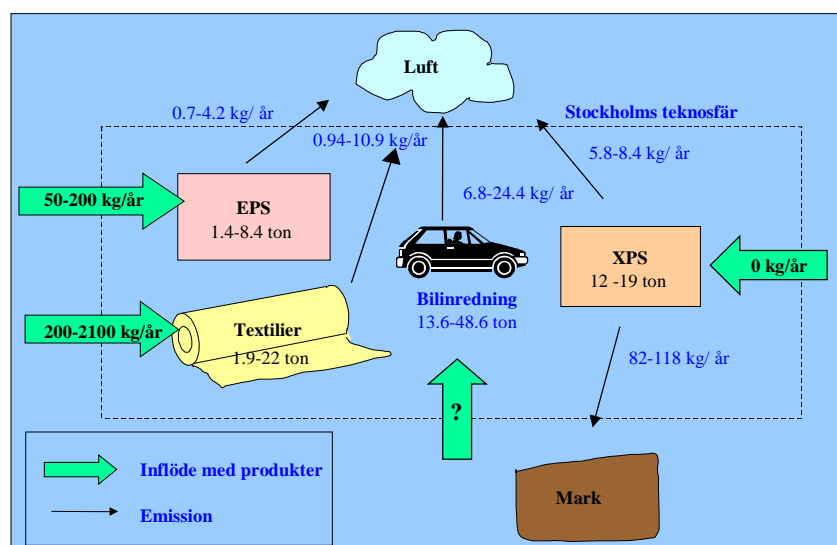


## Hexabromcyklododekan (HBCD) i Stockholm – modellering av diffusa emissioner





<b>Organisation/Organization</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	<b>RAPPORTSAMMANFATTNING</b> <b>Report Summary</b>
<b>Adress/address</b> Box 21060 100 31 Stockholm	<b>Projekttitel/Project title</b> Källanalyser av HBCD – Källor till utsläpp av HBCD i miljön <b>Anslagsgivare för projektet/</b> Naturvårdsverket
<b>Telefonnr/Telephone</b> 08-598 563 00	
<b>Rapportförfattare/author</b> Anna Palm John Sternbeck Lena Embertsén Arne Jonsson Ulf Mohlander	
<b>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report</b> Hexabromcyklododekan (HBCD) i Stockholm – modellering av diffusa emissioner	
<b>Sammanfattning/Summary</b> Förekomsten av det bromerade flamkyddsmedlet hexabromcyklododekan (HBCD) i varor och produkter i Stockholm har kartlagts med hjälp av en materialflödesanalys. Diffusa emissioner har uppskattats och transport och fördelning i miljön har beräknats med hjälp av en fugacitetsmodell. Bilklädslar samt XPS-plast har identifierats som de huvudsakliga förråden av HBCD i Stockholm, varifrån också huvudsakliga emissioner antas ske. En stor del av utsläppt HBCD beräknas transporteras ut med luft. Halterna i Stockholm kan även antas vara påverkade av långväga transport.	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords</b> Flamskyddsmedel, Hexabromcyklododekan (HBCD), Materialflödesanalys, Fugacitetsmodell, Diffus emission	
<b>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data</b> IVL Rapport/report B 1465	
<b>Beställningsadress för rapporten/Ordering address</b> Hemsida: <a href="http://www.ivl.se/rapporter">www.ivl.se/rapporter</a> e-post: <a href="mailto:publikationservice@ivl.se">publikationservice@ivl.se</a> Fax: 08-598 563 90 Brev: IVL, Publikationservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm	

## Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
Summary in English .....	7
1 Inledning .....	9
1.1 Kemikaliesamhället .....	9
1.2 HBCD i miljön .....	10
1.3 Syfte.....	11
2 Materialflödesanalys .....	11
2.1 XPS (extruderad polystyren) .....	13
2.1.1 Inflöde .....	13
2.1.2 Förråd .....	13
2.1.3 Potential för diffus emission.....	14
2.2 EPS (expanderad polystyren) .....	15
2.2.1 Inflöde .....	15
2.2.2 Förråd .....	15
2.2.3 Potential för diffus emission.....	16
2.3 HIPS-plast .....	16
2.4 Bilklädselar .....	16
2.4.1 Inflöde .....	18
2.4.2 Förråd .....	18
2.4.3 Potential för diffus emission.....	18
2.5 Textilier förutom bilklädsel.....	18
2.5.1 Inflöde .....	19
2.5.2 Förråd .....	20
2.5.3 Potential för diffus emission.....	20
2.6 Sammanfattning – MFA .....	20
3 Uppskattning av emissioner .....	21
3.1 Emissionsfaktorer .....	21
3.2 Emission till luft .....	23
3.3 Emission till vatten.....	23
3.4 Emission till mark .....	23
4 Sammanfattning – materialflöden och emissioner.....	23
5 Uppträdande i miljön .....	24
5.1 Indata.....	26
5.1.1 Osäkerhetsanalys .....	28
5.2 Resultat från modellering .....	28

5.2.1	Halter i miljön .....	28
5.2.2	Transporter och nedbrytningsprocesser.....	29
5.2.3	Potential för långväga transport .....	30
5.2.4	Osäkerhetsanalys .....	31
6	Diskussion.....	33
7	Förslag till framtida studier.....	34
8	Slutsatser .....	35
9	Tack.....	35
10	Referenser .....	36

## Sammanfattning

Förekomsten av det bromerade flamskyddsmedlet HBCD i varor och produkter i Stockholms kommun har kartlagts med hjälp av en materialflödesanalys (MFA) med avseende på år 2001. Utvärderingen har utförts med en metodik där materialflödesanalys kombineras med en multimediamodell. Huvudsakliga HBCD-pooler har identifierats och möjliga spridningsvägar har diskuterats. Preliminära emissioner har uppskattats med hjälp av emissionsfaktorer hämtade från Use Category Document for Plastic Additives (UCD, draft 1998). Bilklädslar samt XPS-plaster uppskattas innehålla störst mängd HBCD, följt av övriga textilier. Den största emissionen har beräknats ske från bilklädslar till luft, samt från XPS till mark. Bakgrundsinflödet av HBCD i luft har uppskattats vara högre än de direkta emissionerna till luft.

En multimediamodell (CeStoc; Palm, 2001) har använts för att prediktera ämnets vidare transport i Stockholmsområdet, då det väl emitterats. En stor del av totalt emitterat HBCD uppskattas transporteras ut via luft, vilket stämmer överens med vad som tidigare beräknats för polybromerade difenyletrar (Palm, 2001). Baserat på uppskattade nedbrytningshastigheter, bedöms en stor andel brytas ner i mark. Totalt 270 kg HBCD beräknas stanna i området under antagande om steady state. Denna mängd kan komma att minska framöver, om förrådet, dvs de totala ackumulerade HBCD-mängderna i produkter avtar. För XPS kan en sådan minskning dock ej förväntas inom de närmaste decennierna, då detta material har en livslängd på över 50 år. Den totala uppehållstiden av HBCD i Stockholmsmiljön har uppskattats till ca 490 dagar.

Dessa resultat bör betraktas som preliminära, då det föreligger stora osäkerheter runt de underliggande data som använts i denna studie. Den föreslagna metodiken är dock mycket användbar för att koppla samman data avseende användning, emissioner och halter i miljön, och kan identifiera de huvudsakliga parametrar som påverkar ett ämnes transport och fördelning i miljön till följd av diffusa emissioner i en viss region.

Den största osäkerheten ligger i de emissionsfaktorer som använts. Trots detta, representerar det föreslagna emissionsscenariot ett möjligt alternativ, som kan förklara de halter av HBCD som uppmätts i Stockholm. De halter som predikterats baserat på detta scenario stämmer väl överens med uppmätta halter. Det föreligger dock en rad osäkerheter gällande exempelvis spridningen till vatten, som i sin tur genererar förhöjda halter i urbana sediment. Det föreslagna scenariot uppvisar höga utsläpp av HBCD från XPS till mark, varifrån det transporteras till vatten och vidare till sediment. Potentialen för spridning av HBCD till mark från XPS är dock starkt ifrågasatt av bromindustrin (M, Klatt, BASF, pers.komm.). Denna spridningsväg har heller inte kunnat verifieras,

p g a bristen på data från mark och vatten. Därför bör detta resultat ses som *en* möjlig förklaring och det kan inte uteslutas att inflöde med ytvatten också kan bidra till de HBCD-halter som uppmätts i sediment.

För att få en fullständig bild av HBCDs flöden och emissioner i Stockholmsområdet bör ytterligare mätningar utföras, framför allt i vatten och mark, där idag inga data finns tillgängliga. Ytterligare emissionsstudier avseende diffus avgång av HBCD från olika produkter till mark, luft och vatten bör också genomföras, för att komplettera bilden av HBCDs emissionspotential från diffusa källor.

## Summary in English

An assessment of the emission sources and transport pathways for the brominated flame retardant hexabromocyclododecane (HBCD) in central Stockholm has been performed. The assessment is based on a methodology where material flow analysis (MFA) and multimedia models are combined. The year of 2001 was used as a reference year. The main pools for HBCD have been identified and possible dispersion pathways have been discussed. Preliminary emission estimates were obtained using emission factors, based on the Usage Category Document for Plastic Additives, UCD (UK Environment Agency, draft 1998). Car inventories and XPS-materials were identified as the probable main HBCD-pools, followed by textiles. The largest emissions were estimated to be from car inventories to air and from XPS to soil. The annual inflow of HBCD in background air was estimated to be greater than the direct emissions to the Stockholm atmosphere.

A multimedia fugacity model (Palm, 2001) was used to predict the transport and fate of HBCD in Stockholm, once emitted. A large part of the HBCD totally emitted is estimated to be transported out of the area with air, which agrees well with earlier findings for polybrominated diphenyl ethers (Palm, 2001). Based on estimated degradation rates, a significant percentage is predicted to degrade in soil. In total 270 kg is predicted to remain in the environment of the region, assuming steady state conditions. This amount might however decrease with time, if the accumulated amounts of HBCD in products decrease. For XPS, such a decrease can not be expected within several decades, since the lifetime of this material is over 50 years. The overall environmental residence time of HBCD in the region was estimated to be 490 days.

The findings should be regarded as preliminary, as there are large uncertainties in the input data data used in the calculations. However, the suggested methodology is very useful in synthesizing data on the use, emissions and environmental fate of a chemical, and helps to identify the most pertinent factors that determine the environmental impact of diffuse emissions in a region.

One of the major uncertainties is connected to the emission factors used. Nevertheless, the suggested emission scenario represents a plausible explanation of the concentrations of HBCD detected in the Stockholm environment. The predicted environmental concentrations agree well with measured levels. However, there are some uncertainties associated with the transport to water, which leads to elevated sediment concentrations in the urban region. The suggested scenario shows relatively high emissions to soil, from where the substance is predicted to be transported to water and then to sediment. The potential of HBCD to be emitted from XPS to soil is being highly questioned by the

bromine industry (M. Klatt, BASF, pers. comm.). This emission pathway has not been verified, due to lack of data on concentrations in soil and water. Therefore, this result should be seen as one possible explanation and it cannot be excluded that advective inflows with surface water also contribute to the observed levels of HBCD in sediments.

In order to obtain a more complete picture on the flow and emission pathways of HBCD in Stockholm, further measurements should be performed in water and soil, where data are lacking at present. Emission studies concerning diffuse emissions from products to various environmental media are urgently needed, in order to enhance the quality of emission factors for this particular substance and thus, the understanding of its environmental behaviour.



# 1 Inledning

## 1.1 Kemikaliesamhället

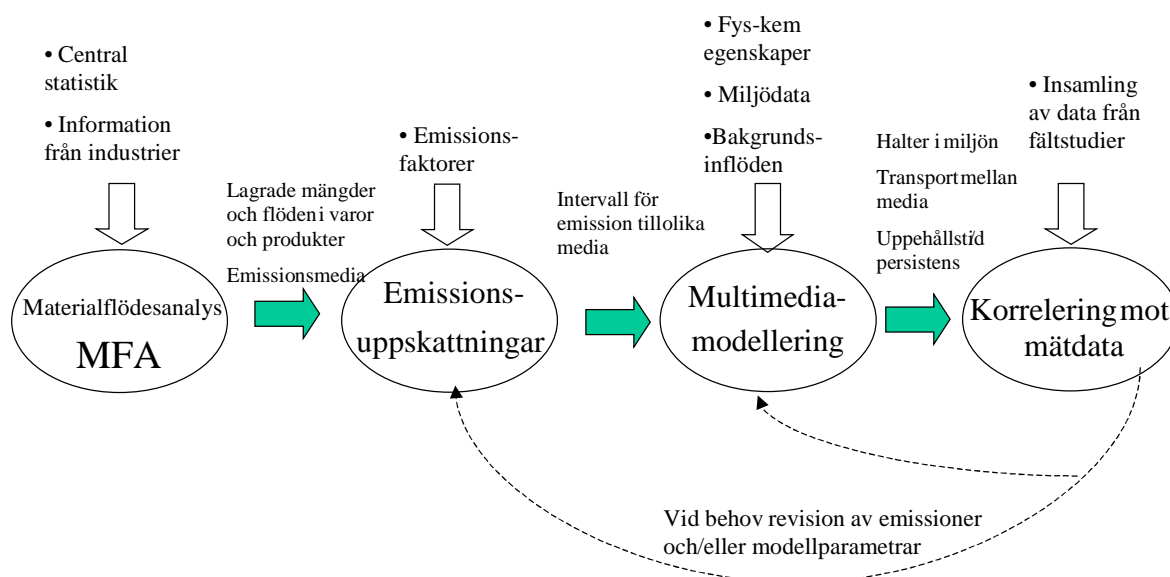
Dagens samhälle har i mångt och mycket utvecklats till ett ”kemikaliesamhälle”: antalet syntetiskt framställda kemikalier som används i processer och produkter är idag mycket omfattande. I Kemikalieinspektionens ämnesregister finns t ex drygt 130 000 ämnen registrerade (KemI, 2001), även om antalet ämnen som tillverkas och används i stora mängder är betydligt färre. Inom EU är drygt 2600 ämnen registrerade som högvolykmkemikalier, vilket innebär att de produceras eller importeras i mer än 1000 ton/år vid minst en anläggning inom EU. Många kemikalier bidrar på olika sätt till vår välfärd, men med flera av dessa har även följt betydande miljöproblem. Två välkända exempel är DDT, det effektiva insektsbekämpningsmedlet som visade sig ha förödande effekter på djurlivet, samt isoleringsämnet PCB, som nu är förbjudet i större delen av den industrialiserade världen.

För många kemikalier förelåg de största bekymren länge lokalt vid tillverkningsanläggningarna, men till följd av effektiv rening och förändrade processer har utsläpp vid dessa punktkällor ofta kunnat minskas betydligt. En omfattande världshandel och produktdistribution innebär att åtskilliga kemikalier nu förekommer i produkter över hela världen. I många regioner kan därför spridning av kemikalier från produkter i användarled vara avgörande för riskbilden. Miljöproblematiken har på så sätt skiftat från att vara anläggningsspecifik till att bli mer produktrelaterad.

Den traditionella miljöövervakningen av kemikalier är vanligen begränsad till ett fåtal ämnen. Nya ämnen som prioriteras i både nationellt och internationellt miljöarbete har dessutom ofta det gemensamt att tillförlitliga metoder saknas för att analysera deras förekomst i miljön. Det kan ta åtskilliga år innan allmänt accepterade analysmetoder existerar för nya ämnen. Samtidigt är analyser av kemikalier både kostsamma och tidskrävande, och praktiska faktorer begränsar ofta möjligheten att utföra så omfattande mätstudier som vore önskvärt. Det finns med andra ord ett stort behov av metoder för att:

- Hantera produktrelaterade kemikalieflöden; hur spårar man en kemikalie från produktion till möjlig exponering?
- Uppskatta emissioner från produkter
- Förutsäga vart emissionerna tar vägen och hur höga halter som kan förväntas i olika media i en viss region.

I denna studie illustreras en metod där materialflödesanalys kopplas samman med multimediamodellering i syfte att kartlägga flöden, förråd, emissioner samt fördelning och uppehållstid av ett bromerat flamskyddsmedel i Stockholmsregionen (Figur 1).



Figur 1. Illustration av den metodik som exemplifieras i föreliggande rapport.

Metodiken är tillämpbar även för andra ämnen, huvudsakligen organiska ämnen som inte joniserar (p g a modellens uppbyggnad) och som inte produceras i den aktuella regionen. I många regioner kan det dock vara aktuellt att komplettera emissionsscenarioet med punktkällor, t.ex. produktionsanläggningar eller avfallsanläggningar.

## 1.2 HBCD i miljön

Hexabromcyklododekan (HBCD) är ett bromerat flamskyddsmedel som framför allt används i bygg- och förpackningsmaterial, i olika textilier samt i s k HIPS-plast (high impact polystyrene), som förekommer i t ex höljen till videoapparater. Totalt svarade HBCD i slutet på 1990-talet för ca 14 % av den västeuropeiska konsumtionen av bromerade flamskyddsmedel (Lassen et al., 1999). HBCD är ett prioriterat ämne inom EU:s program för existerande ämnen och Kemikalieinspektionen i Sverige är ansvarigt för riskbedömningen. Liksom för andra bromerade flamskyddsmedel är kunskapen om HBCD dock mycket begränsad, och i jämförelse med exempelvis de uppmärksammade polybromerade difenyletrarna (PBDE) existerar för HBCD betydligt färre mätdata (de Wit, 2000), trots en ganska omfattande konsumtion motsvarande ca 8900 ton på

Europainivå (Lassen et al., 1999). Europa står för en betydande del av världskonsumtionen av HBCD (Renner, 2000).

Under år 2000 genomfördes en screeningstudie av HBCD i den svenska miljön (Sternbeck et al., 2001). Resultaten från denna studie visade bl a på kraftigt förhöjda halter i luft invid en XPS-producerande industri, samt även något förhöjda luft- och sedimenthalter i urban miljö. Då inga kända potentiella punktkällor förekommer i Stockholm, tyder dessa resultat på en urban påverkan till följd av högre ackumulation av HBCD-innehållande produkter. Studien av Sternbeck et al. (2001) indikerade även att HBCD har potential för långväga atmosfärisk transport samt bioackumulation. Tidigare studier har bl a påvisat omfattande spridning från textilindustrin (Sellström, 1999). Denna användning har dock upphört (S Hansson, pers. komm.). Då HBCD inte tillverkas i Sverige, samtidigt som den faktiska användningen av detta ämne i industriella processer numera tycks mycket begränsad i Sverige, kan den diffusa spridningen via varor och produkter i användning antas stå för en betydande del av den totala spridningen inom landet.

### 1.3 Syfte

Syftet med föreliggande studie är att identifiera källor till diffus spridning av HBCD i Stockholms miljö, samt att kartlägga flöden och fördelning av ämnet mellan olika media i miljön. Syftet är också att utforma och tillämpa ett integrerat koncept för en kemikalies användning, emissioner och uppträdande i miljön i en viss region.

## 2 Materialflödesanalys

Vid uppskattning av emissioner av ett ämne från varor och produkter i användning i ett område kan två alternativa metoder användas:

1. Uppskattning av årligt inflöde/konsumtion av produkter innehållande det aktuella ämnet. Emissionerna beräknas i detta fall med hjälp av emissionsfaktorer som är baserade på avgång per livslängd, uttryckt i procent av använd mängd.
2. Uppskattning av de totala ackumulerade mängderna utifrån historiska inflöden kombinerat med livslängden på produkterna. Emissioner uppskattas då utifrån emissionsfaktorer som är baserade på årlig avgång från den totala mängden av ämnet i en viss produkt.

I föreliggande materialflödesanalys har tillvägagångssätt 2 använts, dvs de totala ackumulerade mängderna har beräknats, och emissioner har sedan uppskattats m h a emissionsfaktorer som är baserade på årlig avgång från olika material.

Materialflödesanalysen har utförts enligt den metodik som beskrivs i Lohm et al. (1997). Till varje lämnad uppgift om HBCD-innehåll i produkter har ansatts en osäkerhetsfaktor enligt Hedbrant och Sörme (2001). Osäkerhetsfaktorn anger det intervall inom vilket det verkliga värdet antas ligga. En faktor  $p$  på ett förväntat värde  $Y$  innebär att det verkliga värdet antas ligga inom intervallet  $Y/p - Y \times p$ . För att praktiskt kunna hantera osäkerheterna har fyra nivåer på osäkerheten använts, efter modellen beskriven i Hedbrant och Sörme (2001). Kvaliteten på varje lämnad uppgift har bedömts och delats in i någon av de fyra olika kategorierna. Tabell 1 anger vilka osäkerhetsfaktorer som använts, samt exempel på datatyper i denna studie som relaterats till varje faktor.

Tabell 1. Osäkerhetsfaktorer och exempel på typ av data som relaterats till varje faktor (efter Hedbrant och Sörme, 2001).

Osäkerhetsfaktor	Exempel på typ av data
1.1	Offentlig statistik såsom antalet registrerade bilar, exakt angiven halt eller en exakt angiven vikt.
1.33	Muntliga uppgifter om hur stor del av produktionen som flamskyddats
2	Skattningar från industrin om försålda mängder i Stockholm eller nedskalningar från nationell nivå
4	Generaliseringar som att 80% av alla europeiska bilar är flamskyddade med HBCD.

Exempelvis innebär värdet 200 ton med en osäkerhetsfaktor om 1,33 att det faktiska värdet antas ligga inom intervallet  $200/1.33 - 200 \times 1.33$ , dvs 150-266 ton.

Då osäkerhet föreligger i flera uppgifter som används i en beräkning kan dessa osäkerheter kombineras och de totala osäkerheterna beräknas (Hedbrant och Sörme 2001):

Vid addition av flera tal ( $m_a$  och  $m_b$ , med osäkerhetsfaktorerna  $f_a$  resp.  $f_b$ ) blir summans osäkerhetsfaktor:

$$f_{a+b} = 1 + \frac{\sqrt{[m_a \times (f_a - 1)]^2 + [m_b \times (f_b - 1)]^2}}{m_a + m_b} \quad (1)$$

Vid multiplikation blir på motsvarande sätt produktens totala osäkerhetsfaktor

$$f_{a * b} = 1 + \sqrt{(f_a - 1)^2 + (f_b - 1)^2} \quad (2)$$

I föreliggande rapport anges osäkerhetsfaktorerna med en faktor i kursiv stil, t ex 200 kg ( $\times/1,33$ ) eller i tabellform.

Troligt primärt emissionsmedium anges med alternativen *mark, vatten eller luft*. I det följande beskrivs HBCDs olika användningsområden.

## 2.1 XPS (extruderad polystyren)

XPS-plattor används sedan 1974 som isolerande frostskydd under vägar och järnvägar samt under byggnader. Plattorna används också i konstruktioner med sk omvända tak. De produkter som används är huvudsakligen producerade i Sverige. Det finns två aktörer på marknaden; Dow i Sverige AB och Nordic Foam. Dow hade mellan åren 1974-1984 100 % av marknaden med sin produkt Styrofoam. Sedan 1984 innehar Nordic Foam ca 40-50% av marknaden med produkterna Ecoprim (Parock) och Jacofoam (Jackon). Livslängden på XPS-plattor är minst 50 år, varför man kan räkna med att allt som tillförts sedan 70-talet fortfarande finns kvar. Fördelningen mellan det som ligger under vägar och det som ligger i och under byggnader är ungefär 40:60. Vägverket och Banverket har tidigare varit de största kunderna men numera säljs mest till de tre stora byggföretagen NCC, Skanska och PEAB (Tor-Åke Bengtsson och Jan Erik Hallin, Dow Svenska AB, pers. komm.).

### 2.1.1 Inflöde

Inflödet av HBCD via XPS-plast antas vara försumbart numera, då man sedan 1998 inte längre flamskyddar produkten. Både Dow och Nordic Foam upphörde med flamskyddet samma år. Detta skedde i samband med övergången till CO<sub>2</sub> som jäsmedel istället för HCFC.

### 2.1.2 Förråd

HBCD började användas som flamskyddsmedel i XPS-plast år 1974. Mellan 1974 och 1984 levererade Dow 12 000 m<sup>3</sup> XPS-plast ( $\pm 20\%$ ) till Stockholms Stad och från 1984 till 1998 motsvarande 28 000 m<sup>3</sup> ( $\pm 20\%$ ). Densiteten på plattorna är 30 kg/m<sup>3</sup>. Detta ger en totalvikt på 1 200 000 kg. All XPS som producerades fram till 1998 innehöll HBCD och halten har hela tiden varit 0,7 viktsprocent (Tor-Åke Bengtsson och Jan Erik Hallin, Dow Svenska AB, pers. komm.), vilket ger en total HBCD-mängd från Dow på 8 400 kg.

**Alternativ 1.** Utgående ifrån antagandet att Nordic Foam haft 50% av marknaden mellan år 1984 och 1998 innebär det att deras bidrag är lika stort som Dows för denna produkt, dvs 28 000 m<sup>3</sup>, vilket motsvarar en vikt på 840 000 kg och en HBCD-mängd

på 5 880 kg (antaget 0,7 % HBCD). Sammanlagt skulle det enligt denna beräkning finnas **14 280 kg** HBCD inom Stockholms stad i denna produktgrupp, med ett beräknat intervall på **12 000 – 19 000 kg** (se Appendix 1).

**Alternativ 2.** Mellan åren 1985 och 1997 använde Nordic Foam 87 314 kg HBCD i sin produktion baserat på försäljning av Jacofoam och Ecoprim i hela landet (Christer Bratt, Nordic Foam, pers. komm.). Om man antar att omsättningen på Stockholmsmarknaden utgör 10% innebär det att 8700 kg HBCD härrör från denna produkt. Den sammanlagda mängden skulle då bli **17 100 kg**, med ett totalt intervall på **11 000-26 000 kg** (se Appendix 1).

Osäkerheten i varje uppskattat värde framgår av Tabell 2.

Tabell 2. Osäkerhetsfaktorer relaterade till uppskattningar om HBCD i XPS-plast.

Uppskattad parameter	Beteckning	Värde	Osäkerhetsfaktor (f)
XPS-volym DOW 1974-84	$V_1$	12000 m <sup>3</sup>	1,2
XPS-volym DOW 1984-98	$V_2$	28000 m <sup>3</sup>	1,2
Förhållandet mellan Nordic Foams och Dows marknadsandelar 1984-98	$X_{No}$	1	1,5
Nordic Foams nationella HBCD-användning	$m_{No}$	87314 kg	1,5
Stockholms andel av $m_{No}$	$X_{St}$	10 %	2
XPS-plastens densitet	$\rho$	30 kg/m <sup>3</sup>	1,1
XPS-plastens HBCD-halt	C	0,7 vikts-%	1,1

De båda alternativen ger således resultat som faller inom varandras osäkerhetsintervall. I sammanställningen i avsnitt 2.6 har det lägre värdet (alt 1) använts, eftersom det har en lägre osäkerhet.

### 2.1.3 Potential för diffus emission

HBCD finns i plasten som ligger i kontakt med mark. Plattorna ligger ovanför grundvattenlinjen och överlagras av annat konstruktionsmaterial och kan därför inte anses vara i kontakt med vatten i någon större utsträckning. En liten andel HBCD kan avgå till luft i samband med t ex byggnation, eller från applikationsområdet omvända tak. Trots att XPS-plasten övertäcks av annat material, kan det finnas möjlighet för avgång till luft genom springor eller porer i överliggande material. I det följande antar vi därför att HBCD har potential att avgå till både luft och mark från XPS. Vidare diskussion gällande storleken på dessa emissioner förs under avsnitt 3.1.

## 2.2 EPS (expanderad polystyren)

EPS-plast används i mark och i byggnader. Den största mängden EPS som används i Sverige är inte flamskyddad. Flamskyddad EPS har huvudsakligen använts i plattor under putsade fasader. För 20 år sedan användes uteslutande stenull för detta ändamål men i dag används EPS plattor till ca 90%. Användningen av flamskyddade kvaliteter minskar dock kraftigt då det inte längre är ett krav för att klara brandskyddet (P. Karnehed, STO Scandinavia AB, pers. komm.). Produktionen av EPS-plast i landet är idag ca 600 000 m<sup>3</sup> (×/ 1,33). Under det senaste året har efterfrågan på den flamskyddade kvaliteten minskat och idag flamskyddas ca 1% (×/ 1,33) av den totala EPS-produktionen. Tidigare flamskyddades ca 3-4 % av produktionen. Halten HBCD i dessa plattor är 0,5 % (×/ 1,1) och densiteten är ca 18 kg/m<sup>3</sup> (×/ 1,1; G. Gudmunsson, Thermisol, pers. komm.). Användningsområdet för den flamskyddade kvaliteten är främst isolering i flerfamiljshus med putsade fasader. Detta innebär att Stockholm bör ha en större marknadsandel än vad som motsvarar befolkningsandelen; uppskattningsvis 20% (×/ 2).

### 2.2.1 Inflöde

Idag är ca 1% av den producerade mängden EPS-plast flamskyddad. Andelen flamskyddad EPS-plast minskar stadigt då denna kvalitet ej längre efterfrågas. Inflödet till Stockholm under år 2001 beräknas till ca 100 kg (0,01 (andel flamskyddad EPS) × 600 000 m<sup>3</sup> × 18 kg m<sup>-3</sup> × 0,005 (HBCD-innehåll) = 540 kg; 0,20 (Stockholms marknadsandel) × 540 kg = 108 kg)

Osäkerhet (enl. ekvation (2)):

$$f_{m_{01}} = 1 + \sqrt{(1,33-1)^2 + (1,33-1)^2 + (1,1-1)^2 + (1,1-1)^2 + (2-1)^2} = 2,11$$

vilket ger det totala intervallet **50 – 200 kg**.

### 2.2.2 Förråd

Under perioden 1980-2000 beräknas den sammanlagda produktionen av EPS-plast uppgå till 6 200 000 m<sup>3</sup>, (×/ 2). beräknat på årlig produktion under denna tidsperiod (G Gudmunsson, Thermisol, pers.komm). Under åren 1980-2000 var ca 3 % av all producerad EPS-plast flamskyddad (×/ 1,33); dvs 6 200 000 × 0,03=186 000 m<sup>3</sup>. Varje m<sup>3</sup> väger 18 kg (×/ 1,1) och HBCD-innehållet är 0,5 % (×/ 1,1), vilket ger en total mängd på 186 000 × 18 × 0,005 = 16 740 kg. Det totala förrådet i landet från åren 1980-2000 uppgår alltså till 16 740 kg. Detta ger en total ackumulerad mängd HBCD i Stockholm under denna period om 0,2 × 16740=3348 kg. Härtill kommer 2001 års tillförsel som beräknats i avsnitt 2.2.1. Förrådet i Stockholm är då **3456 kg**.

Osäkerhet: Förrådet ( $m$ ) =  $m_{80-00} + m_{01}$

$$f_{m_{80-00}} = 1 + \sqrt{(2-1)^2 + (1,33-1)^2 + (1,1-1)^2 + (1,1-1)^2 + (2-1)^2} = \mathbf{2,46}$$

$$f_m = 1 + \frac{\sqrt{[108 \times (2,11-1)]^2 + [3348 \times (2,46-1)]^2}}{108 + 3348} = \mathbf{2,41}$$

vilket ger ett totalt intervall på **1400 – 8400 kg**.

### 2.2.3 Potential för diffus emission

Fasadplattorna läggs på byggnadsstommen och putsen läggs direkt på plattorna. Läckage till luft skulle kunna ske vid byggnation och även senare kan en diffus emission till luft antas ske. Det finns ännu inga kända mätningar. Branschens antagande är att det inte sker något läckage när plattorna väl ligger på plats. Putsen är dock inte alldeles tät och därför kan det på längre sikt trots allt finnas en risk för diffusa utsläpp till luft. Inga andra media antas dock vara aktuella som recipienter när det gäller emission från EPS.

## 2.3 HIPS-plast

Lassen et al. (1999) uppger att HBCD i viss utsträckning används i sk HIPS-plast (high impact polystyrene), men att denna användning är liten i jämförelse med de mer dominerande användningsområdena XPS och EPS. Utifrån detta har vi gjort antagandet att användningen av HBCD i HIPS i Stockholm även den är liten, och fokuserar härnå på de sannolikt mer betydande källorna.

## 2.4 Bilklädselar

I en dansk undersökning uppskattades den årliga tillförseln (år 1997) av HBCD i Danmarks bilar, bussar och lastbilar till 9,4 - 30 ton/år (Lassen et al., 1999). Ett sätt att extrapolera uppskattningar om konsumtion eller utsläpp av produkter eller ämnen från ett land till ett annat är genom befolkningskvoter. Denna metod är framför allt tillämplig då det gäller länder med jämförbar lagstiftning och teknisk utvecklingsgrad. I annat fall är ett vanligt antagande är att olika länders konsumtion av en viss vara/kemikalie är proportionell mot BNP. Eftersom Danmark och Sverige kan anses vara jämförbara har vi i detta fall baserat uppskattningen på befolkningskvoter. År 1997 var Sveriges befolkning ca 1,6 gånger Danmarks befolkning. Den svenska konsumtionen av HBCD i fordon kan därmed uppskattas till 15-48 ton/år.



Enligt Lassen et al. (1999) innehåller bilar tillverkade i Europa mellan 100 och 300 gram HBCD per bil, vilket motsvaras av ett väntevärde på 173 g med osäkerhetsfaktorn 1,73. Det är dock svårt att få reda på hur länge HBCD har använts och i aktuella fall när användningen upphört. Volvo har idag endast en bilklädsel som innehåller HBCD: Alcantara S80 T6. I Sverige har totalt 267 bilar med denna klädsel sålts. Den historiska användningen inom Volvo har dock ej gått att spåra (S. Johannesson, Volvo, pers. komm.). Även Opel flamskyddar sina bilklädslar, men omfattningen är osäker (S. Svantesson, Opel, pers. komm.). På Saab har HBCD-användningen upphört, och användningen under tidigare år har ej gått att spåra (B. Brovik, Saab, pers. komm.). I bilar som tillverkats i Asien och USA har sannolikt andra flamskyddsmedel använts, t.ex. polybromerade difenyletrar (se inledning).

Enligt Borgstena Textil, som är den största svenska leverantören av tyger till bilklädslar, används inte HBCD och har inte heller använts under de senaste tio åren. Man gör inte tyger med baksidesbeläggning överhuvudtaget utan använder sig i stället av tyger som lamineras med ett sk komfortskikt. Detta skikt består av tunt skuret polyuretanskum som är flamskyddat med klor-fosforbaserade föreningar. Skiktet värms fast på textilen (Ronny Edebjörk, Borgstena Sweden AB, pers. komm.).

Företaget Lear AB producerar samtliga bilklädslar till svensktillverkade bilar. Både stommen av polyuretanskum, bilklädseln och komfortskiktet är flamskyddat på något sätt. HBCD förekommer men i vilken utsträckning går i dagsläget inte att säga (Carina Ljung, Lear AB, pers. komm.).

Den svenska textilindustrin tillverkar inte bilklädslar flamskyddade med HBCD. Den HBCD-användning som förekommit inom svensk textiltillverkning har uteslutande använts till andra produkter (se avsnitt 2.5).

Med anledning av de uppgifter som erhållits från den svenska bilindustrin om att flamskydd förekommer, samtidigt som de totala kvantiteterna är okända, har vi beräknat de totala kvantiteterna HBCD i Stockholms bilpark utifrån den studie som utförts i Danmark (Lassen et al., 1999).

Enligt uppgifter från Statistiska Centralbyrån var 275 194 bilar registrerade i Stockholm den 31 december 2000. Av dessa var 220 495 av europeiskt ursprung. Antalet bussar var 799 varav 794 var europeiska och antalet lastbilar 30 563 varav 23 366 var europeiska. Statistiken omfattar samtliga bilmodeller från 1970 och framåt. HBCD-användningen i en buss beräknas motsvara 5 personbilar (Lassen et al., 1999), vilket föranleder en omräkning till personbils ekvivalenter; hela Stockholms fordonspark antas omfatta  $220\,495 + 23\,366 + 794 \times 5 = 247\,831$  europeiska personbils ekvivalenter ( $\times / 1,1$ ). Av dessa anges i Lassen et al. (1999) att 80 % är flamskyddade med HBCD. Mot bakgrund av den information som erhållits från industrin gjordes bedömningen att motsvarande

andel i Stockholm är något lägre än den danska. Den totala andelen europeiska bilar som är flamskyddade med HBCD ansattes till 60 % ( $\times/ 1,5$ ), dvs 40-90 % av de europeiska bilarna antas innehålla HBCD.

#### 2.4.1 Inflöde

Det finns inte tillräckligt med information tillgänglig om årlig införsel/nyproduktion av bilar i Stockholmsområdet samt om HBCD-innehåll i bilar för att kunna göra en adekvat uppskattning om det årliga inflödet av HBCD i denna produktgrupp.

#### 2.4.2 Förråd

Den totala mängden HBCD i bilklädselar ( $m$ ) = mängden HBCD per bil  $\times$  antalet förmodat HBCD-skyddade bilar

$$m = 173 \text{ g/bil} \times 247\,863 \text{ bilar} \times 0,6 = \mathbf{25,7 \text{ ton}}$$

$$\text{Osäkerhet: } f_m = 1 + \sqrt{(1,73 - 1)^2 + (1,1 - 1)^2 + (1,5 - 1)^2} = \mathbf{1,89}$$

Siffrorna ovan motsvarar ett totalt intervall på **13,6–48,6 ton**, vilket mycket väl motsvarar det intervall som erhålls vid omräkning av de danska siffrorna (15-48 ton/år, se ovan).

#### 2.4.3 Potential för diffus emission

Under bilens livslängd antas en diffus emission till luft kunna ske. Vid skrotning läggs idag all bilinredning på deponi. Analyser på lakvatten från deponier har gjorts bl a med avseende på HBCD men analysresultaten har legat under detektionsgränsen ( $<0,01 \mu\text{g/l}$ ; Rolf Neuendorf, konsult, Stena bilfragmentering). Det enda aktuella mediet för emission av HBCD från bilar antas därför vara luft.

### 2.5 Textilier förutom bilklädsel

Inom den svenska textilindustrin uppgick användningen av HBCD under åren 1989 - 1997 till 29,4 ton (S. Hansson, Länsstyrelsen Västra Götaland, pers. komm.). Boråsväverier använde 12,1 ton uteslutande till rullgardiner (för offentlig miljö, ej ljusgenomsläppliga). Almedahls använde 9,8 ton för samma ändamål. Kinnasand använde 2,7 ton till tapeter och gardiner och Rydboholm använde 3,8 ton HBCD till möbeltyger av olika slag.

Runt 90% av Sveriges rullgardiner är importerade och när svensk textilindustri slutade att använda HBCD ersattes tillverkningen av den produkten med import. Livslängden på en rullgardin uppskattas till ca 5 år. (R. Andersson, Boråsväverier, pers. komm.)

Uppskattningsvis är 80-90% av de textilier som används i Sverige importerade (KemI, 1997). Detta gör det svårt att uppskatta HBCD-bidraget från denna källa. Sannolikt förekommer HBCD som flamskydd inom vissa produktgrupper. Tänkbara produktgrupper är:

- Stoppade möbler
- Textilier i offentlig miljö
- Madrasser
- Rullgardiner
- Textiltapeter
- Mattor
- Utrustning inom försvaret

I kläder förekommer HBCD sannolikt inte. Lassen et al. (1999) antar en årlig införsel med textilier (undantaget bilklädslar) i Danmark på 2-9 ton. Den största mängden, 2-8 ton, antas härröra från möbeltyger. En uppskalning av de danska siffrorna till svenska förhållande (multipliserat med en faktor 1.6, baserat på befolkningskvot, se ovan) skulle innebära en årlig tillförsel på 3,2 –14,4 ton. Om man räknar med en medellivslängd för textilier på 10 år skulle förrådet HBCD i textilier uppgå till 32-144 ton i Sverige. Under ett antagande om att Stockholm utgör 10% av den svenska marknaden blir det totala förrådet i Stockholm 3,2 –14,4 ton HBCD. En gissning från ett av de svenska textilföretagen var att ca 50-60 ton HBCD per år importeras i produkter till Sverige, vilket skulle motsvara ca 5-6 ton i Stockholm. Denna siffra har dock ej kunnat verifieras.

### 2.5.1 Inflöde

Användningen av HBCD i textilier i Danmark är 4000 kg/år ( $\times/ 2$ ; Lassen et al., 1999). Förhållandet mellan den stockholmska och den danska användningen antas baserat på befolkningskvoten 0,16 ( $\times/ 3$ ). Den stora osäkerheten beror på antagandet att användningen följer befolkningssiffrorna. Inflödet i Stockholm (q) blir då  $q = 4000 \times 0,16 = 640$  kg/år med osäkerhetsfaktorn:

$$f_q = 1 + \sqrt{(2-1)^2 + (3-1)^2} = 3,23$$

vilket ger ett totalt intervall på **198 - 2100 kg/år**

### 2.5.2 Förråd

Livslängden på textilierna antas vara 10 år ( $\times/2$ ). Förrådet (m) blir då  $10 \times 640 = 6400$  kg. Osäkerheten blir

$$f_m = 1 + \sqrt{(2-1)^2 + (3,23-1)^2} = 3,44$$

vilket ger intervallet **1900-22000 kg**.

### 2.5.3 Potential för diffus emission

Det mest sannolika är att emission sker till luft, genom volatilisering. Tvätt av vissa flamskyddade textilier skulle kunna ge emission till vatten. Sternbeck et al. (2001) påvisade en HBCD-halt om 31 ng/L i utgående avloppsvatten från ett tvätteri utanför Stockholm, som bl a hanterar textilier från landsting och försvar. Vi känner dock inte till några liknande tvätterier inom det studerade området. HBCD skulle också kunna avgå från hushåll genom egen tvätt av impregnerade textilier. Detta vatten torde dock ledas till kommunala reningsverk, vilka samtliga ligger utanför det studerade området. Däremot är det möjligt att HBCD som emitteras denna väg förs in i området via vatten. En annan möjlig källa är vid tvätt av bilklädslar, vilket skulle kunna generera utsläpp till vatten. Några mätningar av HBCD innehåll i sådant tvättvatten har dock inte utförts, varför det är omöjligt att bekräfta ett sådant antagande. I det följande antar vi att luft är huvudsakligt recipientmedium avseende emission från textilier.

## 2.6 Sammanfattning – MFA

Tabell 3 visar en sammanställning av de uppskattningar om förråd och flöden som gjorts i materialflödesanalysen. I tabellen anges beräknade mängder samt associerade osäkerhetsfaktorer till varje uppskattning. Aktuellt recipientmedium anges också.

Tabell 3. Sammanställning av data; inflöde (kg/år) och förråd (kg) samt osäkerhetsfaktorer på respektive uppgift.

Produkt	Inflöde år 2001 (kg/år)	Osäkerhets- faktor	Förråd (kg)	Osäkerhets- faktor	Recipientmedium
XPS plattor	0	-	14000	1,2	Mark Luft
EPS plattor	100	2,1	3500	2,4	Luft
Bilklädslar			25700	1,9	Luft
Textilier	640	3,2	6400	3,4	Luft

### 3 Uppskattning av emissioner

I centrala Stockholm har inga punktkällor kunnat identifieras. Därför torde emissioner av HBCD enbart härröra från användningsled. De emissionsscenario som presenteras här är av den anledningen inte generellt användbara för regioner där även tillverknings- och avfallsled kan bidra. För att uppskatta emissioner för Stockholm utgår vi från resultaten i materialflödesanalysen och använder emissionsfaktorer.

#### 3.1 Emissionsfaktorer

Få mätningar har utförts gällande faktiska emissioner av HBCD från produkter i användning. I EU:s preliminära riskbedömning (KemI, 1999) anges resultat från en studie gällande avgången av HBCD från XPS i kontakt med destillerat vatten. Resultaten från denna studie är dock inte applicerbara på förhållandena i Stockholm, då XPS-plattorna i Stockholmsområdet sannolikt inte kommer i kontakt med vatten (se avsnitt 2.1). En annan studie visar på avgång av HBCD från HBCD-behandlade textilier i samband med tvätt, vilket inte heller är relevant för denna studie (se resonemanget i avsnitt 2.5.3).

Bromindustrin har nyligen låtit undersöka avgång av HBCD till luft från XPS, både experimentellt och med modellsimuleringar. Simuleringarna visade på exponentiellt avtagande emissioner över tiden (M Klatt, BASF, pers. komm.). En med tiden exponentiellt avtagande emission är ett rimligt antagande om man beaktar att HBCD måste diffundera genom polymeren mot ytan. Diffusionsavståndet kommer att öka med tiden i och med att HBCD utarmas i ytskiktet. Studien omfattar dock endast ett fåtal mätningar, och dessa indikerade lägre emissioner än modellberäkningarna. Mätningarna

pågick under 30 dagar och detektionsgränsen var 5 ng (M Klatt, BASF, pers. komm.). Det är dock möjligt att längre mätperioder krävs för att kunna detektera så långsamma emissioner. Resultaten från denna studie är ännu ej publicerade, och för närvarande pågår en diskussion om hur dessa skall tolkas. En värstafallsuppskattning gjordes i samband med bromindustrins emissionsstudie, vilket resulterade i en total emission på 1.8 kg/år för hela Västeuropa (M Klatt, BASF, pers. komm.). När det gäller avgång av HBCD till luft från andra produkter, finns i nuläget inga motsvarande mätningar gjorda.

Avgång av HBCD från produkter till andra media, t ex mark, har inte studerats experimentellt. Bromindustrins branschorganisation hävdar att läckage till mark från XPS-plattor är osannolikt, dels p g a tjockleken på XPS-materialet och att diffusion inom polymeren är hastighetsbegränsande, dels därför att materialet vanligtvis inte är i kontakt med strömmande medium, såsom vatten eller luft. Emission till mark kan inte heller valideras, då mätdata från mark i Stockholm saknas. Höga halter uppmättes i mark utanför en XPS-producerande industri (Sternbeck et al., 2001), men dessa halter härrör sannolikt från en lokalt betingad hög atmosfärisk deposition, snarare än från diffust läckage från produkter.

Förutom de diffusiva emissioner som diskuterats ovan är det även möjligt att HBCD kan spridas partikulärt, genom slitage följt av avlossning av partiklar från t ex XPS. Detta skulle kunna leda till en snabbare spridning i och med att dessa partiklar lättare kan transporteras med t ex vatten och även virvla upp i luften. Diffusionshastigheten av HBCD från sådana partiklar skulle möjligen kunna vara högre än från hela XPS-plattor då den totala ytan ökar och diffusionsavståndet minskar. Materialet är dock detsamma, och i denna studie antar vi att eventuell HBCD i partiklar avgår med samma hastighet som från XPS-plattor, dvs de ingår i beräkningen om emission från XPS. Detsamma gäller eventuell partikelspridning för andra material.

Som helhet är antalet emissionsstudier för samtliga recipientmedia mycket få. Generella emissionsfaktorer för organiska flamskyddsmedel från plast har tagits fram på uppdrag av UK Environment Agency (1998). Där rekommenderas emissionsfaktorer för produkter i användning motsvarande 0,05 % per år till luft och 0,7 % per år till övriga media. I brist på experimentellt erhållna emissionsfaktorer för mark, och med anledning av de osäkerheter som fortfarande föreligger angående diffus emission till luft (se ovan) har dessa emissionsfaktorer använts i föreliggande studie. Dessa bör betraktas som preliminära, av de anledningar som nämnts ovan. De nya resultat som tagits fram av bromindustrin bäddar för en ny diskussion om emissionsfaktorers storlek och tidsberoende. För textilier känner vi inte till några emissionsfaktorer. Eftersom de aktuella textilierna är syntetiska polymerer antar vi att emissionsfaktorerna för plaster även är giltiga för textilier.

### 3.2 Emission till luft

Materialflödesanalysen indikerar att luft är huvudsakligt emissionsmedium för samtliga varugrupper, med undantag för XPS, där emission även beräknas kunna ske till mark. Under antagande om 0,05% HBCD avgång per år (UCD draft, 1998) samt den fördelning mellan recipientmedia som anges i Tabell 3 blir den totala avgången till luft **25 kg/år** (14 - 48 kg) uppdelat i 7 kg (5,8 – 8,4 kg) från XPS, 1,75 kg (0,7-4,2 kg) från EPS, 12,9 kg (6,8-24,4 kg) från bilklädslar och 3,2 kg (0,94-10,9 kg) från övriga textilier.

### 3.3 Emission till vatten

Emissioner till vatten inom Stockholms stad antas vara försumbara, då eventuella utsläpp till detta medium framför allt antas ske vid tvätt av textilier, varvid genererat avfallsvatten leds till reningsverk vars utlopp ligger utanför det modellerade området (se avsnitt 5).

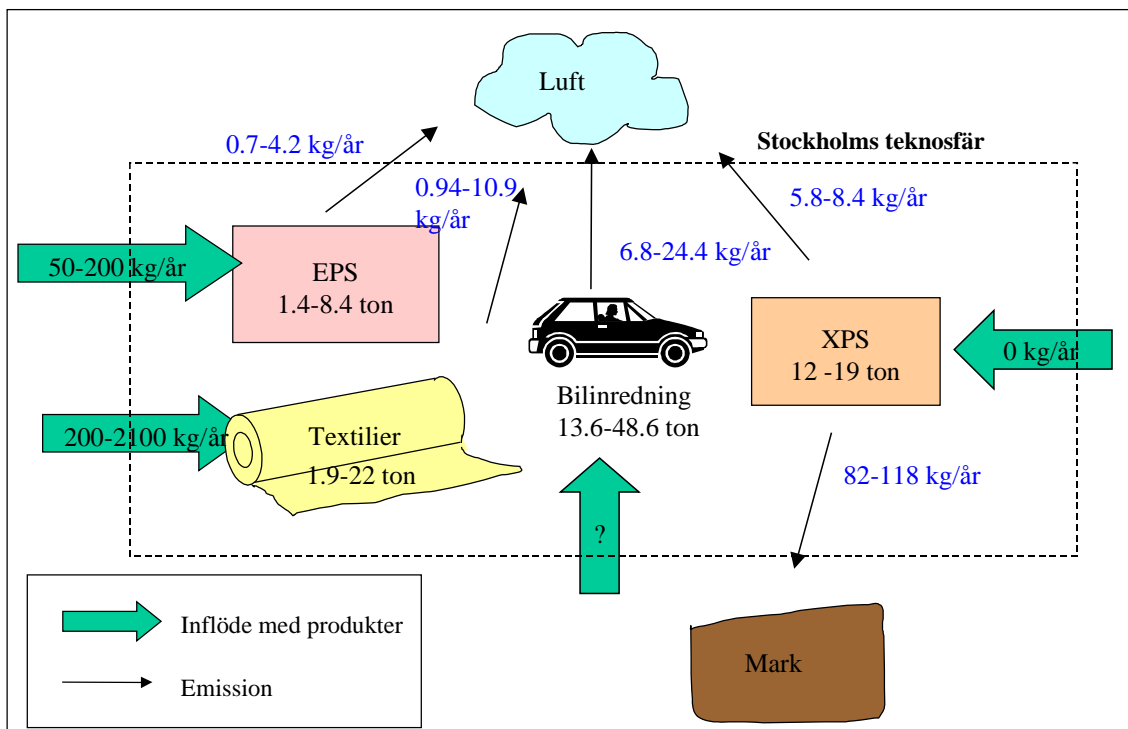
### 3.4 Emission till mark

Emission av HBCD till mark antas framför allt ske genom läckage från isolerande XPS-plattor till omgivande mark. Uppskattningsvis **98 kg** (82-118 kg) per år beräknas emitteras hit, baserat på 0,7 % årlig avgång till mark. Det skall dock betonas att denna emission företrädesvis antas ske till mark som ligger i industriella områden, dvs under tex byggnader och vägar. I den modell som används för att beräkna den vidare spridningen av HBCD definieras mark som den mark där ingen bebyggelse förekommer, vilket framförallt motsvaras av områden på Kungsholmen och Norra Djurgården. I dessa områden torde emissionerna av HBCD direkt till mark vara försumbart låga. Dessa definitionsskillnader kan leda till att de halter som uppskattas för mark snarare är representativa för bebyggd mark än för den mark som inkluderats i modellen. Det låga ångtrycket hos HBCD medför dock att detta fel ej bör få någon större effekt på halterna i övriga media.

## 4 Sammanfattning – materialflöden och emissioner

I Figur 2 visas de sammanlagda resultaten från materialflödesanalysen samt emissionsuppskattningarna. Det skall betonas att framför allt emissionsuppskattningarna är förknippade med stor osäkerhet med anledning av att de emissionsfaktorer som använts är mycket osäkra. Det är dock relativt väl underbyggt att de största förråden av HBCD i Stockholm är XPS-plattor samt bilklädslar. Därutöver kan även övriga textilier

utgöra ett stort bidrag. Störst emission beräknas ske från XPS till mark, men ytterligare emissionsstudier i denna matris krävs innan denna uppskattning kan verifieras.



Figur 2. Förslag på möjligt flödes- och emissionsscenario av HBCD i produkter i Stockholmsområdet, baserat på materialflödesanalys och emissionsuppskattningar.

## 5 Uppträdande i miljön

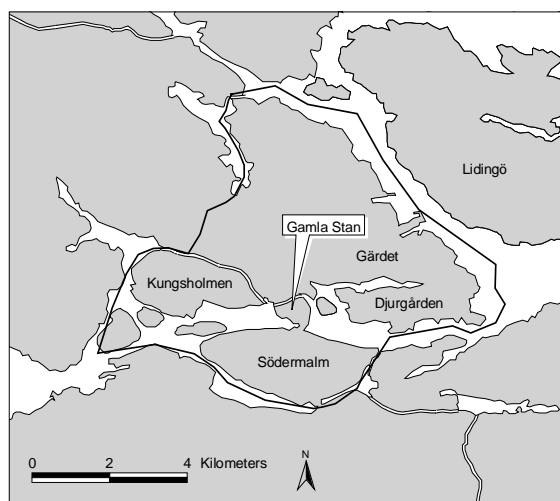
Materialflödesanalysen i föregående steg ger svar på i vilka produkter samt processer HBCD företrädesvis förekommer och var utsläpp är troliga. Utsläppen har kvantifierats med hjälp av emissionsfaktorer och årliga emissioner har uppskattats. MFA:n säger dock ingenting om var ämnet tar vägen när det väl släppts ut, hur det transporteras från t ex mark till luft och vatten och hur mycket som transporteras ut ur regionen. En typ av verktyg som ökar i popularitet för att uppskatta sådana flöden är sk fugacitetsmodeller (Mackay, 2001). Fugacitetsmodeller beskriver miljön på förenklat vis i form av homogena "boxar", eller "fördelningsrum" där varje fördelningsrum representerar ett visst medium. Den basuppsättning av fördelningsrum eller medium som man vanligtvis utgår ifrån är luft, vatten, mark och sediment. Därifrån kan sedan finare indelningar göras, t ex sötvatten respektive havsvatten, likväl som andra medium såsom t ex vegetation eller annan biota. I princip kan hur många fördelningsrum som helst inkluderas, förutsatt att de beskrivs på ett adekvat sätt. Med utgångspunkt från ett ämnes egenskaper och emissioner kan man med dessa modeller beräkna vart ämnet sannolikt



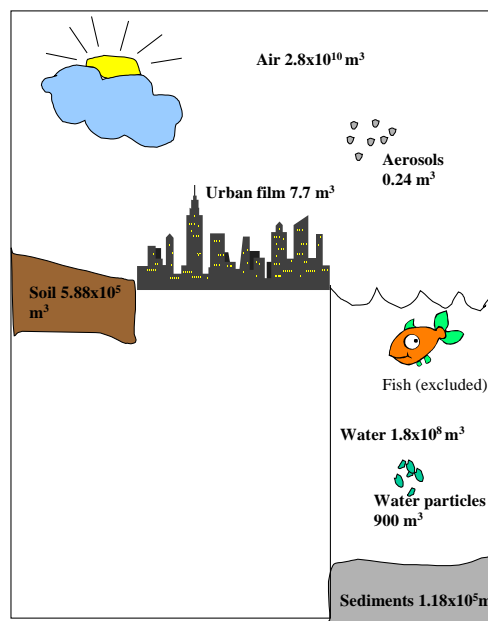
kommer att ta vägen, hur det transporteras, hur länge det kommer att finnas kvar i området samt vilka halter som kan förväntas i olika media. Beräkningarna sker med hjälp av massbalansekvationer, där grundprincipen är att lika mycket som går in i en box också går ut (när steady state har uppnåtts), antingen genom nedbrytning eller genom passiva transportprocesser.

I syfte att uppskatta spridning och fördelning av HBCD i centrala Stockholm, har vi använt oss av fugacitetsmodellen CeStoc (Palm, 2001). CeStoc är en fugacitetsmodell av nivå III (steady state, icke jämvikt) uppbyggd enligt Mackay's principer (Mackay, 2001). Modellen innefattar totalt fem media; luft, vatten, mark, sediment samt en tunn organisk hinna som täcker alla hårda ytor i en stadsmiljö. Modellen är parameteriserad till centrala Stockholms miljöbetingelser och har tidigare använts för fluoranten samt för tre kongener av PBDE (Palm, 2001). Modellens uppbyggnad har beskrivits i detalj av Palm (2001). Figur 3 visar Stockholmsområdet såsom det definieras i modellen och Figur 4 visar de olika media som inkluderats samt volymen på dessa.

Det skall noteras att det finns en inneboende begränsning i CeStoc modellen i och med att den förutsätter steady state. Steady state innebär att in- och utflöden till modellområdet samt mellan de olika medierna har uppnått en konstant nivå, dvs ingen förändring sker över tiden. Ett sådant tillstånd kan uppnås om emissioner varit konstanta under en längre tid samtidigt som ämnets responstid i den specifika miljön är relativt kort, dvs den snabbt anpassar sig till nya betingelser. I detta projekt har vi inriktat oss på att klarlägga situationen som den ser ut idag, varför det är omöjligt att uttala sig om hur länge de uppskattade emissionerna varit av samma storlek. Det är sannolikt att en minskning i emissioner kan förväntas i och med att användningen minskar i Sverige, vilket kan leda både till minskat inflöde och minskningar i direkta emissioner. Några bevis för detta finns dock inte. Ett annat sett att avgöra om steady state har uppnåtts är att jämföra uppmätta koncentrationer i olika media över flera år. Om dessa är konstanta är steady state trolig. Vi saknar dock sådana data för HBCD.



Figur 3. Karta över Stockholmsområdet såsom det definieras i fugacitetsmodellen CeStoc. Den heldragna linjen visar modellgränserna (Figur från Palm, 2001).



Figur 4. Beskrivning av vilka media som ingår i CeStoc-modellen (Figur från Palm, 2001).

I föreliggande studie har vissa modifieringar av CeStoc gjorts, vilka beskrivs nedan.

- Temperaturkorrigering för fysikalisk-kemiska egenskaper med hjälp av van't Hoff's ekvation. Eftersom Stockholms medeltemperatur är 7,5°C är denna korrigeringsprocedur högst relevant då egenskaper i allmänhet mäts vid 25°C.
- Nedbrytningshastigheten i urban film har satts till 0,625×nedbrytningshastigheten i luft enligt Diamond et al. (2001).
- En osäkerhetsanalys har genomförts med hjälp av mjukvaran Crystal Ball (Decisioneering, Storbritannien). Osäkerhetsintervall har ansatts för samtliga ingångsparametrar. Se avsnitt 5.1.1.

## 5.1 Indata

De indata som krävs för modelleringen är förutom uppgifter om miljöegenskaper för den aktuella regionen även egenskaper för ämnet, uppgifter om halter i inkommande luft och vatten, samt emissionsuppskattningar.

Tabell 4 visar fysikalisk-kemiska egenskaper för HBCD, samt de konfidensfaktorer som ansatts (se avsnitt 5.1.1). Nyckelparametrar vid användning av denna typ av modeller är halveringstider för nedbrytning i olika media. I första hand bör sådana värden baseras på

experimentella studier, där ämnet i fråga tillsätts det aktuella mediet och nedbrytning sedan följs genom mätningar vid olika tidpunkter. Tillförlitliga och allmängiltiga nedbrytningshastigheter saknas för merparten av alla kemikalier, varför man är hänvisad till teoretiska uppskattningar.

Olika sätt att uppskatta halveringstider för organiska ämnen har beskrivits i Boethling & Mackay (2000). Liksom ofta är fallet för nya ämnen, saknas enligt vår vetenskap experimentella data på halveringstider av HBCD. Av denna anledning har halveringstider uppskattats med hjälp av mjukvaran EPIWIN (Syracuse Research Corporation, 2002), som är baserad på struktur-aktivitetssamband för olika molekyler.

En lista på miljöparametrar med konfidensfaktorer för Stockholm återfinns i Appendix 2. För närmare detaljer om dessa, se Palm (2001).

Tabell 4. Fysikalisk-kemiska egenskaper av HBCD samt ansatta konfidensfaktorer (se avsnitt 5.1.1)

Parameter	Värde	Konfidensfaktor
Molvikt (g/mol)	641.7	1
Vattenlöslighet (g/m <sup>3</sup> )	3.4×10 <sup>-3</sup> <sup>a</sup>	2
Ångtryck (Pa)	6.3 ×10 <sup>-5</sup> <sup>a</sup>	2
Log Kow	5.6 <sup>a</sup>	1.1
Smältpunkt (°C)	185 <sup>b</sup>	1.05
Halveringstider (h)		
Luft	170 <sup>c</sup>	3
Vatten	1700 <sup>c</sup>	3
Mark	17000 <sup>c</sup>	3
Sediment	55000 <sup>c</sup>	3
Urban film	106 <sup>d</sup>	3

<sup>a</sup> Antaget värde i EU:s riskbedömning, referenser anges däri (KemI, draft, 1999)

<sup>b</sup> Medianvärde av rapporterat intervall i EU:s riskbedömning, referenser anges däri (KemI, draft, 1999)

<sup>c</sup> Uppskattade halveringstider med EPIWIN

<sup>d</sup> Beräknat utifrån  $0.625 \times t_{1/2, \text{luft}}$  enligt Diamond et al. (2001)

Beräknade intervall på emission av HBCD till luft, vatten och mark ansattes som indata i modellen. När det gäller bakgrundsinflöden finns det få mätningar gjorda på halter av HBCD i luft och vatten. Sternbeck et al. (2001) uppmätte lufthalter om 0,25 respektive

0,028 ng/m<sup>3</sup> vid Aspvreten utanför Stockholm. Dessa halter är högre än i de övriga bakgrundsområden som studerades. Det högre värdet uppmättes vintertid och det lägre värdet på sommaren. För modelleringsändamål antogs ett medelvärde av dessa två om 0,14 ng/m<sup>3</sup> som inflödeskoncentration i luft, med en konfidensfaktor 2.

Inga mätningar av HBCD i vatten utanför Stockholm finns tillgängliga, varför bakgrundshalten i vatten ansattes till noll. Detta är dock en osäkerhetskälla i det totala flödesscenariot, då höga halter har uppmätts i utgående vatten från HBCD-industrier i Europa (De Poortere, pers. komm.), vilket antyder att vatten är ett möjligt transportmedium för HBCD.

### 5.1.1 Osäkerhetsanalys

För att få en bättre uppfattning om osäkerheten i modellresultaten, utfördes en osäkerhetsanalys med hjälp av Crystal Ball 2000 (Decisioneering, Storbritannien). De beräknade inputparametrarna kompletterades med s k konfidensfaktorer, vilka anger intervall där det faktiska värdet antas ligga. Varje parametervärde antogs vara lognormalfördelat. En 95 % konfidensfaktor p indikerar att 95 % av data ligger mellan 1/p samt p gånger medianvärdet. Känsligheten i utdata utvärderades sedan genom en analys av vilka osäkerheter i indata som framför allt påverkar variansen i utdata. Denna procedur av beskrivs i detalj av MacLeod et al. (in press).

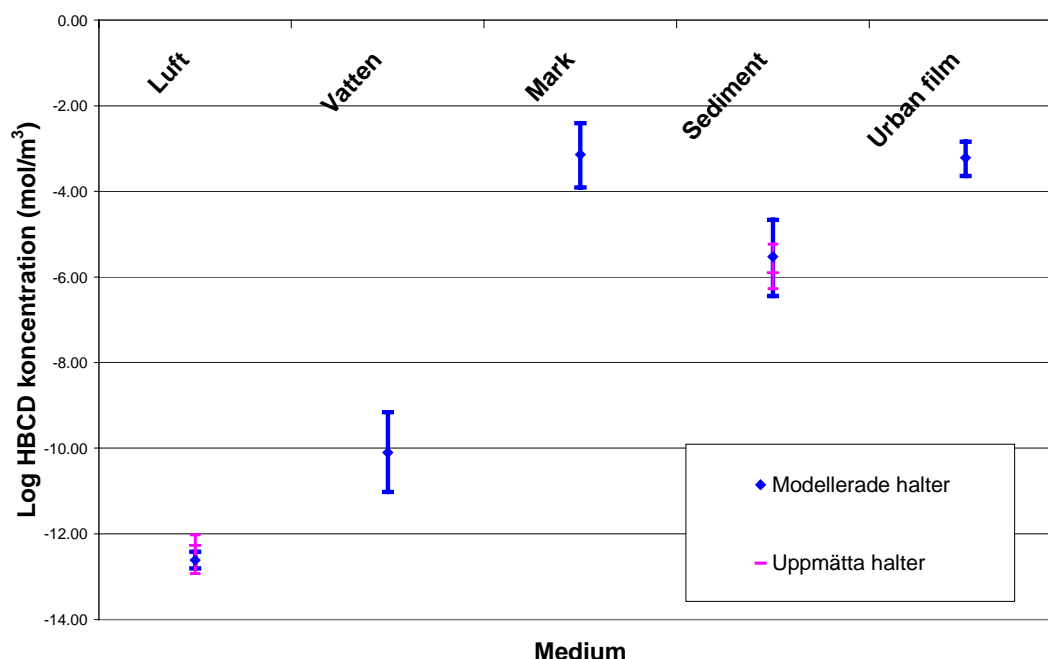
## 5.2 Resultat från modellering

### 5.2.1 Halter i miljön

Predikterade halter av HBCD i olika media i miljön framgår av Figur 5. Uppmätta halter av HBCD i luft samt sediment i Stockholm har inkluderats i figuren för jämförelseändamål. Som framgår av Figur 5 predikterar modellen halter i luft och sediment som stämmer väl överens med de mätningar som utförts i Stockholmsområdet. Detta tyder på att de emissionsuppskattningar och bakgrundsinflöden som beräknats utifrån materialflödesanalysen kan antas vara av rimlig storleksordning samt att modellen som använts väl beskriver Stockholms miljö. Modellen CeStoc har tidigare använts för en PAH samt för polybromerade difenyletrar, och visade även där relativt god överensstämmelse med mätdata (Palm, 2001).

När det gäller mark så är de predikterade halterna relativt höga (59-1900 µg/kg TS), vilket är i samma storleksordning som de halter som uppmätts invid en XPS-producerande industri i Norrköping, där halterna låg i intervallet 140-1300 µg/kg TS (Sternbeck et al., 2001). Detta kan jämföras med resultaten från en undersökning av slamgödsblad åkermark i Marks kommun, där HBCD i samtliga prov var <2 µg/kg TS utom i ett fall då halten uppmättes till 6 µg/kg TS (Ek, 2002). Det skall dock betonas att

mark, såsom den definieras i modellen CeStoc, huvudsakligen utgörs av grönområdena på Kungsholmen samt Djurgården (se Palm, 2001). De eventuella utsläppen av HBCD till mark antas framför allt gå till mark som ligger under bebyggd yta, dvs under vägar, byggnader mm. De halter i mark som predikteras av modellen gäller därför i första hand de koncentrationer som kan uppkomma under byggnader och annat konstruktionsmaterial. I jämförelse med resultaten från undersökningen i Marks kommun (Ek, 2002) är dock de predikterade värdena misstänkt höga, vilket kan tyda på en överskattning av emissioner till mark.



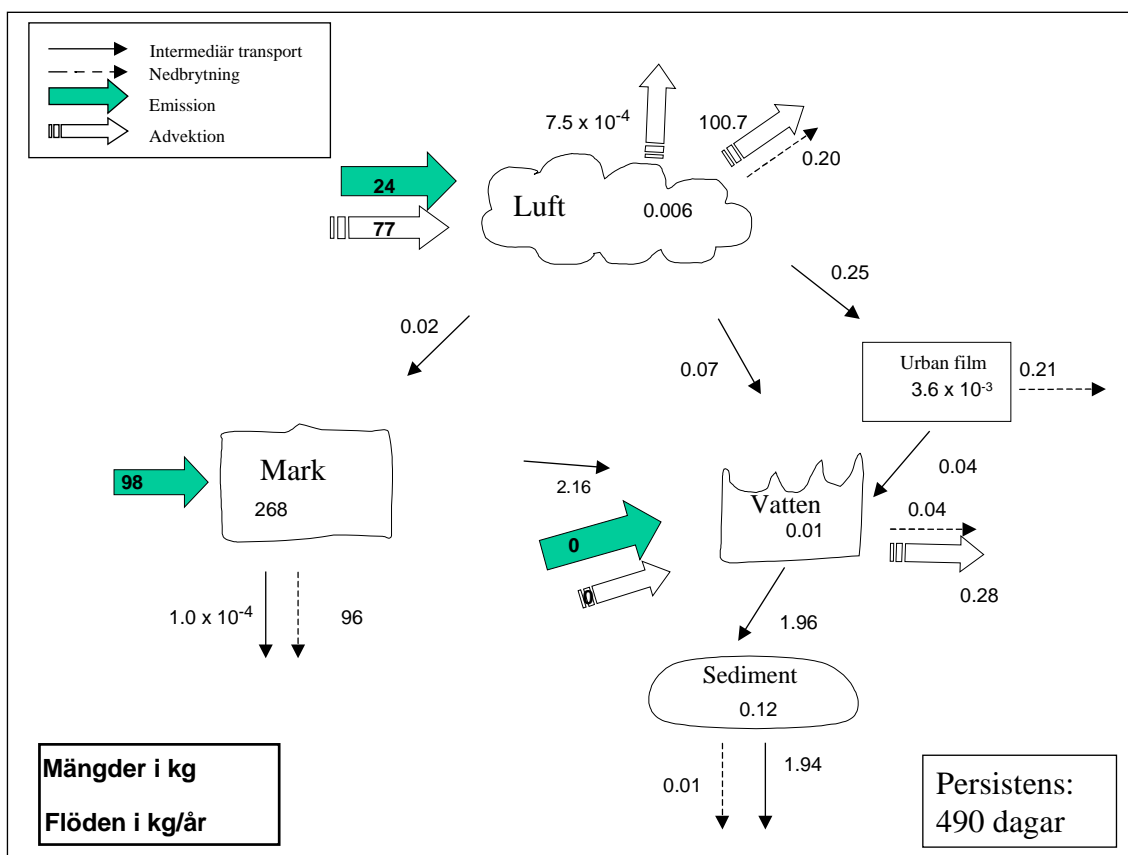
Figur 5. Medianvärden av HBCD-halter i olika media i Stockholm. Staplarna motsvarar 10e samt 90e percentilen för de modellerade värdena, min- respektive max-värden för de uppmätta.

## 5.2.2 Transporter och nedbrytningsprocesser

I Figur 6 visas de årliga transporter och nedbrytningshastigheter mellan olika media i Stockholm, som beräknats av CeStoc. Totala mängder i varje medium vid steady state anges också. Störst mängder hamnar vid steady state i mark, vilket kan relateras till antagandet om högst emissioner till mark. På grund av HBCDs låga ångtryck sker heller inget nettoflöde från mark till luft, utan en stor del uppskattas brytas ner i mark (96 kg/år). En viss andel beräknas också följa med markpartiklar ut till vatten (2,16 kg/år). Totalt sett uppskattas störst mängder gå till luft, dels genom emissioner från HBCD-lager i teknosfären, dels genom inflöde med luft utifrån. Av detta beräknas en överväldigande majoritet transporteras ut med luft igen, vilket sannolikt beror på den korta uppehållstiden av luft. Detta överensstämmer med studien av Palm (2001) där

majoriteten utsläppt PBDE beräknades transporteras ut ur Stockholm med luft. Trots att HBCD har lågt ångtryck är det tillräckligt högt för att medge uttransport med luft ut ur regionen.

HBCD försvinner ur systemet huvudsakligen genom advektion i luft, i andra hand genom nedbrytning i mark. Total mängd vid steady state uppskattas till 270 kg och uppehållstiden har beräknats till 490 dagar.



Figur 6. Beräknad fördelning och flöden mellan olika media i Stockholms miljö.

### 5.2.3 Potential för långväga transport

Med anledning av den höga andelen HBCD som beräknas transporteras ut ur Stockholm med luft, är det av intresse att undersöka potentialen för långväga transport. För att uppskatta denna använde vi oss av transportmodellen TaPL3 (Beyer et al., 2000) för att beräkna karakteristiska transportsträckor i vatten och luft (Tabell 5). TaPL3 modellen är en modell som framför allt är användbar för att jämföra olika ämnen. De beräknade transportsträckorna i luft respektive vatten, 2550 respektive 2600 km, bör inte tolkas i alltför konkret mening. I jämförelse med välkända långlivade föreningar som hexaklorbensen och lindan, är dessa sträckor ganska korta, men HBCD uppskattas ändå

transporteras betydligt längre än polybromerade difenyletrar (Tabell 5), vilka har uppmätts i Arktis (Alaee et al., 1999).

Tabell 5. Beräknade transportsträckor (km) i luft och vatten för HBCD i jämförelse med andra ämnen. Beräkningarna har utförts med TaPL3 modellen (Beyer et al. 2000)

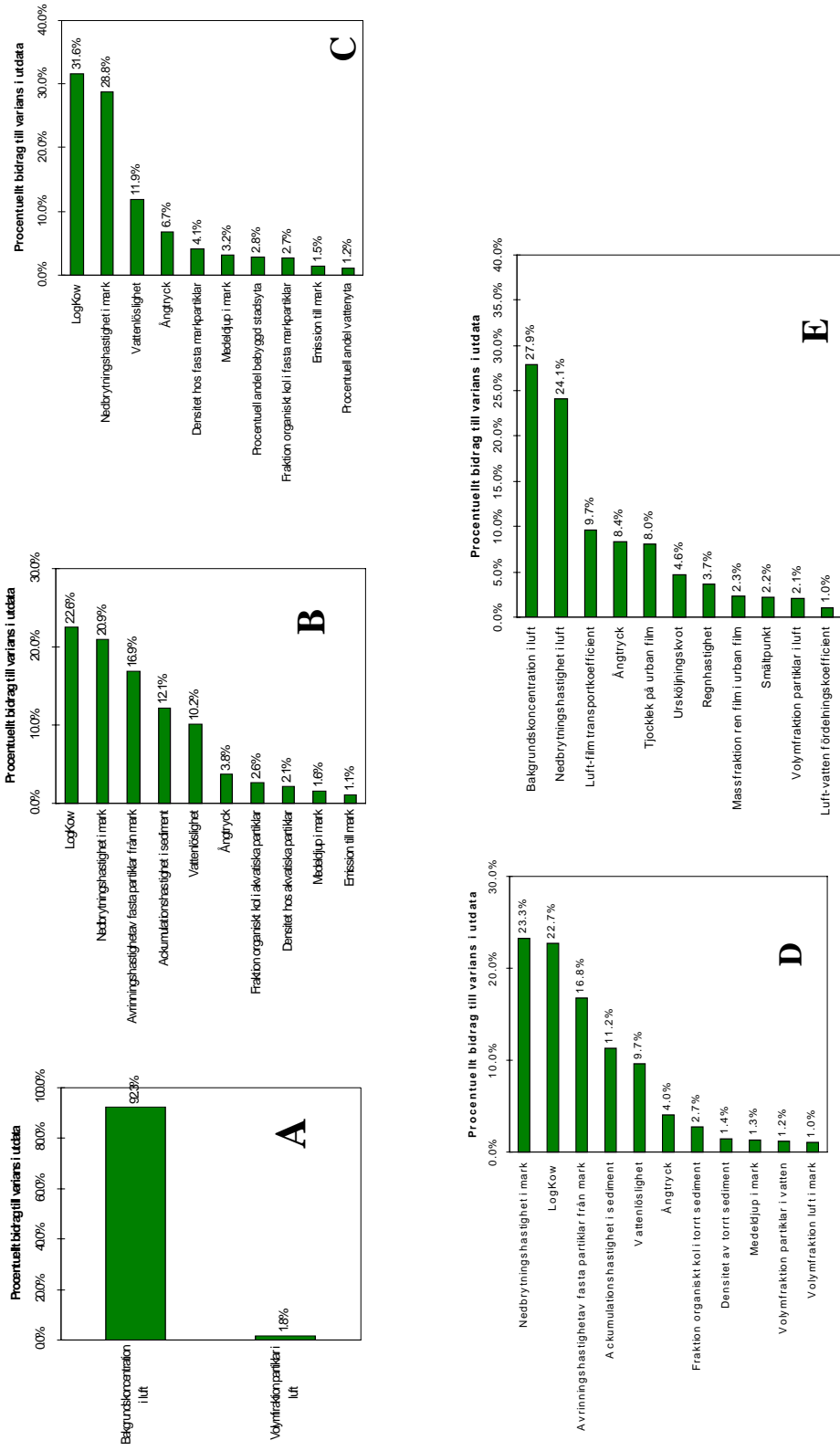
Ämne	Luft	Vatten
HBCD <sup>a</sup>	2550	2600
Difenyleter <sup>b</sup>	550	1600
BDE 47 <sup>b</sup>	1200	1300
BDE 99 <sup>b</sup>	580	1100
BDE 209 <sup>b</sup>	480	1000
HCB <sup>c</sup>	110000	2600
tetra – PCB <sup>c</sup>	8900	2900
$\alpha$ -HCH (lindan) <sup>c</sup>	12000	14000

<sup>a</sup> Denna studie; <sup>b</sup> Palm et al., 2002; <sup>c</sup> Beyer et al., 2000

#### 5.2.4 Osäkerhetsanalys

Med hjälp av mjukvaran Crystal Ball (Decisioneering, Storbritannien) gjordes en uppskattning om vilka osäkerheter i indata som huvudsakligen bidrar till variansen i utdata. Figur 7 visar hur olika inparametrar inverkar på fugaciteten i luft, vatten, mark, sediment och urban film. Som framgår av figuren är det för luft och urban film framför allt osäkerheten i bakgrundskoncentrationen i luft som påverkar osäkerheten i resultaten. Osäkerheten i denna parameter beror framför allt på det låga antal mätningar som gjorts runt Stockholmsområdet. För vatten, mark och sediment är de dominerande inparametrarna  $\log K_{OW}$  samt nedbrytningshastighet i mark. Osäkerheten i  $\log K_{OW}$  bör gå att komma åt genom fler experimentella studier av denna egenskap medan nedbrytningshastigheten i mark är svårare att studera eftersom markegenskaper skiljer sig starkt mellan olika platser. Osäkerheten i emissioner har relativt liten betydelse för variansen i utdata. Det innebär dock inte att emissionsparametrarna är oväsentliga för resultaten. Lägre emissioner genererar betydligt lägre halter. Diagrammen skall istället tolkas så att även om emissionerna bestäms exakt, kommer de beräknade koncentrationerna uppvisa lika stort osäkerhetsintervall, till följd av osäkerheten i andra parametrar, men den totala storleksordningen på de beräknade koncentrationerna påverkas av storleken på emissionsuppskattningarna.

Hexabromcyklododekan (HBCD) i Stockholm – modellering av diffusa emissioner. IVL rapport B1465



Figur 7. Procentuellt bidrag av olika parametrar i indata till variansen i utdata för fugacitet i A) luft, B) vatten, C) mark, D) sediment, E) urban film



## 6 Diskussion

I denna region förekommer HBCD huvudsakligen i bilklädslar samt i XPS-plaster, men även andra textilier beräknas innehålla en betydande del. Den största emissionen har beräknats ske från bilklädslar till luft, samt från XPS till mark. Bakgrundsinflödet av HBCD i luft har uppskattats till ca 77 kg/år vilket är ca 3 gånger högre än den beräknade emissionen till luft.

Av den totala mängd HBCD som släpps ut i Stockholm samt tillförs via luft från angränsande områden transporteras en stor del ut från regionen via luft (101 kg/år). Enligt modellberäkningarna bryts en stor andel också ner i mark varje år (96 kg), men här föreligger stora osäkerheter på grund av bristen på experimentellt bestämda halveringstider.

Den totala mängden HBCD i Stockholms yttre miljö uppskattas till 270 kg då steady state har uppnåtts. Inflödet med varor och produkter har dock minskat väsentligt till följd av minskad användning av HBCD, och i takt med att HBCD-innehållande produkter byts ut kommer den ackumulerade mängden att avta. Vissa produkter har dock lång livslängd, t ex XPS. På längre sikt lär därför den totala mängden HBCD i Stockholms miljö minska. Enligt CeStoc modellen är den totala uppehållstiden av HBCD i Stockholms yttre miljö ca 490 dagar.

En stor andel HBCD uppskattas transporteras ut ur Stockholm med luft. Det innebär att HBCD som släpps ut i Stockholm kan bli föremål för långväga transport. På motsvarande sätt kan halterna i Stockholm påverkas av långväga transport. En transportmodell indikerade att HBCD kan transporteras längre sträckor, dvs är mer persistent i luft, än t ex polybromerade difenyletrar, vilka uppmätts i Arktis. Denna hypotes stöds av resultaten från den svenska screeningstudien (Sternbeck et al., 2001) där HBCD uppmättes i Pallas i norra Finland. Halterna var låga (2-3 pg/m<sup>3</sup>) men i samma storleksordning som från svenska västkusten.

Under studiens gång har ett antal svårigheter identifierats, vilka har försvårat möjligheten att dra definitiva slutsatser, men som också tydliggör hur komplext sambandet är mellan användning av ett visst ämne och dess förekomst i miljön. Allra tydligast syns svårigheten i att erhålla trovärdiga emissionsfaktorer för diffusa emissioner. Endast ett fåtal studier existerar på området, och allmänt accepterade emissionsfaktorer finns i nuläget inte att tillgå. Enligt bromindustrin är diffusa emissioner av HBCD till luft från plastpolymerer försumbara (M Klatt pers. komm.). Om detta vore sant så är det svårt att förklara de förhöjda halter som detekteras i urban miljö långt ifrån punktkällor (Sternbeck et al., 2001).

De emissionsfaktorer som här har använts är ursprungligen framtagna för andra plastadditiv, vars applikationsområden skiljer sig från de områden där HBCD används. Därför råder stor osäkerhet runt dessa. Trots det resulterar det erhållna emissionsscenario i halter och flöden som stämmer väl överens med uppmätta värden. Detta kan ses som ett stöd för de emissionsfaktorer som föreslagits för HBCD. Antagandet om utsläpp till mark och vidare transport via mark till vatten har dock inte kunnat verifieras, p g a bristen på data från mark och vatten. Bromindustrins branschorganisation menar att läckage från XPS-plattor till mark på grund av materialets utformning är osannolik (M Klatt, BASF, pers komm.). Vi vill därför reservera oss inför denna uppskattning och påpeka att bidraget till de detekterade sedimenthalterna eventuellt skulle kunna vara ett resultat av bakgrundsinflöde via vatten. Halterna skulle även kunna relateras till historiska emissioner eller inflöden, vilka är okända i nuläget. CeStoc-modellens uppbyggnad tillåter inte heller en sådan simulering, utan bör i så fall anpassas till dynamiska förhållanden.

Osäkerheten i bakgrundshalten i inkommande luft,  $\log K_{ow}$  och nedbrytningshastighet i mark är de parameterosäkerheter som framför allt bidrar till osäkerheten i utdata. Osäkerheten i emissioner påverkar variansen i utdata mindre, men en stor förändring i emissionsstorlekar skulle ändå få stor effekt på storleksordningen på koncentrationer och flöden som förutsägs av modellen.

## 7 Förslag till framtida studier

För att bättre kunna reda ut förhållandet mellan emissioner och inflöden är det angeläget att mäta halter av HBCD i vatten och mark. Inte minst är det viktigt att stärka uppskattningarna av långväga transport via luft och vatten i regionen. Halter i vatten bör mätas centralt i Stockholm, i Mälaren väster om Stockholm, samt utanför Stockholmsområdet i Östersjön. Markprover bör lämpligen tas både ifrån mark under eller i anslutning till XPS-isolerade byggnader eller vägar, samt i bakgrundsområden på Djurgården eller andra obebyggda områden. Ett sådant mätprogram skulle kunna bekräfta eller förkasta antaget om emission av HBCD till mark, vilket skulle komplettera flödesbilden avsevärt. Samtidigt bör ytterligare emissionsstudier utföras avseende avgång av HBCD till olika media från produkter i användning.

Rapporten har även belyst den stora bristen på kunskap om kemikaliers förekomst i produkter. En förbättrad kunskap inom det området är av vikt inte bara för att förbättra möjligheterna att bedöma spridningen i miljön av ämnen från diffusa källor, utan för att kunna förhindra att sådana utsläpp uppstår.

## 8 Slutsatser

- HBCD in Stockholm är huvudsakligen upplagrat i XPS-plattor, företrädesvis under byggnader, samt i bilklädslar. Även i vissa andra textilier förekommer HBCD i mängder som kan vara jämförbara med dem i ovan nämnda produkter.
- Tillförseln av HBCD med varor har minskat starkt under de senaste åren. Den ackumulerade mängden kan minska inom ca 5-10 år om användningen i bilklädsel upphör. De mängder som finns i XPS-plattor torde dock kvarstå under lång tid.
- Inga punktkällor har kunnat identifieras i Stockholm, varför emissioner av HBCD till Stockholms yttre miljö troligen enbart är av diffus karaktär. Emissioner har uppskattats med emissionsfaktorer, som dock måste betraktas som preliminära. Uppskattningarna indikerar att emission primärt sker till luft från bilklädslar och eventuellt till mark från XPS. Den senare uppskattningen är dock starkt ifrågasatt av bromindustrin.
- Bakgrundsinflödet via luft till Stockholm förefaller vara i samma storleksordning som de diffusa emissionerna till detta medium. Halterna i Stockholms miljö kan därför antas vara påverkade av långväga transport av HBCD. De diffusa emissioner som förekommer i Stockholm kan även ha betydelse för vidare atmosfärisk transport av HBCD.

## 9 Tack

Tack till Leif Bengtsson och Stellan Fischer på Kemikalieinspektionen, som bidragit med information om emissionsfaktorer av HBCD, samt kommit med värdefulla kommentarer på slutrapporten.

Studien har finansierats av Miljöövervakningen, Naturvårdsverket.

## 10 Referenser

Andersson Robert, Boråsväverier, personlig kommunikation

Alaee, M., Luross, J., Sergeant, D.B., Muir, D.C.G., Whittle, D.M., Solomon, K., 1999. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compounds* 40, 347-350.

Bengtsson Tor-Åke, Dow i Sverige AB, personlig kommunikation

Beyer, A.; Mackay, D.; Matthies, M.; Wania, F.; Webster, E. 2000. Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 34, 699-703.

Bratt Christer, Nordic Foam, personlig kommunikation

Brovik Björn, Saab, personlig kommunikation

Boethling R S., Mackay D. 2000. *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals*. Environmental and Health Sciences, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Crystal Ball Standard Version 5.2 Decisioneering Inc. UK

De Wit C. 2000. Brominated Flame Retardants. Naturvårdsverket Rapport 5065.

De Poortere Michel, BSEF, Belgien, Personlig kommunikation

Diamond M. L., Priemer D.A., Law N.L. 2001. Developing a multimedia model of chemical dynamics in an urban area. *Chemosphere* 44, 1655-1667

Edebjörk Ronny, Borgstena Sweden AB, personlig kommunikation

Ek A. 2002. Analys av åkermark i Marks kommun där det har spridits slam från Skene reningsverk under åren 1978-1984. Miljökontoret, Marks kommun. Kinna

EPIWIN estimation software: <http://esc.syrres.com/interkow/epi.htm> (March 4, 2002)

Göran Gudmunsson, Thermisol i Norrtälje, personlig kommunikation

Hallin Jan-Erik, Dow i Sverige AB, personlig kommunikation

Hansson Siv; Lst Västra Götaland, personlig kommunikation

Hedbrant J, Sörme L. 2001. Data vagueness and uncertainties in urban heavy-metal data collection, *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1:43-53

Johannesson Staffan, Volvo, personlig kommunikation

Karnehed Per, STO Scandinavia AB Linköping, personlig kommunikation

KemI. 1997. Chemicals in textiles. Rapport från Kemikalieinspektionen. Rapport 5/97

KemI 1999. Risk Assessment - Hexabromocyclododecane. Draft 5 March 1999.

Klatt Martin, BASF Tyskland, personlig kommunikation

Lassen C., Løkke S, Andersen L I. 1999. Brominated Flame Retardants – Substance Flow Analysis and Assessment of Alternatives, Danska Naturvårdsverket, Danmark

Ljung Carina, Lear, personlig kommunikation

Lohm U., Bergbäck B, Hedbrant J, Jonsson A, Svidén J, Sörme L, Östlund C. 1997. Databasen Stockhome. Flöden och ackumulation av metaller i Stockholms teknosfär, Linköpings Universitet, Vatten och Natur i samhälle, Tema V Rapport 25

Mackay D. 2001. Multimedia Environmental Models The Fugacity Approach. Second Edition, CRC Press, Boca Raton, USA

MacLeod M, Fraser A J, Mackay D. First-order analytical sensitivity and uncertainty analysis for chemical fate and bioaccumulation models. *Environ. Toxicol. Chem.* In press

Neuendorf Rolf, Stena Gotthard bilfragmentering, personlig kommunikation

Palm A. 2001. The Environmental Fate of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Centre of Stockholm – Assessment Using a Multimedia Fugacity Model. IVL B 1400.

Palm A., Cousins I., Mackay D., Tysklind M., Metcalfe C., Alae M. 2002. Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environ. Poll.* 117/2, 195-213. Publicerad på internet: <http://www.elsevier.nl/locate/envpol>, Januari 2002

Renner R. 2000. Increasing levels of flame retardants found in north American environment. *Environ. Sci. Technol.* 34, 452A-453A

Sellström U. 1999. Determination of some polybrominated Flame Retardants in Biota, Sediment and Sewage Sludge. Doktorsavhandling, Institutionen för Miljökemi och Institutet för Tillämpad Miljöforskning, Stockholms Universitet, Sverige

SLB-analys, 2002. <http://www.slb.mf.stockholm.se> (April, 2002)

Sternbeck J, Remberger M, Kaj L, Strömberg K, Palm A, Brorström-Lundén E. 2001. HBCD i Sverige – Screening av ett Bromerat Flamskyddsmedel. IVL B 1434

Svantesson Svante, Opel, personlig kommunikation

UK Environment Agency. 1998. Use Category Document. Plastic Additives. 1998.

## Appendix 1. Osäkerhetsberäkningar för HBCD-förrådet i XPS-plast (2.1.2)

Beräkning av total osäkerhet:

**Alternativ 1**

$$m_{\text{HBCD}} = (V_1 + V_2 + X_{\text{No}} \times V_2) \times C \times \rho, \quad (3)$$

där  $m_{\text{HBCD}}$  = total HBCD-mängd i XPS i Stockholm, övriga beteckningar framgår av Tabell 2.

$$V_3 = X_{\text{No}} \times V_2 \quad (4)$$

där  $V_3$  = Nordic Foams totala volym XPS.

$$\text{Total XPS-volym } V_{\text{tot}} = V_1 + V_2 + V_3 \quad (5)$$

$$m_{\text{HBCD}} = V_{\text{tot}} \times C \times \rho \quad (6)$$

Osäkerhetsfaktorn för Nordic Foams totala volym beräknas enligt ekvation (2):

$$f_{V_3} = 1 + \sqrt{(f_{X_{\text{No}}} - 1)^2 + (f_{V_2} - 1)^2} = 1 + \sqrt{(1,5 - 1)^2 + (1,2 - 1)^2} = \mathbf{1,54}$$

och osäkerhetsfaktorn för den totala volymen XPS beräknas enligt ekvation (1)

$$\begin{aligned} f_{V_{\text{tot}}} &= 1 + \frac{\sqrt{[V_1 \times (f_{V_1} - 1)]^2 + [V_2 \times (f_{V_2} - 1)]^2 + [V_3 \times (f_{V_3} - 1)]^2}}{V_1 + V_2 + V_3} = \\ &= 1 + \frac{\sqrt{[12000 \times (1,2 - 1)]^2 + [28000 \times (1,2 - 1)]^2 + [28000 \times (1,54 - 1)]^2}}{12000 + 28000 + 28000} = \mathbf{1,24} \end{aligned}$$

*Total osäkerhetsfaktor*

$$f_{m_{\text{HBCD}}} = 1 + \sqrt{(f_{V_{\text{tot}}} - 1)^2 + (f_C - 1)^2 + (f_\rho - 1)^2} = 1 + \sqrt{(1,24 - 1)^2 + (1,1 - 1)^2 + (1,1 - 1)^2} = \mathbf{1,28}$$

vilket ger det totala intervallet **12 000-19 000 kg**

**Alternativ 2**

$$m_{\text{HBCD}} = (V_1 + V_2) \times C \times \rho + X_{\text{St}} \times m_{\text{No}},$$

där  $(V_1 + V_2) \times C \times \rho = m_{\text{Dow}} = 8400 \text{ kg}$  och  $X_{\text{St}} \times m_{\text{No}} = m_{\text{No,St}} = 8700 \text{ kg}$

där  $m_{\text{HBCD}}$  = total HBCD-mängd i XPS i Stockholm, övriga beteckningar framgår av Tabell 2.

$$\text{Antag } m_{\text{DOW}} = (V_1 + V_2) \times C \times \rho$$

Osäkerheterna kan då beräknas enligt

$$f_{V_1+V_2} = 1 + \frac{\sqrt{[V_1 \times (f_{V_1} - 1)]^2 + [V_2 \times (f_{V_2} - 1)]^2}}{V_1 + V_2} = 1 + \frac{\sqrt{[12000 \times (1,1 - 1)]^2 + [28000 \times (1,1 - 1)]^2}}{12000 + 28000} = \mathbf{1,08}$$

$$f_{m_{\text{DOW}}} = 1 + \sqrt{(f_{V_1+V_2} - 1)^2 + (f_C - 1)^2 + (f_\rho - 1)^2} = 1 + \sqrt{(1,08 - 1)^2 + (1,1 - 1)^2 + (1,1 - 1)^2} = \mathbf{1,16}$$

$$f_{m_{\text{No,St}}} = 1 + \sqrt{(f_{X_{\text{St}}} - 1)^2 + (f_{m_{\text{No}}} - 1)^2} = 1 + \sqrt{(2 - 1)^2 + (1,1 - 1)^2} = \mathbf{2,005}$$

Total osäkerhetsfaktor:

$$\begin{aligned} f_{m_{\text{HBCD}}} &= 1 + \frac{\sqrt{[m_{\text{DOW}} \times (f_{m_{\text{DOW}}} - 1)]^2 + [m_{\text{No,St}} \times (f_{m_{\text{No,St}}} - 1)]^2}}{m_{\text{DOW}} + m_{\text{No,St}}} = \\ &= 1 + \frac{\sqrt{[8400 \times (1,16 - 1)]^2 + [8700 \times (2,005 - 1)]^2}}{8400 + 8700} = \mathbf{1,52} \end{aligned}$$

vilket ger det totala intervallet **11 000-26 000 kg**



## Appendix 2. Modellparametrar samt ansatta konfidensfaktorer till varje parameter.

Parameter	Value	Unit	Ref	Konfidensfaktor
Area	47	km <sup>2</sup>	A-M Hellsten pers. komm.	1
Procentuell vattenyta	25	%	A-M Hellsten pers. komm	1.25
Atmorsfärshöjd	0.6	km	C Johansson pers. komm.	2
Vattendjup	15	m	GFK 2000	1.5
Markdjup	5	cm	Halva värdet av Mackay (1991)	1.5
Sedimentdjup	1	cm	Mackay (1991)	2
Procentuell hårdgjord yta	50	%	GFK 2000	1.2
ISI (impervious surface index)	2.4		Beräknat (Palm, 2001)	1.5
Tjocklek på urban film	137	nm	Mittpunktsvärde från Diamond et al. 2 (2000)	
Avsköljningskonstant (urban film)	1.30E-03	h <sup>-1</sup>	Beräknat (Palm, 2001)	2
Volymfraktion partiklar i luft PM10	8.40E-12		Beräknat från SLB-analys (2001)	3
Volymfraktion partiklar in water	5.00E-06		Mackay (1991)	3
Volymfraktion luft i mark	0.2		Mackay (1991)	1.1
Volymfraktion vatten i mark	0.3		Mackay (1991)	1.1
Volymfraktion vatten i sediment	0.91		Beräknat från Östlund et al. (1998)	2
Massfraktion vätska i urban film	0.3		Diamond et al. (2000)	2
Uppehållstid luft	0.02	dagar	Beräknat (Palm, 2001)	2
Uppehållstid vatten	13.96	dagar	Beräknat (Palm, 2001)	2
Vattendensitet	1000	kg/m <sup>3</sup>		1.05
Densitet urban film	830	kg/m <sup>3</sup>	Diamond et al (2000)	1.5
Densitet luftpartiklar	1700	kg/m <sup>3</sup>	Diamond et al. (2000)	1.5
Densitet akvatiska partiklar	2400	kg/m <sup>3</sup>	Mackay (2001)	1.5
Densitet fasta partiklar i mark	2400	kg/m <sup>3</sup>	Mackay (2001)	1.5
Densitet fast material i sediment	2400	kg/m <sup>3</sup>	Mackay (2001)	1.5
Densitet partiklar i urban film	1700	kg/m <sup>3</sup>	Mackay (2001)	1.5
Fraktion organiskt kol i akvatiska partiklar	0.12	k/g/kg	Broman et al. (1994)	1.5
Fraktion organiskt kol in fast material i mark	0.068	kg/kg	Linde et al. (2001)	1.5
Fraktion organiskt kol i fast material i sediment	0.046	kg/kg	Östlund et al. (1998)	1.5
Fraktion organiskt kol in urban film	0.74	kg/kg	Diamond et al. (2000)	1.5
Luft-vatten MTC luftsidan	3	m/h	Mackay & Paterson (1991)	3
Luft-vatten MTC vattensidan	0.03	m/h	Mackay & Paterson (1991)	3
Diffusion till stratosfären	0.01	m/h	Mackay & Paterson (1991)	3
Regnhastighet	0.54	m/år	A-M Holst pers. komm.	3
Ursköljningskvot	200000		Mackay (2001)	3
Torrdepositionshastighet	0.72	m/h	Caffrey et al. (1998)	3

Luft-mark MTC	5	m/h	Mackay (2001)	3
Diffusionslängd i mark	2.5	cm	Mackay & Paterson (1991)	3
Molekylär diffusivitet i luft	0.04	m <sup>2</sup> /h	Mackay & Paterson (1991)	3
Molekylär diffusivitet i vatten	4.00E-06	m <sup>2</sup> /h	Mackay & Paterson (1991)	3
Avrinningshastighet vatten från mark	3.90E-05	m/h	Mackay & Paterson (1991)	3
Avrinningshastighet fast material från mark	2.30E-08	m/h	Mackay & Paterson (1991)	3
Vatten-sediment MTC	0.01	m/h	Mackay & Paterson (1991)	3
Diffusionslängd i sediment	0.5	cm	Mackay & Paterson (1991)	3
Depositionshastighet sediment	1.70E-06	m/h	Beräknat från Broman et al.(1994)	3
Resuspensionshastighet sediment	1.00E-07	m/h	UD <sub>x</sub> - UB <sub>x</sub>	3
Ackumulationshastighet sediment	1.60E-06	m/h	Beräknat från Östlund et al. (1998)	3
Luft-film MTC luftsidan	3	m/h	Antagande om att k <sub>AF</sub> = k <sub>AW</sub>	3
Film-vatten MTC	1.80E-10	m/h	TF×W (Diamond et al. manuskript)	3
Hastighet på läckage grundvatten	mark- 0.2	m/år	Keml (2000)	3
Vindhastighet	3.5	m/s	SLB-analys, 2002	1.1
Mdeltemperatur	7.5	°C	SLB-analys, 2002	1.1
Medellängd hårdgjord yta	200	m	Uppskattat (Palm, 2001)	1.5
Tjocklekskoefficient urban film	6		Diamond et al., 2000	1.1

## IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

### Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)  
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden  
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt  
IVLs hemsida: [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



---

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm  
Hälsingegatan 43, Stockholm  
Tel: +46 8 598 563 00  
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg  
Dagjämningsgatan 1, Göteborg  
Tel: +46 31 725 62 00  
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult  
Aneboda, Lammhult  
Tel: +46 472 26 77 80  
Fax: +46 472 26 77 90

[www.ivl.se](http://www.ivl.se)