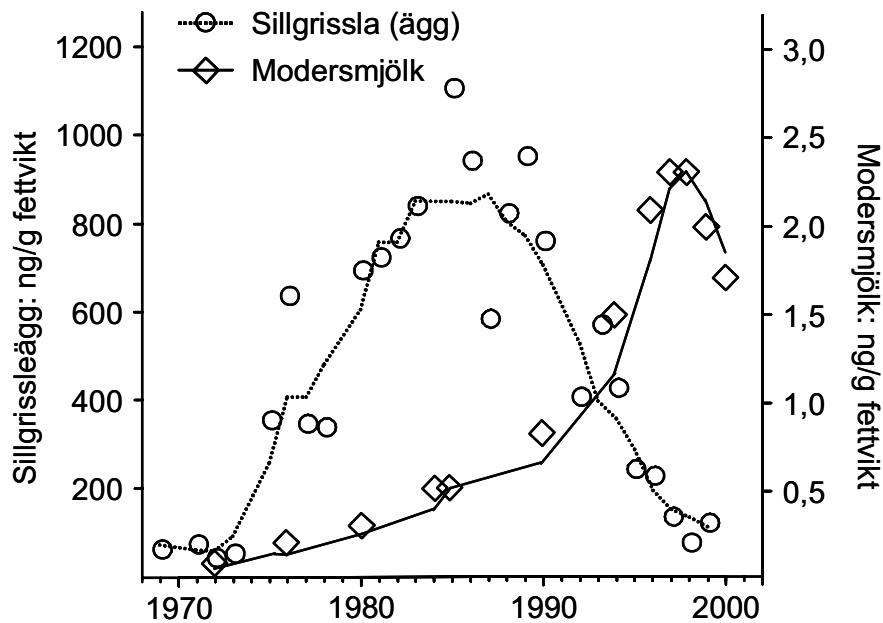
Då människan är en del av sin miljö utsätts även hon av en exponering för PBDE, vilket resulterar i att halter kunnat uppmätas i till exempel blodprover. I Sverige har det rapporterats att halterna i blodet hos en icke yrkesexponerad man är 2,5 ng/g fettvikt för BDE-47, <0,1ng/gfettvikt för BDE-183 och 2,5 ng/g fettvikt för BDE-209<sup>20</sup>. Kvinnor i Sverige rapporteras ha jämförelsevis lägre halter<sup>31</sup>. PBDE har även kvantifierats i modersmjölk från svenska kvinnor<sup>32,33</sup>. Att modersmjölk innehåller PBDE har väckt stor oro både samhället och inom forskarkretsar då detta ger en specifik och direkt exponering till barn, som kan vara extra känsliga, se nedan.

En exponeringskälla för PBDE är via vårt intag av mat. Matvaror med animaliskt ursprung (så som fisk, mejeriprodukter och kött) bidrar till att vi får ett dagligt intag av PBDE i vår vardag. Det dagliga intaget i Sverige av PBDE via vår kost har beräknats till 51 ng/dag, där hälften av mängden ansågs häröra från fisk och 15 % från vardera matvarugrupperna kött, mejeriprodukter samt oljor<sup>28</sup>. Tillskottet via mat bör dock vara främst PentaBDE, eftersom Octa- och DecaBDE inte rapporterats förekomma i mat i samma utsträckning. Det har även visats att om man äter mycket fet östersjöfisk (över 12 mål/mån) ackumuleras halten av PentaBDE i kroppen med tiden<sup>34</sup>. Anledningen till att halterna av PentaBDE i människa ackumulerar med tiden skulle även kunna bero på att PentaBDE har en betydligt längre halveringstid i kroppen, jämfört med OctaBDE och framför allt DecaBDE. Halveringstiden i människa för PentaBDE har beräknats från djurförsöksdata och modulering till 1,8-11,7 år<sup>35</sup>. Detta ska jämföras med betydligt kortare halveringstider för OctaBDE (BDE-183; 94 dagar) och DecaBDE (BDE-209; 15 dagar)<sup>36</sup>. Halveringstiderna för Octa- och DecaBDE har bestämts genom att analysera blodprover från yrkesexponerade svenska industriarbetare under deras semester då halterna i blodet succesivt minskar.

En annan exponeringskälla för Octa- och DecaBDE skulle kunna vara inhalation av dammpartiklar kontaminerade med PBDE. I industrimiljö har det visats att blodhalterna av BDE-183 och BDE-209 minskar hos arbetarna då åtgärder sattes in för att minska partikelhalten och dammnivån i arbetslokalen<sup>37</sup>. Eftersom vår inomhusmiljö, både på arbetet och i hemmet, huserar inredning, varor och produkter som innehåller PBDE kan man anta att PBDE kan migrera från flamskyddad inredning och bruksföremål till dammpartiklar, som vi i sin tur andas in. Kvalitativa studier på hur stor denna typ av exponering skulle kunna vara finns dock inte i litteraturen, varvid denna exponeringsväg inte kunnat verifieras. Det har däremot uppmätts relativt höga halter av PBDE i damm från inomhusmiljöer, bland annat i USA, vilket skulle kunna förklara varför amerikansk befolkning har högre halter av PBDE i blodet än Europeér<sup>38</sup>.

I långa provserier över tid som analyserats har det visats att halterna av PBDE i miljön har förändrats. De retrospektivt analyserade proverna från olika miljöprovbanks har rapporterat trender för PentaBDE, varvid kunskapen om förändrade halter av OctaBDE och DecaBDE under åren inte funnits att tillgå. I en tidsserie från sjön Bolmen i Sverige, har det visats att halterna av PentaBDE i gädda ligger nära noll i prover från slutet av 60-talet (då användningen av PBDE var begränsad), för att därefter drastiskt öka under 70 och 80-talet. Trenden tycks sedan plana ut och ligga på en konstant nivå. Under samma tidsperiod har halterna av PCBs kontinuerligt minskat<sup>39</sup>. En motsvarande tidsserie i ägg från sillgrissla insamlade från Gotland, visar samma kraftiga uppgång av PBDE under 70 och 80-talet, men därefter sjunker halterna betydligt för att i slutet av 90-talet vara tillbaka på nästan ursprungsnivå<sup>40</sup>. Halter i modersmjölk från svenska kvinnor har även analyserats i en tidsserie från 1970-talet till 1997<sup>33</sup>. Trots att halterna är betydligt lägre i modersmjölken än i fisk- och fågelserierna har den fått mycket publicitet eftersom den visade på en exponentiell ökning av PentaBDE i humanprover som inte tycktes plana ut. Senare analyserade prover i serien visade dock att redan 1998 vänder trenden och halterna har de senaste åren börjat minska<sup>32</sup>. Intressant är att nedgången i halter av PentaBDE i sillgrissla infaller i samband med den minskade industriella användningen av PentaBDE inom Sverige och EU, medan humandata tycks släpa efter. Minskningen tyder på att utfasning av en kemikalie, så som PentaBDE, får märkbara effekter inom överskådlig tid i vår miljö. I figur 7. visas data tidstrender för PentaBDE (BDE-47), för sillgrisslägg och modersmjölk.





Figur 7. Tidstrender för PentaBDE, från 70-talet (då PBDEs började användas storskaligt inom industrin) fram till 2000 (då användningen de senaste åren minskat). Två provserier visas; sillgrissleägg från Gotland, Östersjön (---○---, vänster Y-axel) och modersmjölk från svenska kvinnor (—◇—, höger Y-axel). På grund av att de olika provmatriserna innehåller mycket olika mängd av analyten presenteras data med olika Y-axlar för att åskådliggöra skillnaden i halter från olika år. Mängden (ng/g) PentaBDE i provmatrisen är normaliserad mot provets fettvikt vilket möjliggör jämförelser mellan provserierna.

Trots att man idag vet mer om människors exponering för PBDE, både i Sverige och övriga delar av världen, är kunskapen om hur denna ämnesklass påverkar oss fortfarande mycket begränsad. PBDE har visats inneha toxiska effekter vid nivåer som är miljömässigt relevanta. Det har bland annat visats att PBDE ger upphov till endokrina effekter och därmed kan påverka hormonsystemet. Effekter uppvisas både på östrogensystemet och tyroidhormonbalansen<sup>41</sup>. Nyligen har det även publicerats ett flertal vetenskapliga artiklar och dokument som på ett övergripande sätt diskuterar området<sup>22-24,28,42-44</sup>. De kanske viktigaste nya forskningsrönen kring PBDE-toxicitet är att nevrotoxiska effekter från exponering av PBDE kan uppträda när exponeringen sker vid en specifik tidpunkt, då hjärnan utvecklas. Studier på möss har visat att om exponering sker neonatalt uppvisar sedan det vuxna djuret beteendeförändringar, i jämförelse med kontrollpopulation. Dessa nevrotoxiska effekter i form av beteendeförändring (djuret uppvisar ett hyperaktivt beteende och avviker i inlärning) har visats för flera av de enskilda PBDE-kongener som dominerar i Penta-, Octa- och DecaBDE<sup>45-51</sup>.

### Polybromerade difenyletrar i Stockholms stad

Förekomsten av PBDE i Stockholms miljö speglas framför allt i miljöprover från sediment och rötat slam från Stockholms reningsverk, där analysresultat finns att tillgå i litteraturen<sup>52,53</sup>. Däremot är kunskapsbasen över halter i biota (prover från exempelvis fisk och fågel) och Stockholms invånare (exempelvis blodprover) tämligen begränsad vad gäller Stockholm specifikt, i jämförelse med andra lokaler i Sverige och världen. Kunskapen är även begränsad vad gäller halter av PBDE i Stockholms inomhusmiljö. Låga halter har dock rapporterats från

bland annat kontorsmiljö i Stockholm<sup>54</sup>. Det har ansetts att det inte finns några kända punktkällor för PBDE i Stockholm, varvid anrikningen av PBDE i centrala Stockholm jämfört med Östersjön föreslås bero på diffusa emissioner (från produkter och varor som används i storstadsmiljön)<sup>52</sup>. Senare data tyder dock på att tvätterier representerar en punktkälla, se nedan. Sophantering av både vanliga sopor, men framför allt hanteringen av elektronikskrot, skulle kunna vara en punktkälla till emissioner av PBDE till Stockholms miljö. Analyser av inkommande avloppsvatten innehållande lakvatten från en soptipp har dock inte kunnat visa på förhöjda halter av PBDE<sup>55</sup>.

I en rapport från IVL har ytsediment från Stockholm och Östersjön analyserats med avseende på de 33 prioriterade ämnena i EU:s vattendirektiv (där PBDE ingår)<sup>52</sup>. Tre typmiljöer undersöktes, centrala Stockholm, sjöar i Stockholms närhet och Svealandskusten. Resultaten från undersökningen visade tydligt att PBDE förekom i högre halter i prover från Stockholm och dess omgivning, än i kustregionen. Medianhalterna av PentaBDEs (kongenerna BDE-47 och BDE-99 analyserades) var i genomsnitt 30-90 % högre i centrala Stockholm, jämfört med sjöar i Stockholms närhet och hela 10 gånger högre än prover från kustregionen. Det är möjligt att halterna i centrala Stockholm påverkas av okända källor uppströms Mälaren, eftersom ingen gradient kunde urskiljas mellan prover från city jämfört Essingen. Medianhalterna i ytsediment från centrala Stockholm av PentaBDEs var cirka 0,6 och 1,2 µg/kg (torrvikt), för respektive BDE-47 och BDE-99. Prover från kustregionen visade på medianhalter av 0,062 och 0,092 µg/kg (torrvikt), för respektive BDE-47 och BDE-99. Halterna bedöms i IVL-rapporten ligga i samma nivå som Östersjöprover generellt, varvid slutsatsen dras att emissioner av PBDE från Stockholm inte påverkar kustregionen<sup>52</sup>. Dessutom har analyser av rötslam från avloppsreningsverken Bromma och Henriksdal visat att PentaBDE också finns i Stockholms kommunala avloppsvatten. Halter om 19-46 ng/g (torrvikt) av BDE-47 och BDE-99 har uppmätts i rötat slam från reningsverk i Stockholm<sup>52</sup>.

Stockholm Vatten AB utförde 1999 en undersökning av förekomsten av PBDE i rötat slam (prover från 1997 och 1998) från reningsverk i Stockholm<sup>56</sup>. I slammet uppmättes halter av summan för PentaBDE och DecaBDE (BDE-47, BDE-99, BDE-100 och BDE-209) till 0,3-0,5 mg/kg (torrvikt). Förhållandet mellan halterna av PentaBDE och DecaBDE i proverna skilde sig med cirka 15-30 %, där DecaBDE var dominerande. Halterna som kvantifierades var därmed i samma storleksordning som för PCB. Resultatet väckte stort medialt intresse och bidrog bl a till att LRF förbjöd spridning av slam på åkermark<sup>56</sup>.

Fyra provtagningar vardera vid Stockholm Vatten (Bromma och Henriksdals reningsverk) under 2004 och 2005 har därefter visat att penta BDE ligger på liknande niver som tidigare rapporterats. Summan av Penta- och OctaBDE varierade från 0,12 till 0,38 mg/kg (torrvikt). Däremot uppvisade DecaBDE stora skillnader i olika prover och varierade mellan 0,066 och 3,9 mg/kg (torrvikt). Prover från fyra andra reningsverk i Sverige som provtogs och analyserades samtidigt visar lika varierande resultat<sup>53</sup>. Det har bedömts att här troligen finns ett analysproblem hos laboratorier som utfört analyserna, varvid det alltså inte är möjligt att säga var den sanna halten ligger<sup>56</sup>.

För att undersöka hur halterna i rötat slam påverkas och byggs upp har Stockholms avloppsvatten undersökts med avseende på PBDE<sup>55</sup>. I ett provmaterial av 23 avloppsvattenprover, utspridda geografiskt för att om möjligt lokalisera eventuella källor, har det visats att spridningen av PBDE i Stockholms kommunala avloppsvatten är tämligen allmän från diffusa källor och att hushållens bidrag inte är obetydligt. Halterna av PentaBDE i avloppsvatten inkommande till reningsverken var i medeltal 1,42 ng/l. DecaBDE låg under

kvantifieringsgränsen (<5 ng/l) i samtliga prover utom i inkommande avloppsvatten till Henriksdals reningsverk där halten låg precis på 5 ng/l. Den mängd PBDE som visats tillföras rötat slam i reningsverken från Stockholms avloppsvatten bär inte upp massbalansen. De uppmätta halterna i slam rapporteras vara 6-20 gånger högre än den beräknade tillförseln från avloppsvattnet<sup>55</sup>. Det har dessutom detekterats spårämnen av PentaBDE i renat avloppsvatten vilket ger en mer skev massbalans. Förklaringen till detta skulle kunna vara det något låga antalet mätdata som om möjligt inte täcker variationen i materialet. Dock tillskrivs antagandet att en stor felkälla kan vara analysfel, när analyserna gjorts på olika laboratorier, samt att analyserna av avloppsvatten är svåra att utföra då halterna ligger strax över detektionsgränsen för metoden<sup>55</sup>. Analyserna av avloppsvatten visade slutligen också att tvätterier skulle kunna utgöra punktkällor för PBDE. Analyser av avloppsvatten från fyra tvätterier i Stockholmstrakten uppvisade halter av PentaBDE nära 100 gånger högre jämfört inkommande avloppsvatten till reningsverken. I två av proverna förekom även DecaBDE, då i upp till 200 gånger högre halter. De två proverna innehöll även OctaBDE i samma storleksordning som PentaBDE<sup>55</sup>.

För att bekräfta resultatet att tvätterier är en punktkälla i Stockholm provtog och analyserade Stockholm Vatten AB vid upprepade tillfällen (mellan åren 2000 och 2004) avloppsvatten från 6 olika tvätterier i Stockholmsområdet<sup>58</sup>. Resultaten från analyserna av tvätteriavloppsvatten visade att alla prov innehöll PBDE i kvantifierbara mängder. Halterna varierade stort mellan olika tvätterier och provtagningstillfällena, dessutom varierade förhållandet mellan Penta-, Octa- och DecaBDE. Halterna av PentaBDE var i nästintill samtliga prov förhöjda, jämfört med inkommande vatten till reningsverk. De i särklass högsta uppmätta halterna var av DecaBDE, som i de mest kontaminerade proven kvantifierades från 0,35 till 10 µg/l<sup>58</sup>. Det är svårt att uppskatta den totala emissionen av PBDE från tvätterier då halterna varierar stort mellan anläggningar och provtagningstillfällena, men resultaten visar att tvätteriverksamheten är en punktkälla av PBDE. Vid beräkningar på årsbasis skulle utsläppen från tvätterier kunna bidra med alltimellan 0,5-24 % av den totala mängden som återfinns i reningsverkens rötslam<sup>58</sup>.

## Substansflödesanalys (SFA)

Att utföra undersökningar för olika flöden av produkter, material eller kemikalier i samhället kan ofta innefatta olika typer av undersökningsmetodik, generellt kallat materialflödesanalys (MFA). Det finns ett flertal varianter av MFA, som på olika sätt beskriver flöden i skilda system och avgränsade områden, men generellt presenteras flödena fysiskt (ofta mätta i kg) i en MFA<sup>59</sup>. Avgränsningarna i en MFA behöver inte vara av geografisk karaktär, utan kan vara allt från branschorienterade till ekologiska eller politiska. Exempel på olika typer av MFA är produktflödesanalys, naturresursflödesanalys, materialbalans, eller den så kallade ”kommunlådan”<sup>60</sup>. Denna MFA-metodik bygger ofta på datainsamling från litteraturstudier, intervjuer, fakta hämtat från branschorganisationer, kommun och statliga verk eller analys av specifika kemikalier i varor och produkter, miljöprover, mm. Även om flödesanalyser har liknande karaktär kan skillnader i tillvägagångssätt och utförande förekomma vid olika typer av MFA. Därför bör den analysmetod som använts definieras och den metodik och hur denna använts specificeras. Metodiken som används i denna rapport har här kallats substansflödesanalys (SFA) vilket är en typ av MFA som beskriver ett eller ett fåtal kemiska substansers flöden<sup>59</sup>.

Det anses att SFA är lämplig att använda då kunskap kring en substans/substansgrupp eftersöks och som underlag i strategiska beslutsprocesser. Detaljnivån i en SFA kan variera

och därmed påverka policyutveckling eller beslutsprocesser i olika grad. Detaljerade SFA är ofta svåra att utföra och kan innebära höga kostnader samt ta mycket tid i anspråk <sup>59</sup>. En begränsning för SFA är att det ofta finns brister i möjligheten att insamla data, vilket försvårar utförandet (t ex då miljöövervakningsdata saknas eller den industriella användningen av en kemikalie i en viss sektor ej är kvantifierad). Begränsningen kan dock även ses som en styrka för metoden, då den identifierar kunskapsbrister, vilket fyller ytterligare en funktion. En annan mer allvarlig begränsning i SFA är att begreppet risk inte nödvändigtvis ingår i resultaten <sup>59</sup>. Det är svårt att hänvisa till en standardmetod för SFA, eftersom olika studier skiljer sig från varandra beroende på ämnesgrupper. Generella riktlinjer för SFA bör dock följas:

- Definiering och beskrivning av substans/substansgrupp.
- Systemet bör definieras; geografiskt och i tiden (som ofta är ett år).
- Kvantifiering av flöden och lager (retrospektiv/prospektiv/dynamisk analys).
- Tolkning av resultaten i förhållande till miljömål, riskbedömningar, mm.

I denna SFA av PBDE i Stockholm har dessa ovan generella riktlinjer i möjligaste mån följts.

## 2. Metod

För att besvara frågan om hur mycket PBDE som förekommer i varor importerade till Stockholm, samt identifiera vilka produkter som idag är flamskyddade med PBDE och i vilken typ av branscher produkterna förekommer och används, har två olika typer av kompletterande tillvägagångssätt använts. Det första tillvägagångssättet har varit att extrahera dessa data ur befintlig relevant vetenskaplig litteratur. Det andra tillvägagångssättet har varit att direkt inhämta uppgifter från personer med insikt och kunskap inom området, både från den industriella sektorn samt myndighetspersoner. Dessa två angreppspunkter har även använts vid försöket att besvara frågan om vad utflödet av PBDE till Stockholms miljö kvantitativt är, samt var detta utflöde till största del förekommer. De uppgifter som insamlats har sedan använts till beräkningar för att besvara hur stor mängd PBDE som idag finns i produkter och varor som används i Stockholms stad. Kunskap om förrådets storlek och var de PBDE-innehållande produkterna förekommer, ger i sin tur underlag för att identifiera presumtiva diffusa källor och en möjlighet att identifiera potentiell exponering för Stockholms stads invånare.

Ett alternativt sätt att beräkna inflödet av PBDE till Stockholm stad skulle kunna vara att använda KemI:s produktregister. Men då produktregistret enbart registrerar hur mycket av PBDE som importeras som råkemikalie eller i form av compound/master batch kommer estimeringen därmed kraftigt att underskattas, då inflödet av PBDE till största del kommer via färdiga flamskyddade produkter eller halvfabrikat.

Rent praktiskt har arbetet utförts genom att först göra en litteratursökning över den vetenskapliga litteraturen på området, följt av genomgång och sammanställning. Litteraturstudien utfördes under våren och sommaren 2005 och resultatet är till största del sammanställt i inledningen till rapporten, där flamskyddsmedel generellt beskrivs och då i synnerhet det bromerade flamskyddsmedlet PBDE. Genom litteraturstudien har branscher av intresse för projektet sedan kunnat identifierats. Under samma tidsperiod kontaktades även representanter inom industri och offentlig sektor som kunde tänkas ha mer övergripande kunskap kring användning av PBDE och miljöproblematiken inom ämnet. Exempel på organisationer som kontaktades är KemI, Naturvårdsverket och branchorganisationer som Plast & Kemiföretagen och Teknikföretagen. Från de inledande kontakterna kom sedan uppgifter och rekommendationer för hur fortsatt arbete skulle utformas för att uppnå projektets målsättningar. Insamling av kunskap från branschorganisationer, importörer, tillverkare och avfallshanterare har inhämtats genom telefonintervjuer och information från hemsidor på nätet.

I den tillgänglig litteraturen beskrivs ofta PBDE och användningen av denna kemikalie i mera allmänna termer och det har därför varit svårt att hitta rent kvantitativa uppgifter för Stockholms stad specifikt. I ett försök att på en djupare nivå försöka ta reda på hur mycket PBDE som används i Sverige och på så sätt skulle kunna bidra till inflöde och depå i Stockholms stad, kontaktades ett flertal företag direkt. De företag som kontaktades bedömdes vara möjliga importörer av och/eller användare av PBDE i sin produktion. Urvalet av företagen grundades på medlemsföretag inom intresseorganisationen Plast & Kemiföretagen, i vars organisation ca 250 företag förekommer. Företagen undersöktes genom att inhämta information om produkter på företagets hemsidor. Hemsidorna genomsöktes för att sortera ut de företag som troligast skulle kunna använda PBDE i sin produktion. Företag inom industrisektorn (Plast & Kemiföretagen) producerar alltifrån glas, baskemikalier till plaster

och gummi. Totalt 69 (bilaga 2.) av dessa 250 företag kontaktades och intervjuer utfördes för att kartlägga företagets presumtiva användning av PBDE (bilaga 3). I de fall som de undersökta företagen tidigare använt PBDE i sin produktion har försök även gjorts för att kartlägga när produkterna tillverkats, hur de använts och om/hur dessa därefter skrotas och omhändertagits. Detta är av betydelse för att ta reda på hur mycket som kan finnas i omlopp även om det i dagsläget inte skulle tillsättas PBDE i nya produkter som tillverkas i Sverige. För att undersöka utflöden av PBDE till Stockholms miljö har i första hand avfallshanterare och återvinningsindustri kontaktats och information hämtats från företagens hemsidor. Undersökningen har till så stor del som möjligt koncentrerats kring företag knutna till Stockholms stad (t ex El-Kretsen AB, Ragnsells), men uppgifter om avfall och återvinning har även hämtats från företag i övriga delar av Sverige (t ex Stena Technoworld AB).

Efter det att litteraturstudien genomförts och den samlade informationen från organisationer och företag sammanställts, kunde det konstateras att kunskap om flöden av PBDE i Stockholms stad är mycket begränsad. Ett fåtal uppgifter har kunnat extraheras ur materialet från intervjuer med enskilda företag och intresseorganisationer, men det har bara kunnat användas som exemplifieringar i denna rapport och inte varit tillräckligt för att utföra en SFA. Även på nationell nivå, för Sverige som land, är kunskapen om flöden av PBDE generellt bristfällig. Det finns uppgifter på hur mycket PBDE som importerats i form av råkemikalie till Sverige genom åren, men exakt hur mycket som förs in via varor och halvfabrikat är till stor del okänt. Denna realitet av brist på exakta uppgifter för Stockholms stad och Sverige som helhet har betytt att uppgifter för flöden av PBDE har fått sökas på internationell nivå. Denna SFA bygger således till största del på uppgifter hämtade från de tre utförliga EU-dokument som utgör EU:s riskbedömning av PBDE<sup>22-24</sup>.

## Metodbeskrivning för SFA

Begreppet SFA används i denna rapport och definieras enligt; inflöde och utflöde samt det förråd av en substans eller kemikaliegrupp, inom ett geografiskt avgränsat område, under en specifik tidsperiod. I denna SFA har inflödet och utflödet, samt förråd, av respektive substansgrupp PentaBDE, OctaBDE och DecaBDE kvantifierats, för Stockholm. Data som använts för beräkningar har i möjligaste mån varit så aktuella som möjligt, för att analysen ska avspegla situationen idag, år 2005.

Denna SFA avgränsas först och främst till Stockholm. Geografiskt innebär denna avgränsning inte bara Stockholm innerstad utan även områden i västerort och söderort. Det geografiska området avgränsas i norra och västra yttre staden av Kista, Spånga, Vällingby och Hässelby. Söder om Stockholm avgränsas området av Skarpnäck, Farsta, Vantör, Brännskyrka och Skärholmen<sup>61</sup>. Stockholms stads område täcker 216 km<sup>2</sup>, varav 28 km<sup>2</sup> är vatten och 188 km<sup>2</sup> består av landområden. Befolkningsmängden i Stockholm var år 2004, 761721 stycken personer, dvs. 8,5 % av Sveriges befolkning, som år 2004 var 8975670 personer. Stockholm har därmed en befolkningstäthet på 4052 personer/km<sup>2</sup><sup>62</sup>. Till beräkningar på befolkningsmängd har ovanstående data använts.

*Inflöde:* I denna SFA har estimering av inflödet gjorts utifrån de yngsta publicerade estimat som funnits att tillgå i litteraturen, det vill säga EU:s riskbedömningar<sup>22-24</sup> och estimeringar från den Europeiska bromindustrin<sup>63</sup>. EU slutförde riskutvärdering för PentaBDE år 2000. Riskutvärderingen av Octa och DecaBDE slutfördes 2003<sup>22-24</sup>. De senaste uppgifterna från bromindustrin är från år 2001<sup>63</sup>.

Eftersom data från rapporterna använts för att beräkna ett inflöde av PBDE, nedskalad till nivå för Stockholms stad, har omräkning gjorts på basis av befolkning mellan EU, Sverige och Stockholm. EU har ungefär 379,5 miljoner invånare i jämförelse med Sveriges befolkningens mängd på cirka 8 976 000. Nedskalning av data från Sverige till Stockholms förhållanden har även utförts på basis av befolkning.

Omräkningsfaktorn ( $K_{EU-SWE}$ ) från EU-förhållanden till Sverige som använts vid nedanstående beräkningar är: 0,02365  
( $Invånare_{SWE} (8976000)/Invånare_{EU} (379500000)$ )

Omräkningsfaktorn ( $K_{SWE-STO}$ ) från Sverige till Stockholms förhållanden som använts vid nedanstående beräkningar är: 0,084865  
( $Invånare_{SWE} (8976000)/Invånare_{STO} (761721)$ )

Därmed blir omräkningsfaktorn ( $K_{EU-STO}$ ) från EU-förhållanden till Stockholm, som använts vid nedanstående beräkningar: 0,002007

I en rapport från danska Miljøstyrelsen, som bl a redovisar användningen av BFR i Danmark<sup>11</sup>, har en detaljerad SFA gjorts med avseende på BFR som helhet. I rapporten redovisas ett detaljerat beskrivet inflöde till Danmark av PBDE som grupp och danska Miljøstyrelsen estimerar ett inflöde 1997 av 30-120 ton/år. Detta intervall är tämligen oprecist men avspeglar därför även hur svårt det är att inhämta exakta uppgifter och göra preciserade beräkningar på flöden i varor och produkter. Intervallens övre del ligger i närheten av estimeringar gjorda på uppgifter från EU:s riskbedömning och industrin, men det nedre intervallet är avsevärt lägre (se nedan). Att räkna om datan till svenska förhållanden förutsätter att skillnaden mellan ländernas levnadstil och konsumtionsmönster inte är för stor. Sverige, som är ett betydligt större land än Danmark till ytan, har ett högre invånarantal jämfört med Danmarks 5,2 miljoner invånare, men BNP/capita är något lägre. I övrigt bedöms näringslivet i de båda länderna likna varandra, varvid jämförelser gjorts enbart på befolkningsbasis.

Omräkningsfaktorn ( $K_{DE-SWE}$ ) från Danska förhållanden till Sverige som använts vid nedanstående beräkningar är: 1,72600  
( $Invånare_{DE} (5200000)/Invånare_{SWE} (8976000)$ )

I nedskalning till Stockholm har (då estimeringar varit baserade på totala mängden PBDE) den procentuella världsproduktionen av Penta- (10 %), Octa- (15 %) och DecaBDE (75%)<sup>22-24</sup> använts för att beräkna enskilda tekniska produkter. Jämförande beräkningar har även gjorts då istället industrins bedömning från år 2001 används. Där estimeras PentaBDE representera 2 %, OctaBDE 7 %, samt DecaBDE till hela 91 % av PBDE-användningen inom EU<sup>63</sup>.

*Utflöde:* EU:s riskbedömningar av Penta-, Octa- och DecaBDE beskriver utförligt möjliga utflöden för PBDE till miljön. Där bedöms naturligt att emissioner av PBDE är som störst vid industrier som tillverkar PBDE och vid industrier som tillverkar, handhar och processar råpolymer med PBDE<sup>22-24</sup>. Eftersom PBDE inte producerats i Sverige kommer inte emission från produktion att behandlas i denna rapport, men det är möjligt att PBDE kan tillföras Stockholm, via emissioner från produktion inom EU och resterande världen, genom deponering från luften. Sådan tillförsel har (i enlighet med EU:s riskbedömningar<sup>22-24</sup>) bedömts som försumbar i denna typ av SFA, i förhållande till de mängder som importerats via varor och produkter. Vad gäller industrier som tillverkar, handhar och processar råpolymer flamskyddad med PBDE, har sådan industri bevisligen förekommit i Sverige (t ex industriell

produktion av gummi-compound, se resultat). Inga företag eller industrier som producerar compound, FPU/PU, HIPS eller liknande, och som använder eller har använt PBDE i överskådlig tidsperiod, har kunnat identifieras i Stockholms stad. Därför har det inte varit möjligt att vidare kunna undersöka eller beräkna flöden kopplade till sådan användning. Däremot estimeras även andra typer av utflöden till miljön i EU:s dokument, men då i betydligt mindre skala. De emissioner som estimeras är volativt emission från produkter samt emissioner genom slitage på produkter flamskyddade med PBDE. Tvätt av textilier flamskyddade med PBDE är också en post för emissioner som tas upp. Dessutom estimeras ett utflöde vid själva hanteringen av sopor och avfall (elektronik som textil) oavsett om produkten går till återvinning eller annan avfallshantering.

Polymerer som är flamskyddade med additiva flamskyddsmedel, så som PBDE, kan alltså avge flamskyddsmedlet via volatil emission. Emissionen är beroende av kemikaliens ångtryck och kan därigenom beräknas. Ångtryck för PBDE är dock mycket lågt, varvid små mängder lämnar produkten på detta sätt. Vilket leder till att bidraget från volatil emission till det totala utflödet från Stockholm blir mycket litet. Volatil emission av respektive Penta-, Octa- och DecaBDE från olika produkter har hämtats ur litteraturen och lagts till beräkningar för det totala utflödet från Stockholm. Volatila emissioner ger upphov till ett utflöde till Stockholms stads miljö.

När emissioner till omgivningen av PBDE estimeras, på grund av slitage av den flamskyddade polymeren (vilket resulterar i partiklar eller damm innehållande PBDE), är uppskattningarna ofta mycket osäkra. I EU:s riskutvärdering av Penta-, Octa- och DecaBDE beskriver man estimeringarna som en "worst-case" situation av slitage och bygger resonemanget kring en tidigare bedömning av DEHP och denna mjukgörarens emissioner till miljön<sup>22-24</sup>. Användningen av produkter innehållande PentaBDE är mer diversiv och svårbedömd än för Octa- och DecaBDE. För PentaBDE antas att 2% av produkten går förlorad i form av slitage under hela produktens livslängd (EU estimerar en genomsnittlig livslängd på produkter generellt 10 år)<sup>22</sup>. Vid bedömningen av emissioner av Octa- och DecaBDE genom slitage görs samma antagande (2 % på 10 år) som för PentaBDE men med restriktioner för vilken typ av produkter som utsätts för slitage. Produkter som skulle slitas på detta sätt bedöms då vara av det slaget att produkten används i utomhusmiljö och därmed utsatt för väder och vind. Produkter flamskyddade med OctaBDE och DecaBDE bedöms till största del ha tillämpningar inomhus, varvid estimering av en så kallad "worst case" situation tilldelar 10 % av av den totala användningen av produkterna till utomhusapplikationer<sup>23,24</sup>. Estimering har även använts vid beräkningar i denna SFA. Det bör nämnas att industin estimerar utomhusanvändningen av produkterna betydligt lägre, till bara 0,1 %<sup>23,24</sup>. Utflödet av OctaBDE och DecaBDE som avgår från produkter via slitage blir därmed mycket lågt. Emission genom slitage för produkter med inomhusapplikation bedöms som så låg att det inte är relevant för beräkningar av massflöden<sup>23,24</sup>. Emissioner från slitage ger upphov till ett utflöde till Stockholms stads miljö.

En annan typ av "slitage" sker då produkter flamskyddade med PBDE utsätts för tvätt. I EU:s riskutvärdering estimeras emissioner från tvätt vara 3 % per år av totala andelen (på viktsbasis) PBDE i textila produkter. Dock anses estimeringen osäker eftersom denna typ av textila applikationer sällan tvättas och för att varje tvätt minskar den totala mängden flamskyddsmedel i textilien<sup>23</sup>. OctaBDE förekommer inte i textilier och "textila" produkter som flamskyddas med PentaBDE anses inte utsättas för tvätt. Därför har enbart emissioner från textilier flamskyddade med DecaBDE estimeras i EU:s riskutvärdering (och därmed även i denna SFA). Emissioner från tvätt ger upphov till ett utflöde till Stockholms stads miljö.



Vid själva hanteringen av sopor (både vad gäller textil och elektronik) som innehåller PBDE, finns det en risk att emissioner uppkommer. Så som vid slitage skulle denna typ av utflöde bestå av emission av partiklar eller damm innehållande PBDE. Själva sophanteringen har i EU:s riskbedömning estimerats ge upphov till emissioner om 2 % av produktens totalinnehåll<sup>22-24</sup>. Liksom estimeringarna av emissioner från slitage av produkter under dess användande är även slitage vid sophanteringen estimering med stor osäker, dessutom är det svårt att avgöra var (rent geografiskt) emissionen uppkommer, i hemmets soptunna, när soporna insamlas vid Stockholms sopstationer eller när de transporteras från Stockholm, mm. I denna SFA har emissioner från sophantering estimerats och lagts till det totala utflödet till Stockholms stad. Emissioner som uppkommer vid sophantering ger upphov till ett utflöde till Stockholms stads miljö.

Stockholms största utflöde av PBDE idag är generellt via elektronikåtervinning. Utflödet genom elektronikåtervinning blir dominerande eftersom PBDE till största andel används inom plast med elektronikapplikationer. Enligt WEEE-direktivet införs producentansvar för el-produkter i alla 25 EU-länder den 13 augusti 2005. Sverige har tidigare haft en svensk förordning om producentansvar, vilken infördes 2001. Avfall från elektronik insamlas idag mestadels via El-Kretsen AB, som har 600 företag knutna till sin organisation<sup>64</sup>. Företagen beräknas svara för 90-95 % av all nyförsäljning av elektronik i Sverige. Under år 2004 insamlades 4444 ton diverse elektronik i Stockholm<sup>64</sup>. Det finns idag inga exakta uppgifter att tillgå om hur stor mängd av den totala mängden insamlad elektronik som är plasthöljen, plastdetaljer, kretskort, metall, mm. Hur stor andel av den insamlade plasten från elektronikavfall som är flamskyddad med Penta-, Octa- och DecaBDE är inte heller känt. Uppgiftsinsamling från elektronikåtervinnare gällande fraktionsandelar av plast metall, mm i den totala mängden processad elektronikavfall har påbörjats av Naturvårdsverket, men resultat finns idag ännu inte utvärderade eller sammanställda<sup>65</sup>. Det föreligger dessutom kunskapsbrist på insamlingsområdet. Idag finns det inga exakta uppgifter om hur mycket av vår totala elektronikanvändning som faktiskt lämnas till miljöstationer, tas omhand och återvinns. En undersökning har dock visat att 56 % av Stockholms invånare hävdar att de alltid lämnar sin elektronikskrot till återvinningsstationerna, emedan 10 % ofta gör detsamma<sup>66</sup>.

Uppgifter från en elektronikåtervinningsanläggning i södra Sverige har visat att fabriken år 2000 processade 3800 ton elektronikskrot. Av de 3800 ton kunde fastställas att 195 ton var plast, så som i plastkåpor och höljen och detaljer, innehållande brom. Vilket skulle betyda att 5,1% av det totala insamlade elektronikavfallet innehåller brom. Det kunde även beräknas att det procentuella brominnehållet i plasten var 3-4 % på viktsbasis<sup>67</sup>. Den utsorterade brominnehållande plasten antas i beräkningssyfte enbart innehålla PBDE. Antagande har bedömts vara någouurlunda nära verkligheten eftersom övriga flamskyddsmedel, som TBBPA och HBCD inte används i den typen av plastfraktion. TBBPA som framför allt används i kretskortslaminat bedöms istället utsorteras till fraktionen för metallåtervinning.

De ovanstående lokala uppgifterna från elektronikåtervinningsindustrin kan för beräkningssyfte antagas gälla för den totala mängden insamlat elektronikavfall, i Stockholm. År 2004 samlade Stockholm in 4444 ton,. Enligt ovan är 5,1 % av detta elektronikavfall, flamskyddat med PBDE, dvs 228 ton. Plastandelen flamskyddad med PBDE kan antingen antas spegla de olika andelarna Penta-, Octa- och DecaBDE i världsproduktionen av PBDE, eller industrins estimering för EU:s marknad. Av den totala världsproduktionen av PBDE estimeras DecaBDE stå för den största delen 75 %, OctaBDE står för 15 % och PentaBDE för

10 %<sup>23</sup>. För EU:s marknad estimerar Bromindustrin istället att andelen DecaBDE är betydligt större, hela 91 %, medan OctaBDE och PentaBDE står för respektive 7 % och 2 %<sup>63</sup>. I beräkningarna nedan visas resultat från båda typer av antaganden. Dessa Antaganden har använts då det inte kunnat inhämtas mer exakta etimeringar över procentandelen av de olika tekniska produkterna i elektronikskroten. Det skall understrykas att uflödet av PBDE genom elektronikåtervinning inte hamnar i Stockholms stads miljö. PBDE utfasas i återvinningsprocessen och destrueras genom förbränning.

*Förråd:* Den huvudsakliga applikation för PBDE är till största del i elektronik, där Octa- och DecaBDE används. Elektroniken kan tänkas ha förhållandevis kort livslängd, jämfört med de textila applikationerna, där Penta- och DecaBDE förekommer. Idag uppgraderar man sin dator och byter dess delar ofta, köper nytt och slänger gammal elektronik i hemmen medans omsättningen på mobiltelefoner är hög. Samtidigt föreställer man sig lätt att elektriska installationer, sladdar och kontaktdon i byggnader eller apparatur, kan vara i bruk betydligt längre. Då beräkningar av hur mycket som tillförts Stockholm under tid, har en genomsnittlig livslängd för elektronik produkter av 10 år använts för beräkningar. Detta ligger även i linje med de riskbedömningar som gjorts inom EU<sup>22-24</sup>, samt MFA gjorda av danska Miljøstyrelsen<sup>11</sup> och Miljöförvaltningen i Göteborg<sup>68</sup>. Därför har de redovisade förråd av PBDE i Stockholm beräknats från och med 1995, i samtliga fall. Utöver detta har även beräkningar gjorts då livslängden för olika kategorier av produkter (textil och elektronik) har uppskattats annorlunda för att visa på osäkerheten i antagandet.

Ett annat problem med beräkning av förådets storlek är att uppskatta förändringar i inflöde, under den tidsperiod som anges (i denna SFA beräknas förrådet på 10 år, men beräkningar har även utförts för 20 år). För detta ändamål saknas ofta tillräckliga data i litteraturen, varvid i denna SFA inflöde över tid estimerats utifrån de tillgängliga data som funnits. Detta ger upphov till ytterligare en osäkerhet som är mycket svår att bedöma omfattningen av.

### 3. Beräkningar

Nedan följer en redovisning av vilka källor som använts vid beräkning av denna SFA, för respektive Penta-, Octa- och DecaBDE. Beräkningsgången redovisas i tabellform. För de olika kategorierna inflöde, utflöde och förråd har ett flertal estimeringar utförts från olika litteraturkällor. För att visa skillnaderna på estimeringar i litteraturen som använts samt vilka konsekvenser det ger denna SFA för Stockholms stad. Estimeringsberäkningarna har generellt utförts genom att först beräkna inflödet till Stockholm stad (år 2005), därefter har variationen i inflöde över åren estimerats och beräknats varpå den totala mängden PBDE detta varierade inflöde gett upphov till bestäms. Under åren som förrådet byggts upp har det även kontinuerligt skett ett utflöde, detta ackumulerade utflöde beräknas och dras ifrån den totala mängden PBDE för att på så sätt beräkna det kvarvarande förrådets storlek, år 2005. Detta kvarvarande förråd kommer under år 2005 att ge upphov till ett utflöde, varvid detta utflödeför år 2005 beräknas på det kvarvarande förrådet.

#### PentaBDE

PentaBDE används till största del i flexibelt polyuretanskum (FPU). Applikationen har uppskattats vara hela 95 % av den totala användningen<sup>22</sup>. Flamskyddat FPU används sedan i produkter så som skumbaserad stoppning i bilsäten, t ex huvudstöd, eller i vanliga möbler. FPU, flamskyddat med PentaBDE används även som packmaterial. PentaBDE har även förekommit i applikationer som elektronik och gummi<sup>22</sup>, men eftersom den stora huvuddelen används i FPU kommer enbart den användningen att tas i beaktande vid beräkningarna.

*Inflöde:* PentaBDE används ej idag inom Europeisk industriproduktion. Istället kommer PentaBDE till Europa via varor. Det årliga inflödet av PentaBDE i form av färdiga produkter har uppskattats till 1100 ton<sup>22</sup>, mängden har använts för beräkning av inflöde till Stockholm idag. Inflödet av PentaBDE redovisas i tabell 2.

---

Tabell 2. Inflöde (ton/år) av PentaBDE via varor idag (år 2005) till EU<sup>22</sup>, nedskalat till Sverige och Stockholm. Beräkning redovisas i fotnot.

---

EU	Sverige	Stockholm
1 100	26 <sup>a</sup>	2,2 <sup>b</sup>

---

<sup>a</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{EU}}(1100) * K_{\text{EU-SWE}} (0,02365)$

<sup>b</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{SWE}}(27) * K_{\text{SWE-STO}} (0,084865)$

Danska Miljøstyrelsen estimerade inflödet och användningen av PBDE i Danmark, år 1999, till 30-120 ton/år<sup>11</sup>. I uppskalning från danska förhållanden till svenska har beräkning gjorts på befolkningsmängd eftersom länderna bedöms likvärdiga i sin användning. Stockholms inflöde av PentaBDE visar då ett intervall med en betydligt lägre estimering än vad som gjorts i EU:s riskbedömning från 2001. Resultat av beräkningsgången visas i tabell 3.

Tabell 3. Estimerat inflöde (ton/år), år 1999, av PentaBDE till Danmark (danska Miljøstyrelsen, DEPA) <sup>11</sup>. Omräknat till Sverige och Stockholm. Beräkning redovisas i fotnot.

	Danmark		Sverige <sup>a</sup>	Stockholm <sup>b</sup>
	Tot.PBDE	PentaBDE	PentaBDE	PentaBDE
Estimering från DEPA	30-120	3,0-12 <sup>c</sup> 0,60-2,4 <sup>d</sup>	5,2-21 <sup>c</sup> 1,0-4 <sup>d</sup>	0,44-1,8 <sup>c</sup> 0,088-0,35 <sup>d</sup>

<sup>a</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{DE}} * K_{\text{DE-SWE}}$  (1,72600)

<sup>b</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{SWE}} * K_{\text{SWE-STO}}$  (0,084865)

<sup>c</sup> Beräknat utifrån antagandet att PentaBDE utgör 10 % av världsproduktionen <sup>22</sup>

<sup>d</sup> Beräknat utifrån antagandet att PentaBDE utgör 2 % av EU:s produktion <sup>63</sup>

*Utflyde:* Det största utflydet av PentaBDE ur samhället är avfallshantering där uttjänta produkter går till förbränning som grovsopor. Utflydet har inte kunnat kvantifieras i denna SFA, eftersom uppgifter inte kunnat inhämtas och häri ligger stor kunskapsbrist. Trots att PentaBDE bevisligen förekommer i elektronik <sup>54</sup> har det inte gått att kvantifiera till vilken mängd. Den huvudsakliga användningen av PentaBDE har varit att flamskydda FPU/PU, inom EU, varvid andelen i elektronik bör vara tämligen låg <sup>22</sup>. I och med detta har inget utflyde via elektronikåtervinning beräknats för PentaBDE i denna SFA (så som gjorts för OctaBDE och DecaBDE, se nedan). Utflydet av PentaBDE från elektronik och elektronikåtervinning till Stockholms miljö och vatten bör därmed inte vara en stor post. PentaBDE kan å andra sidan volatil emittera ur den flamskyddade produkten eller polyuretanmaterialet. Emissionen bedöms vara låg eftersom PentaBDE inte är en volatil substans (ångtrycket är lågt,  $4,69 * 10^{-5}$  Pa). Den volatila emissionen från FPU/PU av PentaBDE har uppskattats till 0,39 % per år, på viktsbasis, när produkten används ute i samhället <sup>22</sup>. Således kan den volatila emissionen från produkter i Stockholm uppskattas. Emissionen kan vara överskattad eftersom PU-skummet i produkter som möbler och bilsäten är inkapslade i tyg eller liknande. Även om överdraget till produkten torkas av eller tvättas är det sällan det flamskyddade skummet tvättas, vilket medför att EU:s riskbedömning för PentaBDE varken estimerar ett utflyde för slitage av produkter eller förluster vid eventuell tvätt <sup>22</sup>, som görs för DecaBDE (se nedan). Emissioner vid hanteringen av uttjänta produkter estimeras däremot. Emissionen estimeras till 2% vid hantering av sopor. För att inte överskatta utflydet via sophantering har avdrag först gjorts för volatil emission under en estimerad produktlivslängd på 10 år. Tabell 4. visar utflydet år 2005, för Stockholm, idag. Som jämförelse i tabellen har även utflydet beräknats för ett förråd som består av produkter med en antagen medellivslängd på 20 år.

Volativ emission:

Förråd, 10 år medellivslängd (24-26 ton)\*0,0039=0,094-0,10 ton

Förråd, 20 år medellivslängd (40-50 ton)\*0,0039=0,16-0,20 ton

Emission via sophantering:

Kvarvarande förråd, 10 år medellivslängd (24-26 ton)\*0,002=0,048-0,052 ton

Kvarvarande förråd, 20 år medellivslängd (40-50 ton)\*0,002=0,080-0,10 ton

Tabell 4. Utflöde av PentaBDE (ton/år) år 2005, från Stockholms förråd, till miljön.

Produkt- livslängd	Förråd i Stockholm <sup>a</sup>	Volatilt från produkter <sup>b</sup>	Hantering av sopor <sup>c</sup>	Totalt Utflöde
10 år	24-26	0,094-0,10	0,048-0,052	0,14-0,15
20 år	40-50	0,16-0,20	0,08-0,10	0,24-0,29

<sup>a</sup> Från Tabell 2.11.4

<sup>b</sup> Volatil emission (0,39 vikt % per år) har beräknats.

<sup>c</sup> Emission vid sophantering (2 vikt % totalt) har beräknats på kvarvarande mängd efter avdrag för volatil emission gjorts.

*Förråd:* De applikationer av FPU och PU där PentaBDE används kan tyckas ha förhållandevis lång livslängd, jämfört med exempelvis elektronik. En stolsits, soffa eller ett bilsäte kan vara i bruk under lång tid innan den hamnar i avfallsledet. I EU:s riskbedömning av PentaBDE <sup>22</sup> använder man trots det standarden där flamskyddade produkter har en genomsnittlig livslängd på 10 år, detsamma har använts i denna SFA. För att jämföra skillnaden har även beräkningar på förrådets storlek genomförts då en genomsnittlig livslängd för produkter av tjugo år estimerats, varvid förråd av PentaBDE i Stockholm beräknas från och med 1985 (tabell 6.). För att beräkna förråd av PentaBDE i Stockholm (det vill säga hur mycket PentaBDE som finns lagrat i varor och produkter, i hushåll, företag och offentlig miljö) måste hänsyn tas till att användningen av PentaBDE inom industrin minskat drastiskt under senare år, både i Europa samt Sverige. Av den totala världsproduktionen av PBDE, från år 2000 och framåt, beräknas 10 % vara PentaBDE <sup>22</sup>. Under senare delen av 80-talet (1985-1989) var den totala användningen av PBDE inom EU 3600-4300 ton/år, vilket ger en användning av cirka 360-430 ton PentaBDE/år under denna tidsperiod. Importen av PBDE var under samma tidsperiod 3500-7100 ton/år, vilket ger en import av pentaBDE av cirka 350-710 ton/år <sup>22</sup>. Totalt blir detta då 710-1140 ton pentaBDE/år under tidsperioden. Antagandena baseras på att världsandelen PentaBDE (10 %) av den totala världsproduktionen PBDE varit densamma under dessa decennier, som idag. Antagligen är detta ej fallet, men då uppgifter om procentandelar inte kunnat erhållas har estimeringen använts för tidsperioden. Det kan således resultera i en överskattning av andelen PentaBDE eftersom den allmänna uppfattningen är att PentaBDE successivt ersatts med PBDE av högre bromeringshalt. Under tidsperioden 1985-1990 antas även nettoinflödet av PentaBDE via varor/produkter vara noll då det ej varit möjligt att inhämta mer exakta uppgifter om produktflödet mellan EU och resterande delar av världen.

Under 90-talet stoppades produktionen av PentaBDE i Europa och importen minskade drastiskt till 100-500 ton per år <sup>22</sup>. 1999 estimerades användningen av PentaBDE i Europa till 210 ton/år och under 2001 var användningen nere i 150 ton/år <sup>63</sup>. Därefter (år 2004) har användningen av PentaBDE förbjudits varvid PentaBDE enbart kommit in till EU via färdiga produkter och varor, dvs 1100 ton/år. Uppskattningen har även använts som ett konstant inflöde via varor och produkter under föregående år (från 1991), eftersom mer exakta uppskattningar av inflöde via varor och produkter från 80- och 90-talet inte kunnat spåras i litteraturen. I denna SFA har variationerna i inflöde bedömts och estimerats enligt tabell 5.

Trots att det inte har existerat någon produktion av PentaBDE i Stockholm, måste produktionen inom EU generellt tas i beaktande, i nedskalningsberäkningar, eftersom EU:s produktion genererar varor vilka sedan säljs till övriga länder, varvid Stockholm får del av det totala inflödet till EU. Det medför att den totala produktionen och importen av PentaBDE med

tillägg för inflöde via produkter, till Stockholm under 10 år respektive 20 år estimeras till 25-27 ton och 43-54 ton. Estimeringarna har använts vid beräkning av Stockholms totala förråd av PentaBDE (tabell 6.). I beräkningen har avdrag gjorts för utflöde via volatil emission (se utflöde ovan).

Tabell 5. Inflöden av PentaBDE (ton), från 1985 till 2005, till Stockholm och EU. Inflöden under åren är estimerade utifrån uppgifter hämtade ur EU:s riskbedömning av PentaBDE<sup>22</sup> och från industrin<sup>63</sup>. Inflöde via produktion och via varor visas, samt det totala inflödet under senaste 10 respektive 20 åren.

Estimerad tidsperiod	Antal år	Inflöde EU Produktion (ton/år)	Inflöde EU Varor (ton/år)	Inflöde EU Under tidsperiod (ton)	Inflöde Stockholm <sup>c</sup> (ton)
1985-1990	6	710-1140 <sup>a</sup>	-	4260-6840	8,6-14
1991-1994	4	100-500 <sup>a</sup>	1100 <sup>a</sup>	4800-6400	10-13
1995-1997	3	100-500 <sup>a</sup>	1100 <sup>a</sup>	3600-4800	7,2-10
1998-2000	3	210 <sup>b</sup>	1100 <sup>a</sup>	3930	7,9
2001-2003	3	150 <sup>b</sup>	1100 <sup>a</sup>	3750	7,5
2004-2005	1	0	1100 <sup>a</sup>	2200	2,2
Totalt 10 år				12380-13580	25-27
Totalt 20 år				21440-26820	43-54

<sup>a</sup> Data från EU<sup>22</sup>.

<sup>b</sup> Data från industrin<sup>63</sup>.

<sup>c</sup> Omräkningsfaktorn ( $K_{EU-STO}$ ) 0,002007 har använts vid nedskalning på befolkningsmängd

Resultatet av att estimeras medellivslängden för produkten till 10 jämfört med 20 år ger en halvering av det kvarvarande förrådet, men utflödet till miljön via volatil emission minskar nästan 4 gånger.

Tabell 6. Beräknat förråd, år 2005, av PentaBDE (ton) i Stockholm vid antagandet att medellivslängden för flamskyddade produkter uppskattas till 10 eller 20 år.

Produkt-livslängd	Inflöde till Stockholm	Volatil emission från förråd under 10, respektive 20 år	Kvarvarande förråd i Stockholm, år 2005
10 år	25-27	0,98-1,1 <sup>a</sup>	24-26
20 år	43-54	3,4-4,2 <sup>a</sup>	40-50

<sup>a</sup> Enbart volatil emission (0,39 vikt % per år) har beräknats (se utflöde).

## OctaBDE

*Inflöde:* OctaBDE varken används i produktion eller produceras idag, inom EU. Produktion har dock förekommit fram till senare delen av 90-talet, då den upphörde 1998, men import och användningen vid produktion slutade flera år senare. OctaBDE används till allra största del i flamskyddad ABS, i elektronik <sup>24</sup>.

Eftersom OctaBDE varken produceras eller importeras inom EU idag, sker inflödet av substansen till ett EU-land, så som Sverige, enbart via import av varor (halvfabrikat eller färdiga produkter). Det är svårt att exakt beräkna hur stor mängd OctaBDE som kommer in i EU på detta sätt. Mängden inflöde har estimerats till 1 350 ton/år <sup>24</sup>, Siffran är framtagen av tillverkningsindustrin och en redovisning av hur mängden estimerats framgår inte av EU:s dokumentation. Dessa 1 350 ton skulle då motsvara 33 % av världskonsumtionen, vilket ansätts som rimligt. Inflöde av OctaBDE via produkter (framför allt produkter innehållande flamskyddad ABS) till Sverige och Stockholm nedskalat från EU, på basis av befolkningsmängd redovisas i tabell 7.

Tabell 7. Inflöde (ton/år) av OctaBDE via varor idag (år 2005) till EU, omräknat till Sverige och Stockholm. Beräkning redovisas i fotnot.

EU	Sverige	Stockholm
1 350	32 <sup>a</sup>	2,7 <sup>b</sup>

<sup>a</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{EU}}(1350) * K_{\text{EU-SWE}} (0,02365)$

<sup>b</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{SWE}}(34) * K_{\text{SWE-STO}} (0,084865)$

Danska Miljöstyrelsen estimerade inflödet och användningen av PBDE i Danmark (år 1999) till 30-120 ton/år <sup>11</sup>. I nedskalning till Stockholms inflöde av OctaBDE visar intervallet en betydligt lägre estimering än vad som gjorts i EU:s riskbedömning. Resultat av beräkningsgången visas i tabell 8.

Tabell 8. Estimerat inflöde (ton/år), år 1999, av OctaBDE till Danmark (danska Miljöstyrelsen, DEPA) <sup>11</sup>. Omräknat till Sverige och Stockholm. Beräkning redovisas i fotnot.

	Danmark Tot.PBDE	OctaBDE	Sverige <sup>a</sup> OctaBDE	Stockholm <sup>b</sup> OctaBDE
Estimering från DEPA	30-120	4,5-18 <sup>c</sup> 2,1-8,4 <sup>d</sup>	7,8-31 <sup>c</sup> 3,6-14 <sup>d</sup>	0,66-2,6 <sup>c</sup> 0,31-1,2 <sup>d</sup>

<sup>a</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{DE}} * K_{\text{DE-SWE}} (1,72600)$

<sup>b</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{SWE}} * K_{\text{SWE-STO}} (0,084865)$

<sup>c</sup> Beräknat utifrån antagandet att OctaBDE utgör 15 % av världskonsumtionen <sup>24</sup>.

<sup>d</sup> Beräknat utifrån antagandet att OctaBDE utgör 7 % av EU:s produktion <sup>63</sup>.

*Utflyde:* Eftersom användningen av OctaBDE till så stor del består av elektronik anses övriga användningsområden försumbara i denna SFA, varvid enbart elektronik har undersökts.

Uppgifter från en elektronikåtervinningsanläggning i södra Sverige har visat att fabriken år 2000 insamlade elektronikskrot, som till 5,1 % innehöll brom. Det procentuella brominnehållet i plastfraktionen var 3-4 % brom<sup>67</sup>. Under år 2004 insamlades 4444 ton diverse elektronik i Stockholm<sup>64</sup>. 5,1 % av den insamlade mängden i Stockholm skulle då motsvara 228 ton elektronik flamskyddad med PBDE. Världsproduktionen av PBDE består till 15 % av OctaBDE<sup>24</sup>. De 34 ton (15 % av 228 ton) består således av 3-4 % brom, vilket ger 1,0-1,4 ton brom. Brominnehållet i OctaBDE är 79 %<sup>24</sup>. Det innebär att den totala mängden utflyde från Stockholm via insamling av elektronikavfall blir 1,3-1,7 ton/år ((1,0-1,4)/79 %). Om estimeringar för EU:s marknad istället används (där OctaBDE står för 7 %<sup>63</sup>) för beräkning av utflydet via elektronikåtervinning blir resultatet att 0,61-0,81 ton OctaBDE utfasas från Stockholm via insamling av elektronikskrot per år. Utflydet via elektronikåtervinning läggs dock inte till i beräkningen av det totala utflydet till Stockholms miljö, utan redovisas här separat.

Den volatila emissionen från en ABS-produkt är mycket låg och har beräknats till 0,54 % över en livstid för produkten på 10 år<sup>24</sup>. Det betyder att en ABS-produkt avger så låg mängd som 0,054 % av det totala innehållet i produkten per år. Estimeringen av volatil emission har lagts till beräkningar på utflyde från förråd (tabel 9. och 11.).

Volativ emission:

Förråd, 5 år medellivslängd (18 ton)\*0,00054=0,0097 ton

Förråd, 10 år medellivslängd (43-49 ton)\*0,00054=0,023-0,026 ton

Slitage av en ABS flamskyddad med OctaBDE kan leda till små emissioner till miljön. Enbart produkter för utomhusbruk estimeras, dvs 10% av den totala användningen. Emissionen till omgivningen på grund av slitage uppskattas till 2% av utomhusprodukten under hela produktens livslängd. EU estimerar att produkter av denna typ har en livslängd på 10 år<sup>24</sup> vilket ger en emission via slitage på 0,2% per år (för 10% av den totala användningen av elektronikprodukter). Estimeringen av emission har lagts till beräkningar på utflyde från förråd (Tabel 9. och 11.).

Emission via slitage:

Kvarvarande förråd, 5 år medellivslängd (18 ton)\*0,0002=0,0036 ton

Kvarvarande förråd, 10 år medellivslängd (43-49 ton)\*0,0002=0,0086-0,0098 ton

Det uppskattas också ske emissioner från förbrukade elektronikprodukter vid hanteringen av dessa sopor. Emission estimeras till 2 % av det totala innehållet OctaBDE i den uttjänta produkten<sup>24</sup>. Emissionen härstammar från produkter vilka varit i bruk under en längre tid (livslängden för produkter estimeras till 10 år<sup>24</sup>) och därmed avgivit OctaBDE genom volatil emission samt slitage har posten beräknats efter avdrag gjorts för de andra typerna av emissioner, för att inte överestimera utflydet. På årsbasis antas därför 10 % av förrådet gå till sophantering varvid emissioner vid sophantering estimeras till 0,2 % av kvarvarande förråd per år.

Emission via sophantering:

Kvarvarande förråd, 5 år medellivslängd (18 ton)\*0,002=0,036 ton

Kvarvarande förråd, 10 år medellivslängd (43-49 ton)\*0,002=0,086-0,098 ton



Utflyde från volatil emission, slitage och sophantering samt det totala beräknade utflydet av OctaBDE från Stockholms förråd (bestående av produkter med en medellivslängd om 10 år) redovisas i tabell 9. Som synes påverkar varken volatil emission eller slitage av produkter beräkningen av det totala utflydet nämnvärt. Den stora posten är emissioner vid hantering av sopor. Som jämförelse i tabellen har även utflydet beräknats för ett förråd som består av produkter med en antagen medellivslängd på 20 år.

Tabell 9. Utflyde av OctaBDE (ton/år), år 2005, från Stockholms förråd till miljön

Produkt- livslängd	Förråd i Stockholm	Volatilt från produkter <sup>a</sup>	Slitage på Produkter <sup>b</sup>	Hantering av sopor <sup>c</sup>	Totalt utflyde
5 år	18	0,0097	0,0036	0,036	0,049
10 år	43-49	0,023-0,026	0,0086-0,0098	0,086-0,098	0,12-0,13

<sup>a</sup> Volatil emission (0,054 vikt % per år) har beräknats.

<sup>b</sup> Emission via slitage (0,2 vikt % per år, för 10 % av produkterna) har beräknats på kvarvarande mängd efter avdrag för volatil emission.

<sup>c</sup> Emission vid sophantering (2 vikt % totalt) har beräknats på kvarvarande mängd efter avdrag för volatil emission och slitage gjorts.

*Förråd:* Vid beräkning av Stockholms förråd av OctaBDE har den estimerade medellivslängden för produkter (elektronik) satts till 10 år, på samma sätt som tidigare bedömare gjort <sup>11,24</sup>, men jämförande beräkning har även gjorts för en estimerad genomsnittlig produktlivslängd på 5 år.

Den totala kemikalie-importen och produktionen av OctaBDE inom EU under de senaste 10 åren tycks ha varierat och rapporteras varit större i mitten av 90-talet för att sedan minska i mängd, till att helt upphöra idag <sup>24</sup>. EU har uppskattat användningen av OctaBDE i mitten av 90-talet till 2 550 ton/år. Vilket skulle vara en så kallad "worst case" uppskattning baserad på import och produktionssiffror från IUCLID, år 1994. Industrin estimerade användningen till något lägre 1 650 ton/år, under samma tid <sup>24</sup>. Den totala användningen av OctaBDE tycks sedan ha minskat inom EU. Industrin uppskattade år 1999 en användning av 450 ton OctaBDE per år inom EU, men mängden använd OctaBDE tycks inte ha förändrats nämnvärt de senare åren (figur 2.) fram tills utfasning. Industrins estimering för 2001 var 610 ton/år, inom EU <sup>63</sup>. Utöver mängden OctaBDE som använts vid produktion inom EU har under åren ett inflöde av OctaBDE till EU kommit med importerade produkter eller delar till produkter, samtidigt som EU-länderna själva exporterat varor innehållande OctaBDE. Hur varubalansen sett ut har ej gått att kvantifiera, men det kan tyckas vara troligt att inflödet till EU varit högre än utflydet under de senaste åren när användningen av OctaBDE inom EU:s produktion minskat (se ovan). Även exporten från EU av varor innehållande OctaBDE borde ha minskat. I denna SFA har antagandet inte tillåtits påverka beräkningen av förråd i Stockholm, eftersom varubalansen inte kunnat kvantitativt beräknas. I denna SFA antas därmed att inflödet till EU under senaste 10 åren varierat enligt tabell 10. Tidsperioderna kan på så vis nedskalas till Stockholmsnivå. Utöver EU:s egen användning har ett tillskott till inflödet via produkter under åren estimerats till 1 350 ton/år <sup>24</sup>. Det finns inga uppgifter som visar hur inflödet via varor varierat under de senaste 10 åren, varvid samma mängd använts alla år i beräkningar. Det totala inflödet de senaste tio åren redovisas i tabell 10.

För att beräkna det totala förrådet av OctaBDE i Stockholm har i beräkningen av förrådets storlek först avdrag gjorts för volatila emissioner från inflödet via elektronik. Sedan har emissioner för slitage beräknats på kvarvarande mängd. Inga avdrag har dock gjorts för elektroniåtervinning eller emission vid hantering av förbrukade produkter, eftersom förrådet består av produkter under dess livslängd, i Stockholms samhälle. Det totala avdraget för emissioner samt det uppskattade förrådets storlek i Stockholm redovisas i tabell 11.

Tabell 10. Inflöden av OctaBDE (ton), från 1995 till 2005, till Stockholm och EU. Inflöden under åren är estimerade utifrån uppgifter hämtade ur EU:s riskbedömning av OctaBDE<sup>24</sup> och från industrin<sup>63</sup>. Inflöde via produktion och via varor visas, samt det totala inflödet under senaste 5 respektive 10 åren.

Estimerad tidsperiod	Antal år	Inflöde EU Produktion (ton/år)	Inflöde EU Varor (ton/år)	Inflöde EU Under tidsperiod (ton)	Inflöde Stockholm (ton) <sup>c</sup>
1995-1997	3	1650 <sup>b</sup> - 2550 <sup>a</sup>	1350 <sup>a</sup>	9000-11700	18-23
1998-2000	3	450 <sup>b</sup>	1350 <sup>a</sup>	5400	11
2001-2003	3	610 <sup>b</sup>	1350 <sup>a</sup>	5880	12
2004-2005	1	0	1350 <sup>a</sup>	1350	2,7
Totalt 5 år				9030	18
Totalt 10 år				21630-24330	43-49

<sup>a</sup> Data från EU<sup>22</sup>.

<sup>b</sup> Data från industrin<sup>63</sup>.

<sup>c</sup> Omräkningsfaktorn ( $K_{EU-STO}$ ) 0,002007 har använts vid nedskalning på befolkningsmängd

På grund av att inflödet för OctaBDE minskat de senaste åren blir antagandet av elektronikproduktens medellivslängd avgörande för beräkningen av Stockholms förråd. Om man antar att medellivslängden för elektronikprodukter flamskyddade med OctaBDE är 5 istället för 10 år, blir skillnaden mer än hälften, dessutom påverkas utflödet till Stockholms miljö via emissioner stort (tabell 11.).

Tabell 11. Beräknat förråd år 2005, av OctaBDE (ton) i Stockholm när det antas att medellivslängden för elektronikprodukter uppskattas till 5 eller 10 år.

Produkt-livslängd	Inflöde till Stockholm	Emissioner från förråd under 5, respektive 10 år	Kvarvarande förråd i Stockholm, år 2005
5 år	18	0,067 <sup>a</sup>	18
10 år	43-49	0,32-0,36 <sup>a</sup>	43-49

<sup>a</sup> Både volatil emission (0,054 vikt % per år) och slitage (0,2 vikt % per år, på 10 % av produkterna) har beräknats (se utflöde).

## DecaBDE

*Inflöde:* DecaBDE har producerats i Europa fram till 1999 och produktionen har rapporterats vara liten till kvantitet under senare delen av 90-talet <sup>23</sup>, EU och Sverige har kontinuerligt importerat DecaBDE och gör så fortfarande. Världsproduktionen av DecaBDE estimerades vid 1994 till 30000 ton/år, men senare estimeringar från 1999 visar att produktionen i världen ökat till 54800 ton/år. Från den Europeiska bromindustrin rapporterades år 2001 ytterligare en estimering av världsproduktionen av DecaBDE till en omfattning av 56150 ton <sup>63</sup> (se figur 2.). Det totala inflödet (både produktion och import) till Europa av DecaBDE estimerades av industrin 1999 vara 7500 ton/år och motsvara 92 % av den totala mängden PBDE per år <sup>23</sup>. År 2001 estimerade bromindustrin konsumtionen av DecaBDE till 7600 ton/år, med en procentandel av 91% <sup>63</sup> (se figur 2.). EU har estimerat sin användning av DecaBDE i mitten av 90-talet till 8210 ton/år och bygger sin riskbedömning på denna uppskattning. Estimeringen har då gjorts utifrån världsproduktionen och att DecaBDE skulle stå för 75 % av den totala användningen PBDE <sup>23</sup>. De olika estimeringarna är relativt snarlika (vid nedskalning till Stockholm, mycket överensstämmande (tabell 12.)), men ligger inte i samma storleksordning jämfört med andra tidigare estimerade inflöden från danska Miljøstyrelsen och KemI (se nedan). Eftersom det är svårt att bedöma vilken siffra som är mest korrekt uppskattad har i denna rapports resultat fokuserats på de senast rapporterade uppskattningarna (från industrin och EU), men i beräkningarna har flera estimeringar använts vid nedskalning till Stockholm för att visa på de stora skillnader som föreligger mellan olika beräknade inflöden. Vid nedskalning från EU till Sverige och slutligen Stockholm har omräkningsfaktorerna ( $K_{EU-SWE}$ ) och ( $K_{SWE-STO}$ ) använts på samma sätt som vid beräkningar för Penta- och OctaBDE (se ovan).

DecaBDE förekommer till största delen i polymerer vilka används till produkter med elektriska applikationer. Av den totala mängden (ton/år), som förbrukas inom EU estimeras hela 85 % (industrin bedömer att det är 82 %) användas till polymerer inom elektronik <sup>23</sup>. Den största användningen är i så kallad high impact polystyren (HIPS), i produkter som TV-baksidor, datorkåpor, mm. DecaBDE används även i många andra olika typer av polymerer, men till nästan uteslutande del i elektronik produkter, så som datorer, kontakter och elkabel <sup>23</sup>.

Det andra stora användningsområdet för DecaBDE är i textilier. Av den totala användningen inom EU består 15 % (industrin bedömer att det är 18 %) av textila applikationer. DecaBDE används då till baksidan på flamskyddade tyger, i polypropylen textilier eller i stoppning. De textila applikationerna används inte jämt över EU:s medlemsländer. På grund av Storbritanniens reglerade höga krav på flamskydd bedöms hela 80 % av marknaden för DecaBDE i textilier gå till detta land, resterande 20 % sprids sedan jämnt ut över resterande Europa <sup>23</sup>. Nedskalning av inflöden till Stockholm har därmed delats upp i de två olika produktklasserna, elektronik och textil. Resultat från beräkningsgången visas i tabell 12.

DecaBDE kan även komma in i EU via färdiga produkter/varor eller halvfabrikat (t ex masterbatch pellets). I EU:s riskbedömning bedöms denna typ av inflöde inte varit möjligt att kvantifiera, men nettoimporten av DecaBDE via varor bedöms som liten i förhållande till de mängder vilka används inom industrin och importeras som kemikalie <sup>23</sup>. Detta skulle betyda att EU importerar DecaBDE genom varor i lika stor omfattning som EU exporterar egentillverkade varor. Att nettoflödet av DecaBDE skulle vara nära noll är ett grovt antagande och misstankar uttrycks i EU:s riskbedömning att nettoflödet under de senaste åren ändrats något samt att EU idag möjligen har ett nettoinflöde som ökat. Detta har dock inte kvantifierats eftersom uppgifter om produktflöden och dess innehåll inte kunnat inhämtas.

Tabell 12. Inflöde (ton/år) av DecaBDE idag, år 2005, till EU, Sverige och Stockholm nedskalat från EU:s Riskbedömning<sup>23</sup> och uppgifter från industrin 1999<sup>23</sup> och 2001<sup>63</sup>. Inflöden är beräknade för olika branscher; Elektronik (El.), Textil (Txl.), samt det totala inflödet (Tot.) Inflödet representerar det totala inflödet av DecaBDE via varor och produkter samt den kemikalieimport som sker via masterbatch/compound samt råkemikalie.

	EU			Sverige			Stockholm		
	El.	Txl. <sup>c</sup>	Tot.	El.	Txl.	Tot.	El.	Txl.	Tot.
Estimering från EU:s riskbedömning <sup>a</sup>	6979	246	7225	165	5,8	171	14	0,49	15
Estimering från industrin (1999) <sup>b</sup>	6130	274	6404	145	6,5	151	12	0,55	13
Estimering från industrin (2001) <sup>b</sup>	6211	278	6489	147	6,6	153	12	0,56	13

<sup>a</sup> Branschvis estimeras elektronik motsvara 85 %, medan textil motsvarar 15 %.

<sup>b</sup> Branschvis estimeras elektronik motsvara 82 %, medan textil motsvarar 18 %.

<sup>c</sup> Estimeringen är framtagen utan bidrag från Storbritanien eftersom landet står för hela 80 % av EU:s totala användning av DecaBDE inom textila applikationer.

I en rapport från danska Miljøstyrelsen som bl a redovisar användningen av BFR i Danmark<sup>11</sup> har en detaljerad SFA gjorts med avseende på BFR som helhet. I rapporten redovisas ett detaljerat beskrivet inflöde till Danmark av PBDE som grupp och danska Miljøstyrelsen estimerar ett inflöde 1997 av 30-120 ton/år. Detta intervall är tämligen oprecist men avspeglar därför även hur svårt det är att inhämta exakta uppgifter och göra preciserade beräkningar på flöden i varor och produkter. Intervallets övre del ligger i närheten av estimeringar gjorda på uppgifter från EU:s riskbedömning och industrin (se ovan), men det nedre intervallet är avsevärt lägre. Att räkna om data till svenska förhållanden föutsätter att skillnaden mellan ländernas levnadsstil och konsumtionsmönster inte är för stor. Sverige, som är ett betydligt större land än Danmark till ytan, har ett högre invånarantal jämte Danmarks 5,2 miljoner invånare, men BNP/capita är något lägre. I övrigt bedöms näringslivet i de båda länderna likna varandra, varvid jämförelser gjorts enbart på befolkningsbasis. I nedskalning till Stockholm har den procentuella världsproduktionen av Penta- (10 %), Octa- (15 %) och DecaBDE (75%) använts för att beräkna inflödet av enskilda tekniska produkter. Om istället industrins bedömning att år 2001, 91 % av PBDE-användningen inom EU<sup>63</sup> består av DecaBDE innesluter intervallet visserligen EU:s riskbedömning men den undre gränsen är fortfarande bara en tredjedel. Resultat av beräkningsgången visas i tabell 13.

KemI beräknade år 1993 den mängd DecaBDE som importerades till Sverige som kemikalie till 17 ton/år. Som compound vid produktion av höljen till elektronik, plastfolie, kabel och elektriska komponenter beräknades importerad mängd till 20 ton, dessutom estimerades att ytterligare 400 ton/år kom in till Sverige via produkter, så som höljen till TV-apparater och datorer<sup>23</sup>. Detta skulle totalt ge ett årligt inflöde till Sverige på 437 ton. Det vill säga mer än dubbelt så mycket som estimeras om man nedskalar data från EU till Sverige nivå med BNP och invånarantal som bas. Resultat av beräkningsgången visas i tabell 13.

Tabell 13. Estimerade inflöde (ton/år) av DecaBDE till Danmark (danska Miljøstyrelsen, DEPA) <sup>11</sup> (från 1999) och Sverige (KemI) <sup>23</sup> (från 1994), omräknat till Stockholm

	Danmark		Sverige <sup>a</sup>	Stockholm <sup>b</sup>
	Tot.PBDE	DecaBDE	DecaBDE	DecaBDE
Estimering från DEPA	30-120	23-90 <sup>c</sup> 27-109 <sup>d</sup>	39-155 <sup>c</sup> 47-188 <sup>d</sup>	3,3-13 <sup>c</sup> 4,0-16 <sup>d</sup>
Estimering från KemI	-	-	437	37

<sup>a</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{DE}} * K_{\text{DE-SWE}}$  (1,72600)

<sup>b</sup>  $\text{Inflöde}_{\text{SWE}} * K_{\text{SWE-STO}}$  (0,084865)

<sup>c</sup> Beräknat utifrån procentuel andel DecaBDE av Världsproduktionen av 75 % <sup>23</sup>.

<sup>d</sup> Beräknat utifrån procentuel andel DecaBDE av EU:s produktion av 91 % <sup>63</sup>.

*Utflyde:* Eftersom användningen av DecaBDE till så stor del består av applikationer för elektronik kan samma resonemang föras som för OctaBDE (se ovan) och utflydet via insamlad elektronikavfall kan beräknas i denna SFA. Den största applikationen för DecaBDE är så kallad high impact polystyren (HIPS), som används inom elektronikindustrin (till exempel som bakstycken till TV och datorkåpor, mm). Andra typer av polymerer som flamskyddas med DecaBDE är etylenpolymerer (för el-sladd och kabel), polyester (för elektronik) och styrengummi, mm. När Elektroniken blir uttjänt hamnar den i avfallsledet och samlas i bästa fall in via elektronikåtervinningsstationer. DecaBDE används även till mindre del i textilier, vilket bidrar till förråd eller hamnar i avfallsledet, antagligen mestadels som grovsopor.

En elektronikåtervinningsanläggning i södra Sverige har visat att fabriken år 2000 insamlade elektronikskrot, som till 5,1 % innehöll brom. Det procentuella brominnehållet i plastfraktionen var 3-4 % brom <sup>67</sup>. Under år 2004 insamlades 4444 ton diverse elektronik i Stockholm, via återvinningsstationer och elektronikåtervinnare <sup>64</sup>. 5,1 % av den insamlade mängden i Stockholm skulle då motsvara 228 ton elektronikavfall flamskyddat med PBDE. Världsproduktionen av PBDE består till 75 % av DecaBDE <sup>23</sup>. De 171 ton (75 % av 228 ton) består således av 3-4 % brom, vilket ger 5,1-6,8 ton brom. Brominnehållet i DecaBDE är 83 % <sup>23</sup>. Detta innebär att den totala mängden utflyde från Stockholms stad via insamling av elektronikavfall blir 6,2-8,2 ton/år ((5,1-6,8)/83 %). Om istället estimeringar för EU:s marknad används (där DecaBDE står för hela 91 % <sup>63</sup>) för beräkning av utflydet via elektronikåtervinning blir resultatet att 7,5-10 ton DecaBDE utfasas från Stockholm via insamling av elektronikskrot per år. Utflydet via elektronikåtervinning läggs dock inte till i beräkningen av det totala utflydet till Stockholms miljö, utan redovisas här separat.

Emission av DecaBDE från textila applikationer kan resoneras annorlunda kring, eftersom produkterna kan utsättas för annan typ av behandling, t ex tvätt. I EU:s riskutvärdering estimeras emissioner från tvätt vara 3 % per år av totala andelen (på viktsbasis) DecaBDE i textila produkter. Estimering är osäker eftersom textila applikationer av denna sort sällan tvättas och för varje tvätt minskar totala mängden flamskyddsmedel i textilen <sup>23</sup>.

Emission vid tvätt:

Textil: Förråd (3,8-4,4 ton)\*0,03=0,11-0,13 ton

Den volatila emissionen från en HIPS-produkt är mycket låg och har beräknats till 0,38 % över en livstid för produkten på 10 år<sup>23</sup>. Även danska Miljøstyrelsen har kommit fram till samma resultat, och anser det vara överensstämmande med experimentella data<sup>11</sup>. Det betyder att en produkt avger så låg mängd som 0,038 % av det totala innehållet i produkten per år. Övriga typer av polymerers volatila emission har bedömts vara likvärdig med HIPS<sup>23</sup>. Estimeringen av volatil emission har lagts till beräkningar på utflöde från Stockholms förråd (tabell 14.). För textilier görs beräkningen för volativt emission efter att avdrag på förrådet gjorts för tvätt (se nedan), för att inte överskatta utflödet.

Volativ emission:

Elektronik: Förråd (143-161 ton)\*0,00038=0,054-0,061 ton

Textil: Kvarvarande förråd (3,7-4,3)\*0,00038=0,056-0,063 ton

Slitage av en polymer flamskyddad med DecaBDE kan leda till små emissioner till miljön. Bara produkter för utomhusbruk estimeras, dvs 10% av den totala användningen. Emissionen till omgivningen på grund av slitage uppskattas till 2% av utomhusprodukten under hela produktens livslängd. EU estimerar att produkter av denna typ har en livslängd på 10 år<sup>23</sup> vilket ger en emission via slitage på 0,2% per år (för 10% av den totala användningen av elektronikprodukter och textilprodukter). Emission via slitage har beräknats efter att avdrag gjorts för tvätt och volativ emission.

Emission via slitage:

Elektronik: Kvarvarande förråd (143-161 ton)\*0,0002=0,029-0,032 ton

Textil: Kvarvarande förråd (3,7-4,3 ton)\*0,0002=0,00074-0,00085 ton

Tabell 14. Utflöde (i ton) från olika typer av emissioner av DecaBDE, år 2005, från elektronik (El.) samt textil (Txl.), till Stockholms miljö. Förrådet antas bestå av produkter (både elektronik och textil) med en medellivslängd på 10 år.

	Tvätt av textil <sup>a</sup>	Volatilt från Produkter <sup>b</sup>	Slitage på Produkter <sup>c</sup>	Hantering av sopor <sup>d</sup>	Totalt Utflöde
El.		0,054-0,061	0,029-0,032	0,29-0,32	0,37-0,42
Txl.	0,11-0,13	0,0014-0,0016	$7,7*10^{-4}$ - $8,9*10^{-4}$	0,0074-0,0085	0,12-0,14
Tot.	0,11-0,13	0,056-0,063	0,029-0,033	0,29-0,33	0,49-0,56

<sup>a</sup> Emission vid tvätt av textil (3 vikt % per år) har beräknats.

<sup>b</sup> Volatil emission (0,038 vikt % per år) har beräknats (på kvarvarande mängd av förråd då avdrag för emissioner via tvätt gjorts).

<sup>c</sup> Emission via slitage (0,2 vikt % per år, för 10 % av produkterna) har beräknats på kvarvarande mängd efter avdrag för tvätt (enbart textil) och volatil emission gjorts.

<sup>d</sup> Emission vid sophantering (2 vikt %, för 10 % av förrådet) har beräknats på kvarvarande mängd efter avdrag för tvätt (enbart textil), volatil emission och slitage gjorts.

Det uppskattas dessutom ske emissioner från förbrukade produkter, flamskyddade med DecaBDE, vid hanteringen av soporna. Emissionen estimeras till 2 % av det totala innehållet DecaBDE i den uttjänta produkten<sup>23</sup>. Eftersom emissionen härstammar från produkter som varit i bruk under en längre tid (livslängden för produkter estimeras till 10 år<sup>23</sup>) och därmed avgivit DecaBDE genom volatil emission och slitage (samt tvätt, se nedan) har posten

beräknats efter att avdrag gjorts för andra typer av emissioner. Detta för att inte överestimera utflödet. På årsbasis antas därför 10 % av förrådet gå till sophantering varvid emissioner vid sophantering estimeras till 0,2 % av kvarvarande förråd per år. Utflöde från slitage och sophantering visas i tabell 14.

Emission vid sophantering:

Elektronik: Kvarvarande förråd (143-161 ton)\*0,002=0,29-0,32 ton

Textil: Kvarvarande förråd (3,7-4,3 ton)\*0,002=0,29-0,33 ton

Som jämförelse har även motsvarande beräkningar för utflöde gjorts då elektronikprodukter och textilier estimeras ha en medellivslängd på 5, respektive 20 år. Resultaten för beräkningen redovisas i tabell 15.

Tabell 15. Utflöde (i ton) från olika typer av emissioner av DecaBDE, år 2005, från förråd av elektronik (El.(60-70 ton)) samt förråd av textil (Txl. (6,6-7,9 ton)), till Stockholms miljö. Förrådet antas bestå av elektronikprodukter och textil med en medellivslängd på 5, respektive 20 år.

	Tvätt av textil <sup>a</sup>	Volatilt från Produkter <sup>b</sup>	Slitage på Produkter <sup>c</sup>	Hantering av sopor <sup>d</sup>	Totalt Utflöde
El.		0,023-0,027	0,012-0,014	0,12-0,14	0,15-0,18
Txl.	0,20-0,24	0,0024-0,0029	0,0013-0,0015	0,013-0,015	0,21-0,26
Tot.	0,20-0,24	0,025-0,030	0,013-0,016	0,13-0,16	0,37-0,44

<sup>a</sup> Emission vid tvätt av textil (3 vikt % per år) har beräknats.

<sup>b</sup> Volatil emission (0,038 vikt % per år) har beräknats (på kvarvarande mängd av förråd då avdrag för emissioner via tvätt gjorts).

<sup>c</sup> Emission via slitage (0,2 vikt % per år, för 10 % av produkterna) har beräknats på kvarvarande mängd efter avdrag för tvätt (enbart textil) och volatil emission gjorts.

<sup>d</sup> Emission vid sophantering (2 vikt %, för 10 % av förrådet) har beräknats på kvarvarande mängd efter avdrag för tvätt (enbart textil), volatil emission och slitage gjorts.

*Förråd:* Vid beräkning av Stockholms förråd av DecaBDE har den estimerade medellivslängden för både produkter med textila applikationer samt elektronik satts till 10 år, i likhet med EU:s riskbedömning<sup>23</sup>. Hur inflödet av DecaBDE varierat under de senaste 10 åren tycks ha varit relativt konstant under senare delen av 90- och in i 2000-talet, men i mitten på 90-talet estimerades inflödet till Sverige vara mer än dubbelt så stort (se inflöde DecaBDE ovan). I denna SFA bedöms därför inflödet till Stockholm första året 1995-96 enligt KemIs estimering (37 ton/år, (Tabell 13.)). När mängden delas upp i textila applikationer och elektronik används procentsatser både från EU:s riskbedömning och uppskattningar från industrin<sup>23</sup> varvid ett snävt intervall erhålles (36-36 ton per år i elektronik, samt 1,1-1,4 ton per år i textil). Därefter bedöms inflödet minska till estimeringar som redovisas i tabell 12. (12-14 ton/år) för resterande tidsperiod fram till 2005. Avgränsningen i tidsperioder av förändrade inflöden är mycket grov eftersom mer exakta uppgifter från varje år saknas.

Tabell 16. Beräknat förråd år 2005, av DecaBDE (ton) i Stockholm om det antas att medellivslängden för produkter, både elektronik och textil, uppskattas till 10 år. Dessutom redovisas den totalmängd DecaBDE som avgår till Stockholms miljö under denna tidsperiod.

Inflöde år 1995-1996: Elektronik (36<sup>a</sup>-36<sup>b</sup> ton); Textil (1,1<sup>a</sup>-1,4<sup>b</sup> ton)  
 Inflöde år 1997-2005: Elektronik (12-14 ton/år. Totalt 9 år: 108-126 ton); Textil (0,49-0,56 ton/år. Totalt 9 år: 4,4-5,0 ton)

	Inflöde till Stockholm	Emissioner från förråd under 10 år	Kvarvarande förråd i Stockholm, år 2005
Elektronik	144-162	0,83-0,94 <sup>c</sup>	143-161
Textil	5,5-6,4	1,7-1,9 <sup>d</sup>	3,8-4,4
<b>Totalt</b>	<b>149-168</b>	<b>2,5-2,9</b>	<b>147-165</b>

<sup>a</sup> Uppskattad mängd i textilapplikationer (3,0 %) enligt EU <sup>23</sup>.

<sup>b</sup> Uppskattad mängd i textilapplikationer (3,7 %) enligt Industrin <sup>23</sup>.

<sup>c</sup> Volatil emission (0,038 vikt % per år) och slitage (0,2 vikt % per år, på 10 % av produkterna) har beräknats (se utflöde).

<sup>d</sup> Volatil emission och slitage samt emission från tvätt (3 vikt % per år), av produkter har beräknats (se utflöde).

Beräkningsgången för förrådet av DecaBDE i Stockholm i elektronik, textil samt det totala förrådet redovisas i tabell 16. För att inte överestimera utflödet i beräkningen av Stockholms förråd av DecaBDE har avdragen gjorts efter varandra, på därefter kvarvarande beräknad mängd. I beräkning av förrådets storlek har först avdrag för tvätt gjorts för textilier. Avdrag för volatila emissioner har därefter gjorts på kvarvarande mängd för textilier och inflödet via elektronik. Till sist har emissioner för slitage beräknats på kvarvarande mängd. Inga avdrag har gjorts för elektroniåtervinning eller emission vid hantering av förbrukade produkter eftersom förrådet består av DecaBDE i produkter under dess livslängd, i Stockholms samhälle.

Emissioner (volatila samt slitage och sophantering) från elektronik är så pass lågt att beräkningarna av förråd inte påverkas, men emissionen från textil genom framför allt tvätt, påverkar beräkningen något litet.

Att uppskatta medellivslängden för både elektronik- och textilprodukter till 10 år, som gjorts tidigare <sup>11,23</sup>, är möjligen den mest lämpade estimeringen för vissa beräkningssyften. Dock bör poängteras att ifall en annan medellivslängd antas kan bilden av Stockholms förråd förändras avsevärt, dessutom förändras utflödet till Stockholms miljö betänkligt. I tabell 17. redovisas beräkning av förråd där medellivslängden för elektronik estimerats till 5 år, medan medellivslängden för textil estimerats till 20 år. Inflödet av textil under 20 år har då antagits vara 12-15 ton totalt under de första 11 åren (1985-1996) och totalt 10-11 ton de senaste 9 åren (1997-2005). Inflödet via elektronik estimeras till 12-14 ton/år under samtliga senaste 5 åren (2000-2005).



Tabell 17. Beräknat förråd år 2005 av DecaBDE (ton) i Stockholm om det antas att medellivslängden för elektronikprodukter och textilprodukter uppskattas till 5 år respektive 20 år. Dessutom redovisas den totalmängd DecaBDE som avgår till Stockholms miljö under tidsperioden.

Inflöde år 1985-1996: Textil (1,1-1,4 ton/år, Totalt 11 år: 12<sup>a</sup>-15<sup>b</sup>)

Inflöde år 1997-2005: Elektronik (12-14 ton/år. Totalt 5 år:60-70 ton); Textil (0,49-0,56 ton/år. Totalt 9 år: 4,4-5,0 ton)

	Inflöde till Stockholm	Emissioner från förråd	Kvarvarande förråd i Stockholm, år 2005
Elektronik <sup>a</sup>	60-70	0,17-0,20 <sup>c</sup>	60-70
Textil <sup>c</sup>	17-20	10-12 <sup>d</sup>	6,6-7,9
<b>Totalt</b>	<b>77-90</b>	<b>10-12</b>	<b>66-78</b>

<sup>a</sup> Uppskattad mängd i textilapplikationer (3,0 %) enligt EU<sup>23</sup>.

<sup>b</sup> Uppskattad mängd i textilapplikationer (3.7 %) enligt Industrin<sup>23</sup>.

<sup>c</sup> Volatil emission (0,038 vikt % per år) och slitage (0,2 vikt % per år, på 10 % av produkterna) har beräknats (se utflöde).

<sup>d</sup> Volatil emission och slitage samt emission från tvätt (3 vikt % per år), av produkter har beräknats (se utflöde).

## 4. Resultat

Inflödet av PBDE till Sverige och Stockholms stad kommer till allra största del via produkter och varor som importerats från EU eller resten av världen. En ytterst liten hantering av DecaBDE finns fortfarande kvar inom några få industrier inom Sveriges gränser. Eller som en importör och distributör av plast uttryckte det: "Den andelen BFR som används i produktion idag i Sverige är noll, i jämförelse med det som importerats via varor, då framför allt elektronik, som TV-apparater, torktumlare och diverse från Asien. Annat var det för femtom tjugo år sedan, då bakstycken till TV-apparater och annan elektronik faktiskt tillverkades och såldes i Sverige"<sup>69</sup>. Branschorganisationen Plast & kemiföretagen hävdar att PBDE och BFR inte är ett problem idag (Organisationens flamskyddsmedelsgrupp är näst intill inaktiv<sup>70</sup>) och att PBDE inte används i svensk produktion idag. Trots detta har det framkommit i denna undersökning att det fortfarande finns ett fåtal företag som säljer PBDE, i form av DecaBDE, till företag i Sverige. Av de cirka 250 företag som är anknutna till branschorganisationen Plast & Kemiföretagen extraherades 69 företag som ansågs vara möjliga användare av PBDE. Urvalet gjordes genom en undersökning av medlemsföretagens hemsidor där produkterna bedömdes. De 69 utvalda företagen kontaktades och intervjuades per telefon. Svårigheter att få tag på personer på företagen med efterfrågad kunskap ledde till att svar endast erhöles från 48 (70%) av dessa 69 utvalda.

Användningen av PBDE i Svensk produktion är, som tidigare nämnts, liten. Av de 69 företag som identifierats som möjliga användare av PBDE hade det stora flertalet aldrig använt eller handhavt detta i sin produktion, varken Penta-, Octa- eller DecaBDE. Enbart fyra företag identifierades hantera DecaBDE i sin verksamhet, idag (år 2005). Inget av de företagen var tillverkare av produkter. Istället var två av företagen importörer/distributörer av DecaBDE, som råkemikalie. De övriga två företagen var distributörer av masterbatch/compound flamskyddad med DecaBDE. Det gick inte att identifiera företags kunder, trots att de hade försäljning till tillverkare i Sverige (och Stockholm, se nedan). Eftersom företagen förfrågades om de använt PBDE i tidigare produktion var det svårare att få konkreta svar. Fem företag redovisade att de tidigare använt PBDE (och då till största del DecaBDE) i sin produktion. Ytterligare fem var osäkra medan två av dess med säkerhet kunde faställa att PBDE inte använts efter 1990. Endast ett företag kunde påvisas bidra med PBDE (DecaBDE) till Stockholm och skulle då enbart bidra till 1-4 % av inflödet (se nedan). Detta visar att inflödet av PBDE till Stockholm upptill nära 100% kommer från varor och produkter.

Trots att flera producenter av skumgummi i Sverige hävdar att polyuretanskum (PUF) aldrig flamskyddats med PBDE i Sverige, visade det sig att detta ej var sant. Ett företag som intervjuades (som producerar madrasser till sängar) har använt PUF flamskyddat med DecaBDE i vissa av sina produkter under 90-talet. Andelen DecaBDE i polymeren var 3-5 % på viktsbasis och företaget slutade med produktionen år 2002. Dock uppger företaget att madrasserna inte sålts inom Sverige utan exporterats till England och USA. Idag använder företaget inga flamskyddsmedel i sina produkter. Vid samtal med möbelproducenter framkom det dock att det inte var helt ovanligt med möbler, så som sängar, vilka tillverkats för export till utlandet av misstag dyker upp på den svenska marknaden. Detta skulle kunna betyda att det fortfarande kommer in PBDE (både Penta- och DecaBDE) via möbeltextiler och möbeldetaljer tillverkade i PU, om än i mycket liten skala.

En av Sveriges kemikalieimportörer säljer fortfarande flamskyddsmedlet DecaBDE till Svenska compoundare och masterbatchare. Dock hävdar kemikalie-importören att

försäljningen av DecaBDE avtagigt med 90 % under 2000-talet. Eftersom importören ej redovisar hur många ton DecaBDE som företaget säljer årligen eller till vilka företag som DecaBDE säljs, är slutsatser svåra att dra från uppgifterna. Företaget hävdar att försäljningsvolymerna av DecaBDE är mycket små.

Ett fåtal producenter kan göra stor skillnad i inflöde av PBDE till Stockholm. Även om inget företag kunnat identifieras bidra till Stockholms inflöde följer nedan två exempel på hur stort bidrag ett företag kan ha vid produktion över tid. En producent av gummicompound flamskyddad med DecaBDE uppger att de tillverkat gummiblandning mellan åren 1990 och 2004. Totalt producerades 3353 ton och halten DecaBDE i gummit var 6 % på viktsbasis. Detta ger en totalanvändning av 200 ton DecaBDE. All gummicompound såldes till en kabeltillverkare. Var denna kabel sedan sålts har inte kunnat spåras, men tillverkaren uppger att inget exporterats till Stockholm. Den uppskattade livslängden för elkabeln är 25 år, vilket betyder att den fortfarande finns kvar i vårt samhälle. Idag använder företaget till största del oorganiska salter som ersättningsmedel för DecaBDE. Ett annat företag producerade kåpor till datorer flamskyddade med DecaBDE. Produktionen skedde mellan åren 1980-1995. Totalt producerades 50 ton/år av kåporna och DecaBDE-halten i produkten var 3-5%. Detta ger ett totalt inflöde av 1500-2500 kg/år, dvs. 23-38 ton DecaBDE användes totalt. Dock har denna typ av produkt kort livslängd, estimerad till 5-10 år. Det innebär att produkten idag inte bidrar till förrådet av DecaBDE eftersom produkten hamnat i avfallsledet. Företaget kunde heller inte uppge hur mycket av produktionen som till slut hamnat i Stockholm.

Ett annat exempel är ett företag som idag direkt bidrar till inflödet av DecaBDE till Stockholm. Företaget som säljer/distribuerar plaster till plastdetaljsindustrin (i form av masterbatch/compound) använder fortfarande DecaBDE i några av sina produkter och har så gjort sedan år 2000. Företaget uppgav att försäljningen minskat de senaste åren men bedömer att produkterna såldes i Stockholm till en mängd av 5 ton/år. Andelen DecaBDE i de olika plastproduktsblandningarna var 3-10 % och användningsområdet för produkterna var till komponenter i elektronik. Den uppskattade livslängden för produkterna var 20 år. Enbart detta företag kan då ha bidragigt med 150-500 kg DecaBDE till Stockholm år 2005 och totalt 750-2 500 kg under 5 år. Osäkerheten i data bedöms av företaget som liten eftersom spannet på intervallet är stort, under 20%. Den största osäkerheten bedöms därmed vara andelen brom i produkten. Detta skulle då innebära att endast detta företag bidrog, under år 2005, med 1-4 % av det totala inflödet via elektronik till Stockholm (tabell 12.). Det är anmärkningsvärt att ett företag väljer hantering av DecaBDE, så sent som år 2000, trots att mycket information om potentiella miljökonsevenser och risker med DecaBDE då fanns tillgängligt i samhället.

## Resultat av SFA

I denna rapport har en SFA utförts över PBDE-flöden i Stockholms stad. Beräknade estimeringar för inflöde, utflöde och förråd för de tre olika tekniska PBDE-blandningarna, PentaBDE, OctaBDE samt DecaBDE har utförts. Beräkningarna är utförda genom nedskalning av data från framför allt EU:s dokument om riskutvärdering för de tre kemiska ämnesklasserna. I tabell 18. redovisas en sammanställning av de totala estimeringarna av inflöde, utflöde och förråd, för varje teknisk blandning, samt för den totala mängden PBDE, i Stockholm år 2005. I beräkningen för utflöde (tabell 18.) har enbart estimerade utflöden till Stockholms miljö beräknats, varvid utfasning av PBDE via elektronikåtervinning ej inräknats i posten.

Inflödet av PBDE till Stockholm via varor och produkter visar att den dominerande posten (73-75 %) består av DecaBDE, vilket är naturligt då användningen av Penta- och OctaBDE förbjöds inom EU, varvid användningen av lågbromerade produkter under de senaste åren successivt övergått till tekniska produkter av högre bromeringsgrad, det vill säga DecaBDE. Posterna för inflöde av Penta- och OctaBDE är liknande och är av storleksordningen 12 resp 14 % av det totala PBDE-inflödet. Eftersom både utflöde och förråd speglar inflödet, är DecaBDE den dominerande tekniska produkten även under dessa poster. Andelen ligger något lägre, strax under 70 %, för utflöde och förråd. Det kan förklaras av att inflödet av Penta- och OctaBDE var mer omfattande under senare delen av 90-talet vilket fortfarande ger utslag i storleken på Stockholms förråd, idag. Att observera är även att PentaBDE, trots ett hälften så stort förråd som OctaBDE, ger upphov till ett större utflöde än för OctaBDE. Förklaringen till det är att PentaBDE är en mer volatil substans än övriga PBDE. En mer detaljerad redovisning av olika flöden av PBDE i Stockholm visas i figur 8. I figuren har samtliga identifierade, kvantifierade, samt okvantifierade flöden, som bedömts vara de största och viktigaste posterna i denna SFA, redovisats.

Tabell 18. Sammanfattande tabell över kvantitativt estimerade inflöden, förråd och utflöden av Penta-, Octa- samt DecaBDE, i Stockholm, år 2005.

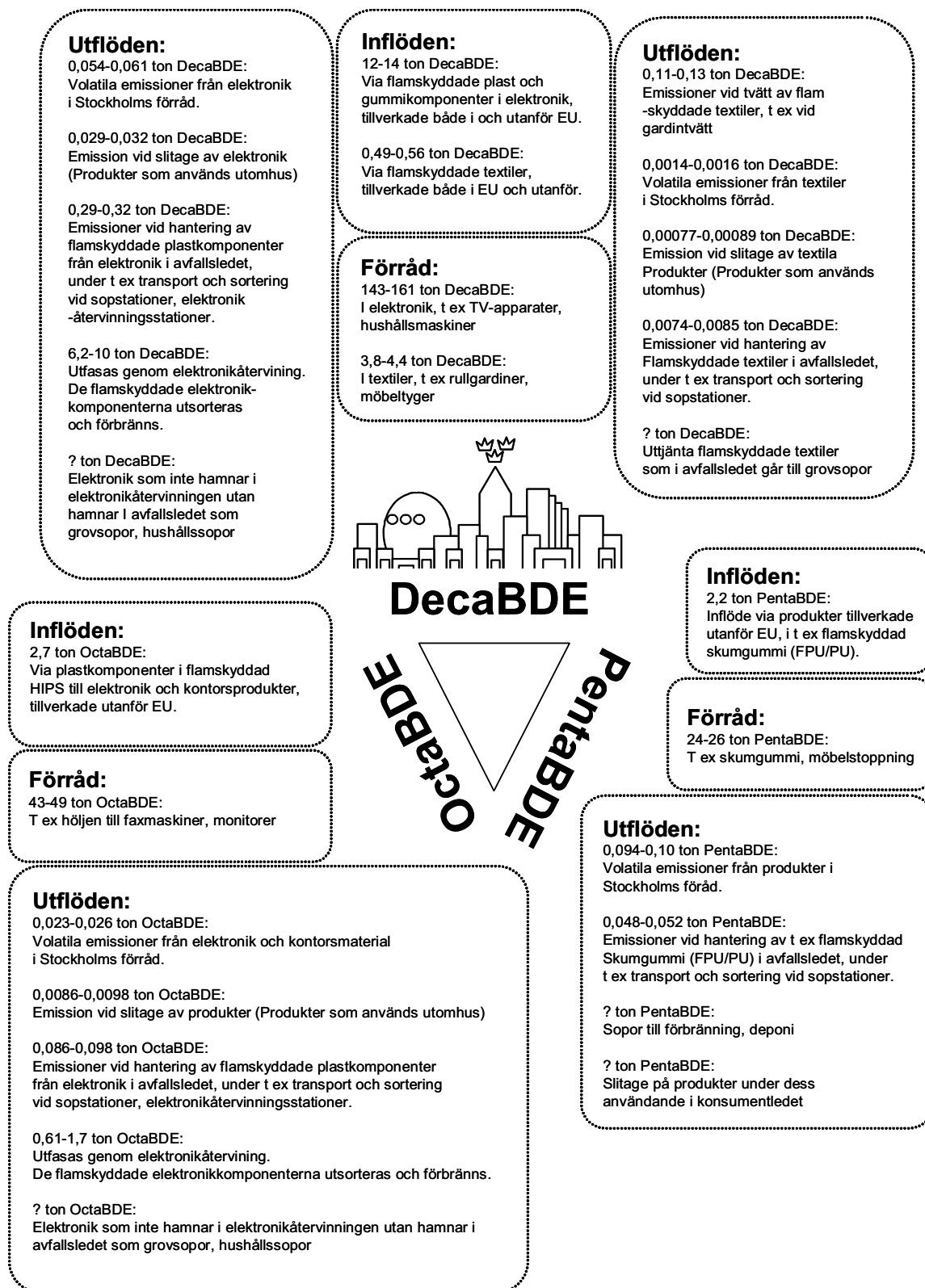
	Inflöde <sup>a</sup>	Utflöde <sup>b</sup>	Förråd <sup>c</sup>
PentaBDE	2,2 ton	0,14-0,15 ton	24-26 ton
OctaBDE	2,7 ton	0,12-0,13 ton	43-49 ton
DecaBDE	13-15 ton	0,49-0,56 ton	147-165 ton
Total PBDE	18-20 ton	0,75-0,84 ton	214-240 ton

<sup>a</sup> Det estimerade inflödet (år 2005) av PBDE till Stockholms stad är via flamskyddad polymer (PU, ABS, HIPS, mm) i produkter, t ex skumplast i möbelstoppning, plastkåpor till elektronik, elektronisk kontorsutrustning eller hushållsmaskiner.

<sup>b</sup> Det estimerade utflödet (år 2005) från förråd till Stockholms stads miljö sker genom olika typer av emissioner från produkter under bruk, eller när de lämnas till avfall. PBDE som utfasas via elektronikåtervinning, grov eller hushållssopor tas ej med i beräkningen.

<sup>c</sup> Det estimerade förrådet (år 2005) av PBDE i Stockholms stad är beräknat genom antagandet att flamskyddade produkter har en medellivslängd av 10 år.

I figur 8. identifieras därmed de största enskilda posterna i denna SFA av PBDE för Stockholm. Det största inflödet av PBDE till Stockholm är av DecaBDE via elektronikprodukter, medan inflödet för Penta- och OctaBDE genom import av produkter innehållande flamskyddad HIPS och FPU/PU är i storleksordningen 16-23% av DecaBDE-inflödet. Den största individuella posten, för utflöde av PBDE till Stockholms miljö, blir också DecaBDE och dess emissioner vid hanteringen av elektronikavfall. Förrådet av DecaBDE i elektronik är även dominerande jämfört de andra två tekniska produkterna. Dock utgör även utflödet från tvätt av Deca-flamskyddade textilier en betydande post, trots att inflödet är mycket lägre än övriga. Att tvätt av flamskyddade textilier utgör en stor post för utflöde överensstämmer med resultat från litteratursökningen där tvätterier kunde konstateras vara en punktkälla för PentaBDE i allmänhet och DecaBDE i synnerhet (se Polybromerade difenyletrar i Stockholm).



Figur 8. Detaljerad substansflödesanalys (SFA) av polybromerad difenyleter (PBDE), för Stockholm, år 2005. I modellen antages att flamskyddade produkter har en medellivslängd av 10 år.

Att denna SFA gör strikta indelningar i vilken typ av applikation/produktkategori (Elektronik, textil eller FPU) respektive teknisk PBDE-produkt innehåller är ett antagande utifrån EU:s riskbedömning av respektive Penta-, Octa- och DecaBDE. Men PBDE har rapporterats i andra användningsråden/produkter, som tidigare nämnts (se inledning). Danska Miljöstyrelsen har t ex rapporterat att PBDE återfinns i byggmaterial och färg samt kretskort. I den Danska rapporten går det inte att bryta ut de enskilda tekniska produkterna till specifika användningsområden och ibland ej heller från övriga BFR (HBCD och TBBPA). Det har visats även i denna rapport att PBDE generellt till största del används inom elektronik<sup>11</sup>. Att PBDE-användningen i Sverige skulle skilja sig från den användning som redovisats i EU:s riskutvärdering har inte kunnat ifrågasättas, än mindre har andra applikationer av PBDE i Stockholm kunnat styrkas, varvid EU:s estimeringar använts för nedskalning i denna SFA för Stockholm.

I tabell 18. och figur 8. antages att PBDE-innehållande produkter och varor har en genomsnittlig livslängd på 10 år. Octa- och DecaBDE återfinns till största delen i elektronik (som idag har relativt kort livslängd) kan det diskuteras ifall medellivslängden för elektronik är överestimerad. Under beräkningar har motsvarande estimeringar gjorts utifrån en medellivslängd för elektronik på 5 år. Detta skulle ge en procentuell minskning av det i elektronik bundna förrådets storlek på ca 60 %, i Stockholm, av både Octa- och DecaBDE. Minskningen av förråd i elektronik skulle även avspegla en likadan förändring i utflöde för Octa- och DecaBDE från elektronik. Motsvarande resonemang skulle kunna föras över att textila applikationer till DecaBDE och produkter med stoppning av flamskyddad skumplast har en produktlivslängd som är längre än 10 år. Under beräkningar har motsvarande estimeringar exemplifierats med en medelproduktlivslängd på 20 år. Antagandet skulle då på motsvarande sätt som för elektronik, medföra en procentuell ökning av förråd från textilier (ca 40-60 %) samt ett ökat utflöde (ca 40-50 %) från detta textila förråd. Sammanslaget skulle det innebära att om medellivslängden för produkter ändrades i denna SFA (elektronik till 5 år, textil till 20 år) skulle det totala förrådet för PBDE minska med 40 %. Utflödet av PBDE totalt till Stockholms miljö skulle bara minska med 10 %. Detta visar att resultaten för denna typ av SFA är högst beroende av bedömningar och estimeringar, inte bara för produktvolymen eller importmängder, utan även för bedömningar över medellivslängd för olika typer av varor och produkter.

Denna SFA har även belyst var stora luckor i kunskapen om PBDE existerar. Ett av dessa kunskapsglapp gäller detaljgraden för flödena i denna SFA. Trots att inflödet och utflödet är estimerat för de två produktslagen elektronik och textil, har det inte varit möjligt att detaljerat bestämma vilka specifika varor och produkter som innehåller PBDE och vilka tillverkare som exporterar dessa. Datorer har t ex utpekats i litteraturen som en produktgrupp som skulle innehålla PBDE och då framför allt Octa- eller DecaBDE, men är detta verkligen sant? Vid analys av mer än 150 testade datorer, portabla datorer och olika skrivare på den tyska marknaden visades att inte en enda av de testade elektronikprodukterna innehöll PBDE, varken Penta-, Octa- eller DecaBDE<sup>23</sup>.

Att detaljgraden för denna SFA är låg och det faktum att enskilda specifika PBDE-innehållande produkter inte kunnat identifieras tillförlitligt gör det svårt att estimerade de så kallade diffusa källor som skulle kunna utgöra ett miljöproblem för Stockholms stad. Tanken är att hemmiljön hos invånare bosatta i Stockholms stad kan vara en diffus källa till spridning av PBDE till miljön. Om information fanns tillgänglig om exakt vilka produkter som innehåller PBDE, skulle det vara möjligt att uppskatta mängden flamskyddade produkter och varor som finns i hemmiljön hos stockholmarna (samt vilken ålder dessa produkter i

genomsnitt har, mm.) varefter den potentiella diffusa spridningen skulle kunna uppskattas. Det potentiella bidraget till utflöde från så kallade diffusa källor har därmed inte kunnat bestämmas i denna SFA.

En annan information som inte lyckats inhämtas är flöden inom avfallsområdet. Det har inte gått att tillförlitligt estimerat kvantitativt hur mycket PBDE som hamnar i avfallsledet som grovsopor eller hushållssopor. När de hamnar i avfallsledet, hur stor del kommer då gå till förbränning eller deponi? En undersökning har dock visat att 56 % av Stockholms invånare hävdar att de alltid lämnar sin elektronikskrot till återvinningsstationerna, emedan 10 % ofta gör detsamma.<sup>66</sup> Det skulle betyda att mer än halva utflödet av Octa- och DecaBDE via avfallshanteringen destrueras via elektronikåtervinningen. Däremot kommer största utflödet av PentaBDE ur samhället via avfallshantering antagligen gå till grovsopor. Det utflödet har dock inte kunnat kvantifieras i denna SFA, eftersom uppgifter inte kunnat inhämtas.

Under diskussioner med avfallshanterare och representanter för elektronikåtervinningsindustrin har det framkommit att det idag finns framtida planer på att återanvända plast flamskyddad med PBDE och inte utfasa plastfraktionen till destruktion, vilket görs idag. En sådan återanvänd plastfraktion med ett gott flamskydd skulle kunna betinga ett högt pris på marknaden. Detta skulle innebära att den flamskyddade plasten går ett varv till i samhället vilket skulle leda till att den potentiella nedgången av förrådets storlek skulle avstanna. Utflödet från förrådet skulle bli större, varpå miljön till sist skulle kunna drabbas. Två argument motsäger dock detta scenario. För det första är användandet av Penta- och OctaBDE förbjudet inom EU vilket borde innebära stora svårigheter att utsortera plastdetaljer från elektronik som bara är flamskyddat med DecaBDE. Dessutom är det inte helt otroligt att även ett förbud för DecaBDE kommer att bli en realitet inom de närmsta åren, åtminstone i Sverige. Dock skulle en produkt av återvunnen PBDE-innehållande plast möjligtvis ha en marknad utanför EU. Det andra argumentet är att de stora elektroniktilverkarna inom EU, hittills varit ovilliga att använda återvunnet material i sina produkter<sup>24</sup>, det finns idag ingen efterfrågan för detta.

## 5. Osäkerhet

Att bedöma exakta kvantitativa flöden av en substans (så som PBDE) är ofta en mycket svår uppgift. Viktigast i en SFA bör vara att kvantitativt bestämma inflödet av substansen över tid (inte bara det år som avser analysen, utan även de föregående år vilka bygger upp ett förråd) eftersom inflödet direkt påverkar förrådet och därmed även utflödet av substansen till miljön. Kunskap om inflöden över tid är ofta mycket bristfällig, framför allt när uppgifter måste inhämtas långt tillbaka i tiden, varvid estimeringar och bedömningar blir avgörande för att kunna utföra en SFA. Estimeringar och bedömningar kan självklart underbyggas mer eller mindre med fakta, men i estimeringar/bedömningar av inflöde ligger ofta en stor osäkerhet, framför allt då detta görs retrospektivt.

PBDE används som additiv i olika typer av polymerer. Polymerblandningarna säljs sedan till tillverkare vilka producerar produkter (eller produktdetaljer) till producenter av konsumentprodukter, vilka sedan säljer produkten på marknaden. Kedjan tycks enkel men under projektets gång har det framkommit hur komplex plastindustrin är och hur svårt det är att spåra vilken plast som används till vad samt vad den innehåller. Att nysta upp detta nät av leverantörer och underleverantörer är ofta en mycket svår uppgift. Dokumentation och registrering av mängden råkemikalie (som kemikalie eller i Master batch) vilken kommer in

över Sveriges gränser görs av KemI, men vad produkter och halvfabrikat innehåller finns det ingen tydlig dokumentation omkring.

I detta arbete gjordes ett försök att beräkna ett detaljerat och kvantitativt inflöde till Stockholms stad, genom insamling av uppgifter från branschorganisationer, enskilda företag samt offentlig verksamhet. Det visade sig att den insamlade kunskapen om importerade produkters innehåll av PBDE till Sverige var mycket bristfällig och att det inte var möjligt att beräkna en SFA på detta sätt. Det var ett flertal faktorer som gav upphov till svårigheter att få fram uppgifter som skulle kunna användas till en SFA. Att komma i kontakt med rätt person som sitter inne med den efterfrågade kunskapen är inte alltid självklart. Många gånger har flera olika personer inom företaget eller organisationen olika delar av den efterfrågade informationen, varvid det kan vara svårt att få en helhetsbild. Insamlingen av data genom intervjuer utfördes också till stor del under semestertid somaren 2005, varvid personer som skulle kunna ge utförligare uppgifter ibland inte var anträffbara. Delvis uppfattades det även finnas ett visst motstånd att lämna ut uppgifter som eftersöktes, men mestadels bedömdes det att uppgifter om halter av PBDE i produkter och användningen av PBDE under åren inte fanns tillgängliga. Materialet av data från branschorganisationer, enskilda företag samt offentlig verksamhet har i denna rapport istället använts som exempel på hur användningen av PBDE varit i Sverige och konsekvenser av produktionen.

Istället fick uppgifter och data från den litteraturstudie som utfördes inom ramen för projektet användas till att beräkna flöden i rapporten. Litteraturen som bedömdes som mest tillförlitlig och användbar för beräkningarna av inflöde, utflöde och förråd av PBDE i Stockholms stad har varit de tre riskutvärderingar som publicerats för PBDE av EU<sup>22-24</sup>. Därmed har ett antal olika faktorer av osäkerhetsfaktorer för flödesbestämningarna uppkommit, varvid dessa behöver diskuteras.

Först och främst föreligger en osäkerhet i uppgifterna kring storleken på inflöden av PBDE till EU vilka estimeras i EU:s riskutvärderingsdokument<sup>22-24</sup> samt uppgifterna som redovisats av industrin<sup>63</sup>. Information om exakt hur dessa estimeringar gjorts har inte framkommit i dokumentationen, ingen uppgift finns om hur stor osäkerheten bedöms vara för dessa data. Estimeringarna är dock med varandra överensstämmande. Eftersom det får anses att både EU och industrin har en möjlighet att göra dessa estimeringar med relativt god precision, har uppgifterna i denna rapport bedömts och använts som med verkligheten överensstämmande data.

Därefter föreligger det en osäkerhet i estimering av flöden idag år 2005, eftersom de gjorts från uppgifter av äldre karaktär. De senaste uppgifterna för inflöde av Octa- och DecaBDE är daterade år 2001<sup>23,24,63</sup>. Inflödet för PentaBDE via varor till EU estimerades året innan. Osäkerheten ligger i om dessa estimeringar gäller än idag eller om inflödet ändrats markant under de senaste tre åren. Det kan argumenteras att inflödet av Penta- och OctaBDE till EU skulle ha minskat efter att substanserna förbjöds i tillverkningen inom EU. Men eftersom inflödet är estimerat från varor och produkter från länder utanför EU betyder det att det skulle ha skett en minskning i användandet av Penta- och OctaBDE i övriga delar av världen. Då den totala användningen av PBDE i världen inte ändrats mellan åren 1999-2001 (figur 2.) och det inte finns uppgifter som tyder på att användningen av Penta och OctaBDE skulle ha minskat är det rimligt att anta att inflödet via produkter till EU av Penta- och OctaBDE fortfarande ligger på samma nivå idag år 2005. Det har dock under senaste året diskuterats ett frivilligt användningsstopp från industrins sida i USA<sup>71</sup>, vilket innebär att inflödet till EU av framför allt PentaBDE (men även OctaBDE) inom en snar framtid kommer att minska drastiskt.



Importen av DecaBDE (då som råkemikalie eller i compound/master batch) till EU har även den rapporterats vara konstant mellan åren 1999 och 2001. Härvidlag kan man diskutera om användningen inte ökat de senaste tre åren inom EU, eftersom industrin (efter förbud av Penta- och OctaBDE) i produktionen av flamskyddade produkter kan ha ersatt PBDE med lägre bromeringsgrad med DecaBDE. Samtidigt finns möjligheten att den allmänna miljödiskussionen kring användandet av BFR generellt inom EU:s medlemsländer minskat användandet av DecaBDE, så som skett i Sverige (figur 5.). Det har hävdats att miljömärkning, miljövarudeklarationer, samt utvecklingen av bromfria alternativa flamskyddsmedel har bidragit till minskad användning av PBDE inom industrin<sup>72</sup>. Hur stor denna förändring är har inte gått att kvantitativt bestämma. Uppgifter från elektronikåtervinningsindustrin tyder dock på att inga förändringar av förrådets storlek har skett under de senaste åren. Lika stor del av plasten som sorteras ut ifrån elektronikskroten innehåller brom idag, som för 3-4 år sedan<sup>73</sup>.

Estimeringar av olika utflöden i EU:s dokument är generellt mycket osäkra. I riskvärderingarna garderar man estimeringarna med att ge så kallade ”worst case” situationer samt att poängtera att vissa utflöden inte nödvändigtvis kommer ut i miljön. Dock bedöms den volativa emissionen från flamskyddade produkter vara mer korrekt estimerad.

Vid estimeringar av förrådets storlek i Stockholms stad är uppgifter om varierade inflöden över de senaste 20 åren mycket osäkra. De få data som kunnat extraheras ur litteraturen har efter bästa förmåga använts för att estimerar hur inflöden av PBDE varierat med tiden. Eftersom fler uppgifter om inflöde finns under senare år har i rapporten förråd beräknat på 5-10 år ansätts som mer säkra estimeringar. Det bedöms även att uppskattningen av medellivslängd för produkter flamskyddade med PBDE är en stor källa till osäkerhet, där t ex viss elektronik skulle kunna ha både betydligt kortare eller längre livslängd (jämför elinstallationer med exempelvis mobiltelefoner). Rapporten har försökt belysa osäkerheten genom jämförande beräkningar.

Det föreligger även en osäkerhet i att nedskala olika flöden av PBDE, från EU till Sverige, ner till nivå för Stockholms stad. Nedskalningen har i rapporten utförts på befolkningsbasis, men en annan möjlighet skulle vara att nedskala data på BNP istället. Svårigheten är att det finns olika typer av BNP som framräknats med hänsyn till olika förhållanden. Vilket gör det svårt att definiera den mest korrekta metoden. Skillnaden i beräkningarna blir dock inte stor då BNP för Sverige ej skiljer sig anmärkningsvärt från genomsnittet för EU. Den största osäkerheten ligger i att bestämma EU:s totala befolkning, varvid denna osäkerhet borde vara betydligt större än eventuella skillnader i olika former av BNP-beräkningar. Nedskalning av data från Sverige till Stockholms stads förhållanden har även den utförts på basis av befolkning, eftersom det är rimligt att anta att den materiella standarden och användandet av flamskyddade produkter är liknande i hela Sverige. Här i ligger ett antagande och det är möjligt att Stockholms invånare till större del konsumerar mer elektronik än övriga Sverige, vilket inte har kunnat kvantifieras.

Alla ovan nämnda osäkerheter är mycket svåra att uppskatta, varvid det i denna rapport enbart förs en diskussion kring problemet. Eftersom det varit alltför osäkert att kvantitativt försöka bestämma osäkerheten i denna SFA av PBDE i Stockholms stad, har data behandlats i sin ursprungsform och inga osäkerhetsfaktorer för beräkningssteg applicerats. Där data från två olika källor använts i beräkningar (då båda källor ansetts likvärdiga) har resultat redovisats som ett intervall där minimum och maximum från de båda dataseten slagits ihop. Generellt har resultaten i rapporten redovisats med två värdesiffror.

## 6. Slutsatser

Resultaten i rapporten visar att Stockholms stad har ett kontinuerligt inflöde av PBDE via produkter och varor. Trots att tillverkning och användning i produktion av Penta- och OctaBDE är förbjuden inom EU kommer ett mindre inflöde av båda produkterna via varor från andra delar av världen. Inflödet domineras dock av den tekniska produkten DecaBDE. Inflöde av PBDE har under åren byggt upp ett betydande förråd i Stockholms stad, som i sin tur ger upphov till ett utflöde av dessa kemikalier till Stockholms närmiljö och vatten. PBDE är idag inbyggt i samhället i Stockholms förråd och även om tillförsel till förrådet stryps kommer det att ta lång tid innan PBDE lämnat systemet. Detsamma gäller PBDE som läckt ut till miljön, eftersom substanserna är så persistenta. Men när PBDE fasas ut kan effekter av utfasningen observeras inom relativt korta tidsperioder. Nedgången av PentaBDE i ägg från sillgrissla och bröstmjölk från ammande kvinnor visar detta. Motsvarande resultat borde inom snar framtid redovisas även för Octa- och DecaBDE då användningen av dessa sägs minska. Här tillkommer problem med provmatriser och analytiskt kemiska problem.

De två största posterna i denna SFA för utflöde av PBDE till Stockholms miljö (undantaget elektronikåtervinning, som inte räknas till miljön) var emissioner vid sophantering och emissioner vid tvätt av textilier flamskyddade med PBDE. Att tvätt skulle vara en punktkälla för DecaBDE bekräftas av mätdata från avloppsvatten från tvätterier. Vid tvätterier skulle det därför kunna göras insatser för att begränsa utflödet av PBDE till miljön och Stockholms stads vatten. Mer oväntat var att just förluster vid sophantering skulle vara så betydande i denna SFA, Utflödet skulle då bestå till absolut största del av DecaBDE som emitterar från elektronikskrot när den slängs, uppsamlas och transporteras. Även här skulle tekniska lösningar vid återvinningsstationer kunna begränsa ett potentiellt utflöde. Vilket också ger bekräftelse för hur viktigt det är med elektronikåtervinning i staden.

Frågor som kvarstår att besvara är hur viktiga det diffusa källorna till utflödet från Stockholms hushåll är och hur de skall kunna undvikas.

Det är möjligt att tidpunkten för att utföra en SFA idag år 2005 är mindre lämplig. Mycket i rapporten tyder på att stora förändringar av inflöden av PBDE just under denna tid sker. EU-Förbudet att producera och använda Penta- och OctaBDE som drivits igenom (samt att DecaBDE ligger under utredning för ett liknande förbud) kan mycket väl göra att industrier i övriga delar av världen minskar eller helt upphör användningen av PBDE. Detta skapar en stor osäkerhet i beräkningarna för denna SFA och de data som presenteras i rapporten kan snabbt bli omoderna. För att följa upp detta måste man få ny och uppdaterad information från tillverkare och företag, framför allt utanför EU, vilket visat sig vara mycket svårt.

För att slutligen göra en återanknytning till målsättningarna i rapporten, så har genom litteraturstudier fakta inhämtats om flamskyddsmedelsanvändning i allmänhet och olika typer av flamskydd. Användning och funktion av olika BFR har kartlagts och sammanställts, då med fokus på PBDE. Miljösituationen för Stockholm, med avseende på PBDE, har beskrivits och rapporten har sammanställts till en nuvarande och aktuell kunskapsbas om PBDE. Detta har möjliggjort en diskussion för var brister i kunskapsbasen för PBDE föreligger och genererat förslag till resurser som bör prioriteras inom vidare faktainhämtning. Resultaten som presenteras i denna SFA har varit centrerade kring Stockholm stad, varvid inflöden, utflöden och förråd av PBDE har sammanställts på Stockholmsnivå. De olika flödena

har kvantifierats detaljerat utifrån typ av industri (Elektronik eller Textil), för var och en av de tre tekniska produkterna, Penta-, Octa- och DecaBDE. Rapporten har i möjligaste mån varit åtgärdsinriktad och åtgärdsförslag har därmed genererats ur forskningen.

## 7. Åtgärder och ansvar

Under projektets gång har det visat sig hur svårt det är att kartlägga flöden (framför allt inflöden) av en kemikalie som PBDE, som inkorporeras i polymer och sedan ”försvinner” in i olika varor och produkter. Handeln av plast och polymer är mycket svårforcerad och att spåra vart olika PBDE- flamskyddade batcher tar vägen, i vilka produkter de till slut hamnar, är svårt. Det tycks vara så även för industrin självt. Om man inom en snar framtid skall kunna få kontroll över var PBDE (eller liknande typer av ämnen) tar vägen i vårt samhälle måste nya typer av kanaler öppnas och ansvar för denna typ av registrering och kemikalieövervakning delegeras till antingen producenterna eller myndighet.

Hantering och användning av PBDE kan indirekt komma att påverkas av Miljöbalken och dess förordningar. Miljöbalken som är Sveriges första samlade miljölagstiftning, började gälla 1 januari 1999 och har en tydlig förebyggande inriktning att förhindra uppkomst av skador på människor och djur. Miljöbalken betonar kunskap och riskbedömning hos tillverkarna och importörerna, som i sin tur ska lämna kunskap om ämnena vidare till dem som ska hantera ämnena, i slutändan konsumenterna. Den lokala tillsynen över hanteringen av kemiska produkter ansvarar de kommunala miljö- och hälsoskyddsnämnderna för. Det innebär att kommunerna har tillsyn över den senare länken i detaljhandelskedjan, dvs i butiken innan den kemiska produkten når slutanvändaren.

Vad gäller elektronikåtervinning så har Sveriges förordning (2005:209) om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter att rätta sig efter, och lagen om producentansvar borde påverka ansvarsfrågor kring PBDE. Alla produkter (läs elektronik) som anges i förordningens bilaga 1 omfattas. Lagen omfattar alla företag som importerar/inför/tillverkar produkter beskrivna enligt bilaga 1 i förordningen, om produkterna säljs på den svenska marknaden. Alla berörda företag måste då tillhanda hålla ett insamlings- och återvinningssystem dit slutanvändaren eller kunden kan lämna uttjänta produkter för återvinning. Med återvinning avses förbehandling där demontering av produkterna sker och där miljöfarliga komponenter avlägsnas (därefter materialutnyttjar eller energiutvinner de demonterade delarna). För hushållen gäller att insamlingen skall vara lättillgängligt och kostnadsfri för slutanvändaren. Insamlingsystemet ska även vara rikstäckande och tillgängligt i samtliga Sveriges kommuner. För företag som säljer hushållsprodukter gäller krav på samråd med landets samtliga kommuner. Samrådet skall syfta till samordning med kommunens renhållningsansvar<sup>74</sup>.

Andra juridiska åtgärder som skulle kunna påverka hantering av PBDE är Räddningstjänstlagen och Kemikalieinspektionens författningssamling. Konsumentråd och information till företag från miljöförvaltningen i Stockholms stad, Konsumentverket och Naturvårdsverket skulle även kunna påverka användningen av BFR i Sverige och Stockholm.

Läget kommer dock att förändras när den nya kemikalielagstiftningen REACH (registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier) träder i kraft inom EU. REACH ska ersätta de redan 40 existerande lagarna och bli en harmoniserad, gemensam lag, för alla EU:s medlemsstater. Syftet med REACH blir att ta ett helhetsgrepp på kemiska hälso- och

miljörisker, där företagen och producenter får tydligare ansvar för att undersöka de kemiska ämnenas hälso- och miljöfarlighet. Företagen och producenter ska därmed riskbedöma och redovisa hur ämnena hanteras säkert. Särskilt farliga ämnen ska ej få användas utan tillstånd. REACH beräknas träda i kraft under 2007, och blir en ny förordning som ska gälla omgående i samtliga EU-länder <sup>75</sup>.

## Åtgärdsförslag

Ett av de starkaste verktyg Stockholms stad och Miljöförvaltningen har är att styra den offentliga upphandlingen. Genom att sätta riktlinjer för upphandling där kravet ställs att PBDE inte får förekomma i en produkt, kommer konkurrensen mellan säljare ge påtryckningar att erbjuda alternativ till produkter flamskyddade med PBDE. Riktlinjer/krav skulle kunna ställas i tre nivåer för att begränsa PBDE i produkter. Det första alternativet är att ställa krav på att produkter inte får innehålla PBDE. Det andra alternativet är att vidga rekommendationen till att gälla BFR generellt. Det tredje alternativet är att ytterligare vidga förbudet så att det gäller alla halogenerade organiska substanser. Det är i slutändan även ett juridiskt och ekonomiskt ställningstagande, i relation till miljöfördelarna. Det kan dock bli en större kostnad i inköp, miljövänliga produkter kan vara dyrare. För att ett sådant krav på offentlig upphandling ska nå ut till stadens alla instanser för inköp, krävs att informationen som ges i direktiven om upphandling är tillgänglig, så att upphandlarna förstår varför ramarna delgivits inköpsprocessen.

En stor del av den PBDE som kommer in och ligger i förrådet i Stockholm återfinns i elektronik är det viktigt att elektroniken tas omhand på ett miljövänligt sätt. För att utkänt elektronik ska kunna omhändertas i elektronikåtervinningsledet krävs det att användarna samlar in och slänger sin elektronikskrot på för avseendet korrekta stationer. Genom att underlätta för företag, stad och till sist invånare i Stockholm att slänga elektroniksoporna vid återvinningsstationer minimeras riskerna för att PBDE hamnar i miljön. Närhet till fungerande återvinningsstationer är en förutsättning för att detta system ska fungera.

Det är viktigt att hanteringen av elektronikavfall inom elektronikåtervinningen sker med så modern teknik som möjligt för att minimera risken att PBDE läcker ut till miljön. Idag finns enkla metoder att mäta om en plast innehåller brom eller inte vilket underlättar identifieringen av material som innehåller PBDE. Sådan teknik bör användas av alla elektronikåtervinnare så att risken för misstag i sorteringen minimeras.

Inom rapportens ramar utfördes en litteraturstudie och sammanställning av idag befintlig kunskap på området om flamskyddsmedel generellt, BFRs och PBDE i synnerhet. Under arbetet med sammanställningen framkom att vissa områden täckts mindre utförligt i rapporten. Bland annat kunde inte uppgifter kring PBDE och dess utflöde via avfallshanteringen, så som grovsopshantering och hushållssopor utforskas. Ytterst få uppgifter om PBDE i lakvatten från soptippar har undersökts i litteraturen. Det är även nödvändigt att sammanställa alternativ till PBDE och BFRs för att nå ut till företag och allmänhet om vad som istället kan användas som flamskyddsmedel. Här i ligger också att ta fram rekommendationer för vad som bör användas, så att en dålig produkt inte ersätts med en sämre. Ett annat område som borde undersökas ytterligare är hur stor exponering vi i genomsnitt utsätts för och hur exponeringen går till. Idag vet vi mycket om halter i blod och bröstmjölk, men kunskapen om hur PBDE kommer dit är mindre undersökt. Än svårare är att veta hur farlig exponeringen verkligen är. Hur giftigt är egentligen PBDE? Dessa frågor

skulle vidare kunna undersökas, både genom litteraturstudier och forskningsprojekt, av Stockholms stad i samarbete med universitet och högskolor.

Sophantering (framför allt av elektronikskrot) har i denna SFA bedömts vara den största källan för utflöde av DecaBDE till Stockholms stads miljö. Detta borde vara en punktkälla vid industrianläggningar så som elektronikåtervinning, men även vanliga soptippar kan vara av intresse, eftersom information saknas om hur mycket som verkligen återvinns. Men emissionen från hantering av elektronikopor skulle även kunna klassas som en diffus källa från alla de elektronikåtervinningsstationer som finns på företag och i hyreshus i staden. Detta bör undersökas vidare genom att provta luft och dammprov från elektronikåtervinningsstationer och uppsamlingsplatser (lager) för elektronikskrot. Proverna bör analyseras på både Penta-, Octa- och DecaBDE och resultaten ska jämföras med kontrollprover från annan motsvarande inomhusmiljö som inte exponeras för elektronikskrot. Om det visar sig att denna SFA har estimerat korrekt finns här en hel del åtgärdsförslag för att minska emissionerna från den potentiella källan. Att byta ut de öppna stålburarna vid elektronikåtervinningsstationerna till slutna container för att kapsla in damning och slitage från elektronikskroten skulle kunna vara en begränsande åtgärd. Containerna skulle sedan själva hanteras som riskavfall efter användning, och brännas för destruktions av kvarbliven emission från PBDE. Andra alternativ skulle vara att våttorka återvinningsutrymmen ofta för att på så sätt fånga upp damm och plastpartiklar som innehåller PBDE, dock får dessa trasor behandlas som kontaminerat avfall och förstöras genom förbränning, så att de inte tvättas och på så sätt sprider PBDE till stadens avlopp. Att provta avloppsvatten från golvbrunnar placerade i elektronikåtervinningslokaler skulle även vara ett sätt att påvisa ifall denna beräknade SFA har estimerat rätt. Det finns lärdom att dra från yrkeshygieniska projekt som drivits för att förbättra arbetsmiljön för elektronikåtervinnare <sup>67</sup>.

Den andra stora posten för utflöde till stadens miljö, identifierades vara emissioner av DecaBDE från textilier när dessa tvättas. Det skulle betyda att tvätterier som tvättar t ex gardiner från offentliga miljöer, skulle kunna representera punktkällor till stadens vatten. Här kan det vara svårare att åtgärda problemet. Ett förslag är att sätta upp regelverk och/eller rekommendationer för hur textilier i offentliga miljöer skall behandlas. Ett alternativ skulle kunna vara att inte tvätta, utan direkt kassera alla textilier där det framkommer att de är flamskyddade med PBDE. De flamskyddade textilerna ska då behandlas som riskavfall och förstöras genom förbränning. Att definiera ifall en textil är behandlad med BFRs behöver inte vara svårt, även om det inte finns tillgång till innehållsförteckning eller liknande. Det bör undersökas om inte samma röntgenteknik som används för att identifiera brom i elektronikskrot, kan användas även på textilier.

Informationsspridning till både företag, stadsanställda och privatpersoner, angående PBDE och hur de sprids i miljön ökar miljömedvetenheten i samhället generellt. Ett förslag är att denna typ av information skulle spridas (t ex via informativa skyltar) via avfallshanteringen och elektronikåtervinningen. Där information inte bara ges vart saker ska slängas utan även varför.

## Uppföljningsverktyg

För att kvantitativt mäta hur mycket halterna av PBDE förändras i Stockholm finns flera olika förslag på strategier. Detta projekt utformades bl a eftersom det visats att halterna av PBDE var förhöjda i ytsediment från Stockholms stads omkringliggande vatten <sup>52</sup>. Att då gå tillbaka till samma undersökning och återigen provta skulle ge en jämförelse som tydligt skulle visa

om halterna i Stockholms stad ökar eller minskar. Det bör nämnas att enbart PentaBDE analyserades då, varvid jämförelsen bara skulle kunna göras för denna substans. Däremot skulle Octa- och DecaBDE (om dessa analyserades) kunna jämföras med bakgrundsproverna vilket skulle svara på ifall halterna fortfarande är förhöjda eller inte.

Tidigare provtagningar har även utförts av Stockholm Vatten AB. Prover från avloppsvatten och rötat slam, tagna från stadens reningsverk, har analyserats för samtliga tre tekniska produkter av PBDE. Även om variationen är stor i denna typ av prover borde förändringar i miljöhalter kunna urskiljas över tid, om en kontinuerlig provtagning utföres, antagligen är det lättare att mäta PBDE i matrisen rötat slam eftersom halterna i slammet är högre och därmed lättare att analysera.

Ett enklare sätt att följa upp om Stockholms stads förråd av PBDE och framför allt DecaBDE minskar är att mäta om brominnehållet i utfasad elektronikskrot förändras över tid. Informationen borde kunna efterfrågas från de återvinnings industrier som handhar stadens elektronikskrot.

Slutligen skulle en uppföljning kunna utgöra att kontakter upprätthölls med industrins branschorganisationer och kontinuerliga förfrågningar om förändrade produktionsmönster eller produktionsvolymen ökar eller minskar.

## 8. Referenser

- (1) KemI. Giftfri miljö - miljö kvalitetsmålet och delmålen (2:a rev. upplagan). ISBN 91-7932-050-3. 2002. Kemikalieinspektionen.
- (2) Hindersinn, R. R., ACS Symp Ser, 1990, 425, 87-96.
- (3) WHO Environmental Health Criteria 192. Flame Retardants: A General Introduction; International Program on Chemical Safety, WHO: Geneva, Switzerland, 1997.
- (4) Price, D. Brominated Flame Retardants-Mechanisms of Action. Proceedings, Workshop on Brominated Aromatic Flame Retardants, Swedish National Chemicals Inspectorate, Solna, Sweden. 1989.
- (5) Alae, M., Arias, P., Sjödin, A. and Bergman, Å., Environ Int, 2003, 29, 683-689.
- (6) KemI. [www.kemi.se](http://www.kemi.se). 2005. Kemikalieinspektionen.
- (7) Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology; John Wiley & Sons: New York, 1993.
- (8) BSEF. What are brominated flame retardants. [www.bsef-site.com](http://www.bsef-site.com) . 2004. Bromine Science and Environmental Forum.
- (9) J. H. Troitzsch. Fire safety of TV-sets and PC-monitors. 1998. European brominated flame retardants industry panel and European flame retardant association.
- (10) BSEF. Major brominated flame retardants volume estimates. [www.bsef-site.com](http://www.bsef-site.com) . 2004. Bromine Science and Environmental Forum.
- (11) DEPA. Brominated flame retardants, Substance flow analysis and assessment of alternatives. 1999. Danish Environmental Protection Agency.
- (12) U. Örn; Å. Bergman. An attempt to assess the present commercial production of brominated flame retardants. 467-472. 2004. Toronto, Canada, The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2004.
- (13) KemI. Flamskyddsmedelsprojektet-Brandtekniska krav som styr användningen av flamskyddsmedel. PM 8/94. 1994. Solna, Kemikalieinspektionen.
- (14) S. Posner. 2005. Ifp research AB, Mölndal, Personlig kommunikation
- (15) Ballschmiter, K., Mennel, A. and Buyten, J., Fresenius J Anal Chem, 1993, 346, 396-402.
- (16) Nogueiras, M. J., Castejon, D., Von der Recke, R., Melcher, J., Martinez, A. G. and Vetter, W., Fresenius Envir Bull, 2004, 13, 3-9.

- (17) WHO Environmental Health Criteria 162. Brominated Diphenyl Ethers; International Program on Chemical Safety, WHO: Geneva, Switzerland, 1994.
- (18) Sjödin, A., Jakobsson, E., Kierkegaard, A., Marsh, G. and Sellström, U., *J Chromatogr*, 1998, 822, 83-89.
- (19) A. Sjödin. Occupational and dietary exposure to organohalogen substances, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers. 2000. Avhandling, Institutionen för miljö kemi, Stockholms Universitet.
- (20) Thuresson, K., Bergman, Å. and Jakobsson, K., *Environ Sci Technol*, 2005, 39, 1980-1986.
- (21) Cox, P. and Efthymiou, P., *Official Journal of the European Union*, 2003, OJ L 42, 45-46.
- (22) European Commission. EUR 19730 - European Union Risk Assessment Report: Diphenyl ether, pentabromo derivative. Volume 5. 2001. Office for Official Publications of the European Communities.
- (23) European Commission. EUR 20402 EN - European Union Risk Assessment Report: Bis(pentabromophenyl) ether. Volume 17. 2002. Office for Official Publications of the European Communities.
- (24) European Commission. EUR 20403 - European Union Risk Assessment Report: Diphenyl ether, octabromo derivative. Volume 16. 2003. Office for Official Publications of the European Communities.
- (25) de Wit, C., *Chemosphere*, 2002, 46, 583-624.
- (26) Law, R. J., Alaei, M., Allchin, C. R., Boon, J. P., Lebeuf, M., Lepom, P. and Stern, G. A., *Environ Int*, 2003, 29, 757-770.
- (27) Sellström, U., Jansson, B., Kierkegaard, A., de Wit, C., Odsjö, T. and Olsson, M., *Chemosphere*, 1993, 26, 1703-1718.
- (28) Darnerud, P. O., Eriksen, G., Jóhannesson, T., Larsen, P. and Viluksela, M., *Environ Health Perspect*, 2001, 109, 49-68.
- (29) U. Sellström; P. Lindberg; L. Hägglund; C. de Wit. Higher brominated PBDEs found in eggs of Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. 159-162. 2001. The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2001.
- (30) de Boer, J. and Cofino, W. P., *Chemosphere*, 2002, 46, 625-633.
- (31) Sjödin, A., Hagmar, L., Klasson-Wehler, E., Kronholm-Diab, K., Jakobsson, E. and Bergman, Å., *Environ Health Perspect*, 1999, 107, 643-648.
- (32) D. Meironyté Guvenius; K. Norén. Polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. The follow-up study. 303-305. 2001. The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2001.



- (33) Meironyté, D., Norén, K. and Bergman, Å., *J Toxicol Environ Health*, 1999, 58 Part A, 329-341.
- (34) Sjödin, A., Hagmar, L., Klasson-Wehler, E., Björk, J. and Bergman, Å., *Environ Health Perspect*, 2000, 108, 1035-1041.
- (35) Geyer, H. J., Schramm, K.-W., Darnerud, P. O., Aune, M., Feicht, A., Fried, K. W., Henkelmann, Lenoir, D., Schmid, P. and McDonald, T. A., *Organohalogen Comp*, 2004, 66, 3867-3872.
- (36) Thuresson, K., Höglund, P., Hagmar, L., Sjödin, A., Bergman, Å. and Jakobsson, K., *Environ Health Perspect*, 2006, 114, 176-181.
- (37) K. Thuresson; K. Jakobsson; K. Rothenbacher; T. Herrmann; S. Sjölin; L. Hagmar; O. Päpke; Å. Bergman. Polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers - a follow up study in an electronics recycling industry. 45-48. 2004. The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2004.
- (38) A. Sjödin; O. Päpke; E. E. I. McGahee; R. S. Jones; J.-F. Focant; T. Pless-Mulloli; L.-M. Toms; R. Wang; Y. Zhang; L. L. Needham; T. Herrmann; D. G. Patterson Jr. Concentration of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in house hold dust from various countries - inhalation a potential route of human exposure. *Organohalogen Compounds* 66, 3817-3822. 2004.
- (39) Kierkegaard, A., Sellström, U., Bignert, A., Olsson, M., Asplund, L., Jansson, B. and de Wit, C., *Organohalogen Comp*, 1999, 40, 367-370.
- (40) Sellström, U., Bignert, A., Kierkegaard, A., Häggberg, L., de Wit, C. A., Olsson, M. and Jansson, B., *Environ Sci Technol*, 2003, 37, 5496-5501.
- (41) Vos, J. G., Becher, G., van den Berg, M., de Boer, J. and Leonards, P. E. G., *Pure Appl Chem*, 2003, 75, 2039-2046.
- (42) Birnbaum, L. and Staskal, D. F., *Environ Health Perspect*, 2004, 112, 9-17.
- (43) Gill, U., Chu, I., Ryan, J. J. and Feeley, M., *Rev Environ Contam Toxicol*, 2004, 182, 55-96.
- (44) Hakk, H. and Letcher, R. J., *Environ Int*, 2003, 29, 801-828.
- (45) Eriksson, P., Jakobsson, E. and Fredriksson, A., *Environ Health Perspect*, 2001, 109, 903-908.
- (46) Viberg, H., Fredriksson, A. and Eriksson, P., *Toxicol Sci*, 2002, 67, 104-107.
- (47) Viberg, H., Fredriksson, A. and Eriksson, P., *Toxicol Appl Pharmacol*, 2003, 192, 95-106.
- (48) Viberg, H., Fredriksson, A., Jakobsson, E., Örn, U. and Eriksson, P., *Toxicol Sci*, 2003, 76, 112-120.
- (49) Viberg, H., Fredriksson, A. and Eriksson, P., *Toxicol Sci*, 2004, 81, 344-353.

- (50) Viberg, H., Fredriksson, A. and Eriksson, P., *Environ Toxicol Pharmacol*, 2004, 17, 61-65.
- (51) Viberg, H., Fredriksson, A. and Eriksson, P., *Environ Toxicol Pharmacol*, 2005, 20, 283-288.
- (52) J. Sternbeck; E. Brorström-Lundén; M. Remberger; L. Kaj; A. Palm; E. Junedahl; I. Cato. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. B1538. 2003. IVL, Swedish Environmental Research Institute.
- (53) C. Wahlberg. Sammanställning av slamanalyser inom ReVAQ år 2004-2005. AI-0602. 2006. Stockholm Vatten AB.
- (54) Sjödin, A., Carlsson, H., Thuresson, K., Sjölin, S., Bergman, Å. and Östman, C., *Environ Sci Technol*, 2001, 35, 448-454.
- (55) C. Wahlberg. Bromerade flamskyddsmedel i avloppsvatten. MI-0301. 2003. Stockholm Vatten AB.
- (56) C. Wahlberg. 2005. Stockholm Vatten AB, Personlig kommunikation
- (57) L. Sörme. Urban heavy metals, Stocks and flows. 2003. Avhandling, Linköping universitet.
- (58) C. Wahlberg. Provtagning av tvätterier - Analys av bromerade flamskyddsmedel, metaller, perkloretylen och PFOS. MI-0502. 2005. Stockholm Vatten AB.
- (59) Å. Moberg; G. Finnveden; J. Johansson; P. Steen. Miljösystemanalytiska verktyg - En introduktion med koppling till beslutssituationer. AFR-report 251, AFN. 1999. Naturvårdsverket.
- (60) Miljöförvaltningen Göteborg. Bromerade flamskyddsmedel i Göteborgs kommun - En studie av flöden och ackumulerade mängder. R 2003:6. 2003. Miljöförvaltningen Göteborg.
- (61) USK. Befolkningen i Stockholm 1252-2005, från 1721 enligt stadens statistiska årsböcker. 2005. Utrednings och statistikkontoret, Stockholms Stad.
- (62) USK. Nordic Major City Statistics-Data on 16 major cities and their regions. From the NORDSTAT database. ISSN 1401-6362. 2005. Utrednings och statistikkontoret Stockholm Stad.
- (63) BSEF. Estimated market demand for brominated flame retardants. [www.bsef-site.com](http://www.bsef-site.com). 2004. Bromine Science and Environmental Forum.
- (64) El-Kretsen AB. Insamlade mängder 1 januari - 31 december 2004. [www.el-kretsen.se](http://www.el-kretsen.se). 2005.
- (65) C. Petersen. Naturvårdsverket, 2005. Personlig kommunikation
- (66) USK. Stockholmarna och miljön. USK-Aktuellt 2005:2. 2006. Utrednings och statistikkontoret, Stockholms stad.

- (67) Thuresson, K., Bergman, Å., Rothenbacher, K., Herrmann, T., Sjölin, S., Hagmar, L., Päpke, O. and Jakobsson, K., Chemosphere, 2005, In press.
- (68) M. Andersson. Bromerade flamskyddsmedel i Göteborgs kommun - En studie av flöden och ackumulerande mängder. R 2003:6. 2003. Göteborgs Stad, Miljöförvaltningen.
- (69) F. Ljungman. 2005. Erteco Rubber & Plastics AB, Personlig kommunikation
- (70) G. Wall. Plast & Kemiföretagen, Kansliansvarig för flamskyddsgruppen. 2005. Personlig kommunikation
- (71) A. Sjödin. 2005. Centers for Disease Control and Prevention CDC, Personlig kommunikation
- (72) KemI. Bromerade flamskyddsmedel- Förutsättningar för ett nationellt förbud. 2002. Kemikalieinspektionen.
- (73) S. Sjölin. 2005. Stena Technoworld AB, Personlig kommunikation
- (74) El-Kretsen AB. Förordning (2005:209) om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter - en orientering. [www.el-kretsen.se](http://www.el-kretsen.se) . 2005.
- (75) KemI. Ny kemikalielagstiftning - REACH. [www.kemi.se](http://www.kemi.se) . 2005. Kemikalieinspektionen.

## 9. Bilagor

### Bilaga I

#### Förkortningar

ABS	Acrylonitrile butadien styrene
BDE-47	2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter
BDE-99	2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter
BDE-153	2,2',4,4',5,5'-hexabromdifenyleter
BDE-183	2,2',3,4,4',5',6,-heptabromdifenyleter
BDE-209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekabromdifenyleter
BFRs	Bromerade flamskyddsmedel (brominated flame retardants)
BTBPE	1,2- <i>bis</i> (2,4,6-tribromfenoxy)etan
Compound	Rå-polymer, Ursprungspolymer
DeBDetan	1,2- <i>bis</i> (2,3,4,5,6-pentabromofenyl)etan
DecaBDE	Dekabromodifenyleter
DEPA	Danish Environmental Protection Agency
FPU	Flexibel polyuretan
FRs	Flamskyddsmedel (flame retardants)
HIPS	High impact polystyren
HBCD	Hexabromcyklododekan
KemI	Kemikalieinspektionen
Master batch	Rå-polymer, Ursprungspolymer
MFA	Materialflödesanalys
OctaBDE	Oktabromodifenyleter
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PCBs	polyklorerade bifenyler
PE	Polyeten
PentaBDE	Pentabromodifenyleter
POPs	Persistenta organiska miljöföroreningar (persistent organic pollutants)
PU	Polyuretan
TBBPA	Tetrabrom <i>bis</i> -fenol A
SFA	Substansflödesanalys

## Bilaga 2

Nedan följer (i bokstavsordning) en förteckning över de 69 företag anslutna till Plast & Kemiföretagen som bedömdes som möjliga användare av PBDE och intervjuades enligt frågeformulär under bilaga 3.

---

1	Aerosol Scandinavia AB	36	National Gummi AB
2	Akzo Nobel Base Chemicals AB	37	Nolato Sunne AB
3	Akzo Nobel Deco International AB	38	P A Resins
4	Akzo Nobel Nordsjö	39	Partex Marking Systems AB
5	Albis Plastic Scandinavia AB	40	Pemco Specialties AB
6	Algol Sverige AB	41	Perstorp AB
7	Altro Nordic AB	42	PipeLife Sverige AB
8	APC Composit AB	43	Plast AB Orion
9	Arca Systems AB	44	Polimeri Europa Norden A/S Svensk Filial
10	Ashland Sweden AB, Plastics Division	45	Polytec Composites Sweden AB
11	AWL Scandinavia AB	46	Primo Sverige AB
12	BASF AB	47	Protega
13	Carpenter Sweden AB	48	Recticel AB
14	Elastogran Lagomat Nordic AB	49	Riflex Film AB
15	Erteco Rubber & Plastics AB	50	Scandinavian Compound & Colours AB
16	Euroform, AB	51	Scott Bader Scandinavia AB
17	Fehrer Sweden AB	52	Sonoform AB
18	FIAB Forserum AB	53	Sundolitt AB
19	Fischer AB, Georg	54	Svenska Wavin, AB
20	Frei Lacke AB	55	Thermisol Sweden AB
21	G.P. Plastindustri AB	56	Thevinyl AB
22	Garvson AB	57	Thorsman & Co, AB
23	GEJI Industri AB	58	Ticona Norden Sverige AB
24	Gislaved Folie AB	59	Trelleborg Building Systems AB
25	Gislaved Gummi AB	60	Trelleborg Forsheda Building AB
26	Huntsman Norden AB	61	Trelleborg Forsheda Sweden AB
27	Ingenjörfirman Gustaf Båke AB	62	Trelleborg Industri AB
28	Isotec AB	63	Univar AB
29	Kemibolaget i Bromma AB	64	Uponor AB
30	Kemi-Intressen AB	65	UW-ELAST AB
31	KWH Pipe Sverige AB	66	Wacker-Kemi AB
32	KWH Plast Sverige AB	67	West Kemi AB
33	Loxitec AB	68	Wilden AB
34	Loxitec Smålandsstenar AB	69	Volvo Technology AB
35	Materialdepån Norden AB		

---

## Bilaga 3

### Frågeformulär 1.

Företag: \_\_\_\_\_

Tfn: \_\_\_\_\_

Kontakt: \_\_\_\_\_

Befattning: \_\_\_\_\_

Företaget producerar: \_\_\_\_\_

1) Ingår eller används PBDE idag i någon eller några av företagets produkter?

Ja                      Nej

2) Om Ja, vilken PBDE ingår/används?

Penta                  Octa                  Deca                  Någon annan BFR? \_\_\_\_\_

3) I vilka produkter ingår PBDE?

4) Hur stor uppskattad andel material (vikt i kg flamskyddat material / kg produkt) är flamskyddat med PBDE av totalvikten på produkterna?

5) Hur mycket (vikt i kg / år) av de PBDE-innehållande produkterna uppskattas produceras årligen?

6) Hur mycket (vikt i kg / år) av de PBDE-innehållande produkterna uppskattas säljas i Stockholm stad, årligen?

7) Vad är den uppskattade livslängden för de PBDE-innehållande produkterna?

8) Vad händer med produkterna efter dess användande (sopor, insamling)?

9) Hur mycket av de PBDE-innehållande produkterna uppskattas ha producerats under åren?

70-talet \_\_\_\_\_ 80-talet \_\_\_\_\_ 90-talet \_\_\_\_\_ 2000-talet \_\_\_\_\_

10) Vilken kundkrets har företaget, i Stockholm?

11) Hur stor marknadsandel har företaget för produkter innehållandes PBDE?

## Frågeformulär 2. Om Nej var svaret på fråga 1)

11) Har det tidigare förekommit PBDE i några produkter som producerats av företaget?

Ja                      Nej  
                     

12) Om Ja, vilken PBDE ingick/användes?

Penta                  Octa                  Deca                  Någon annan BFR? \_\_\_\_\_  
                                           

13) I vilka produkter ingick PBDE?

14) Hur stor uppskattad andel material (vikt i kg flamskyddat material / kg produkt) var flamskyddat med PBDE av totalvikten på produkterna?

15) Hur mycket (vikt i kg / år) av de PBDE-innehållande produkterna uppskattas ha produceras årligen?

16) Hur mycket (vikt i kg / år) av de PBDE-innehållande produkterna uppskattas ha sålts i Stockholm, årligen?

17) Vad är den uppskattade livslängden för de PBDE-innehållande produkterna?

18) Vad har hänt med produkterna efter dess användande (sopor, insamling)?

19) Hur mycket av de PBDE-innehållande produkterna uppskattas ha producerats under åren?

70-talet \_\_\_\_\_ 80-talet \_\_\_\_\_ 90-talet \_\_\_\_\_ 2000-talet \_\_\_\_\_

20) Vilket år slutade företaget handha produkter innehållande PBDE?

21) Vilken kundkrets har företaget, i Stockholm?

22) Vad används idag för ersättningsmedel i den flamskyddade produkten?

## Frågeformulär 3. Sammanställning av resultat

Frågeformulär 1:

A) Företaget bedöms bidra till inflödet av PBDE (antal kg), till Stockholm stad år 2004

Frågeformulär 1.& 2.

B) Företaget bedöms bidra till "PBDE-polen" i Stockholms stads med x kg:

C) Osäkerheten kring sammanställningen bedöms vara ( $\pm$  i % per tids period):

D) Den enskilt största faktorn av osäkerhet kring data bedöms vara:



ISSN: 1653-9168