

# Utsläpp från bränder till miljön

Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften

Denna rapport ingår i Räddningsverkets serie av forsknings- och utvecklingsrapporter.  
I serien ingår rapporter skrivna av såväl externa författare som av verkets anställda.  
Rapporterna kan vara kunskapssammanställningar, idéskrifter eller av karaktären tillämpad forskning.  
Rapporten redovisar inte alltid Räddningsverkets ståndpunkt i innehåll och förslag.

2002 Räddningsverket, Karlstad  
Risk- och miljöavdelningen  
ISBN 91-7253-164-9

Beställningsnummer P21-407/02  
2002 års utgåva

# Utsläpp från bränder till miljön

Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften

Per Blomqvist, Bror Persson och  
Margaret Simonson

SP Brandteknik, Borås

Räddningsverkets kontaktperson:

Karl-Erik Kulander, Miljö och kärnenergienheten, telefon 054 – 13 50 72



# Förord

Föreliggande studie har utförts på uppdrag av Räddningsverket. Syftet har varit att komplettera tidigare uppskattningar av utsläpp till atmosfären från alla bränder under ett år i landet. I detta arbete har de totala utsläppen av PAH (polycykliska aromatiska kolväten), VOC (flyktiga kolväten) och klorerade dioxiner studerats. År 1999 har valts som modellår för beräkning av den totala mängden av olika material som brunnit, vilket ligger till grund för uppskattningen av utsläppen.



# Innehållsförteckning

Abstract .....	7
Sammanfattning .....	9
<b>1. Bakgrund .....</b>	<b>11</b>
<b>2. Statistik över brandskador.....</b>	<b>13</b>
<b>3. Underlag för bestämning av emissionsfaktorer .....</b>	<b>17</b>
3.1 Organiska förbränningsprodukter .....	17
Dioxiner .....	17
PAH.....	20
VOC .....	20
3.2 Bakgrund till redovisade emissionsvärden, litteratursökning .....	21
Emissionsfaktorer, enskilda material .....	23
Emissionsfaktorer, objekt.....	29
<b>4. Uppskattning av totalutsläpp.....</b>	<b>33</b>
4.1 Mängd material i olika objekt .....	33
4.2 Totalutsläpp.....	35
<b>5. Potentiella bränder .....</b>	<b>37</b>
<b>6. Slutsatser.....</b>	<b>39</b>
<b>7. Referenser .....</b>	<b>41</b>
<b>8. Bilagor .....</b>	<b>45</b>
8.1 Modeller för toxicitetsviktning av dioxiner .....	45
8.2 Emissionsdata för dioxiner från UNEP .....	46





# Emissions from fires to the environment

## Emissions of dioxin, PAH and VOC to air

### Abstract

The amount of dioxins, PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) and VOC (volatile organic compounds) emitted from fires to the atmosphere per year has been estimated. The estimate is based on the number of fires in buildings, vehicles, waste and forest fires in Sweden in 1999. It is estimated that the total emission of dioxins from fires is in the range 0.5 - 1.4 g TEQ. The total emissions of PAH and VOC is in the ranges 2-12 ton and 13-200 ton, respectively.

The estimated emission of dioxins from fires approximately corresponds to the total emission from traffic or half the emissions from municipal waste combustion (Swedish data from 1993).

The fire statistics show that the amount of material combusted in building fires during a year is approximately 7500 ton, while that from forest fires is 2600 ton. Additionally, 2000 – 3000 ton is combusted in vehicle fires, fires in containers etc. The total amount of material consumed in fires in 1999 was somewhat lower compared to the estimate in the previous study from 1994. A probable explanation is a decrease in the number of fires between 1994 and 1999. However, the structure of the fire statistics has changed since 1994, which may have influenced the result. The new structure of the fire statistics prevented any reliable assessment of the underlying reasons for the differences between 1994 and 1999.

In addition to the more common types of fires during a year, individual large incidents may contribute significantly to the total emission. Such incidents include fires in municipal landfills or specific waste storage facilities (such as those for used tyres). An assessment of the consequences of such incidents has been made. This assessment implies that a large contribution to the emission of dioxins could be expected from fires in landfills and from fires in waste plastics (PVC) and tyres. Fires in deposits of wood chips and tyres are also significant potential sources of PAH and VOC.



# Sammanfattning

En uppskattning har gjorts av hur stora utsläpp till luften som kommer från bränder under ett år av dioxiner, PAH (polycykliska aromatiska kolväten), och VOC (flyktiga kolväten). Uppskattningen baserar sig på statistik av bränder i byggnader, fordon, sopor och skogsbränder i Sverige under 1999. Totalt uppskattas att utsläppen ligger i intervallen 0,5 - 1,4 g TEQ för dioxiner, 2 - 12 ton för PAH och 13 - 200 ton för VOC under ett år. De största bidragen avseende dioxiner kommer från brand i containers. Andra viktiga källor för utsläpp av dioxiner är brand i bostäder samt motorfordon. De största källorna till utsläpp av PAH och VOC är bränder i bostäder samt skogsbränder.

De beräknade utsläppen av dioxiner från bränder motsvarar ungefärligt det totala utsläppet från trafiken i Sverige eller hälften av utsläppen från sopförbränning (data från 1993).

Sammanställningen visar att mängden brännbart material som omfattas av brand i byggnader under ett år uppgår till cirka 7 500 ton, och från skogsbränder cirka 2 600 ton. Till detta kommer sedan 2 000 – 3 000 ton från bränder i fordon och bränder i soprum och sopcontainrar. Totala mängden material är något lägre för år 1999 än vad som tidigare beräknats för 1994 i en liknande studie. Den troliga orsaken till detta är att antalet bränder minskat från 1994 till 1999. Statistiken har också lagts om sedan 1994 vilket kan ha påverkat utfallet. Omläggningen av statistiken gör det inte möjligt att med säkerhet avgöra orsaken till skillnaderna mellan 1994 och 1999.

I tillägg till de vanligt förekommande bränderna under ett år kan enskilda större olyckor bidra med mycket större utsläpp än de normala. Sådana olyckor kan vara brand i deponier av olika slag. En uppskattning av utsläpp från sådana potentiella bränder redovisas. Det visar sig att de största bidragen när det gäller dioxin kommer från brand i avfallsupplag och från deponier av plast (PVC) och däck. Deponier av flis och däck är de största potentiella utsläppskällorna när det gäller PAH och VOC.

Nyckelord: bränder, utsläpp, dioxiner, PAH, VOC.



# 1. Bakgrund

Intresset i samhället för miljöfrågor ökar ständigt. Som en följd av detta skrev regeringen en miljömålsproposition (prop.1997/98:145) där bl a de 15 svenska miljömålen definierades. De nationella miljömålen som har störst relevans för Räddningsverkets arbete berör: frisk luft, grundvatten, levande sjöar och vattendrag, myllrande våtmarker, levande skog, hav i balans, god bebyggd miljö, giftfri miljö och säker strålmiljö. Bränder och då speciellt utsläpp från dessa, kan påverka huruvida man kan uppnå många av dessa mål.

Räddningsverket har med utgångspunkt från de nationella miljökvalitetsmålen föreslagit följande mål inom sektorn ”skydd mot olyckor”:

1. Minska antalet bränder och konsekvenserna av de bränder som inträffar.
2. Minska antalet olyckor med farliga ämnen och konsekvenserna av de olyckor som inträffar.
3. Minska antalet olje- och kemikalieutsläpp till havs och minska konsekvenserna av utsläpp.
4. Minska antalet och konsekvenserna av ras, skred, översvämningar och dammbrott.
5. Minska risken för och konsekvenserna av kärntekniska olyckor.

Av dessa mål handlar de första tre om utsläpp från olyckor och miljökonsekvenserna för dessa utsläpp. För att kunna minska detta behöver man ett underlag för uppskattning av nuvarande utsläpp som ett riktmärke för fortsatt arbete. Detta arbete kommer att beröra det första av dessa sektorsmål. Alla fem sektorsmål har tidigare behandlats översiktligt i en kartläggning som gjordes under första delen av 2001 <sup>1</sup>.

Långt innan propositionen om miljömål kom var betydelsen av bränder för miljön redan ett uppmärksammat område. Debatten kring ozonnedbrytande ämnen ledde redan 1987 till att Sverige skrev under Montrealprotokollet som stöd för avveckling av Halon-släckmedel. På senare tid har frågor kring betydelsen av flamskyddsmedel, deras nytta och miljöpåverkan, figurerat i miljödebatten. I detta sammanhang har inte minst betydelsen av utsläpp från bränder till luft och vatten varit viktig.

Redan 1995 initierade SRV en studie för att försöka kvantifiera utsläpp till luft av olika ämnen från bränder under ett ”typiskt” år i Sverige. Det arbetet <sup>2</sup> visade att utsläpp från bränder av vissa ämnen (t ex kolmonoxid och NO<sub>x</sub>) troligtvis var liten jämfört med andra källor (t ex stationära förbränningsanläggningar), medan utsläpp av andra ämnen (t ex partiklar och dioxiner) troligtvis var betydande. Då detta arbete gjordes saknades kvantitativ information om utsläpp från många typer av material och bränder varför man fick göra grova uppskattningar för vissa typer av utsläpp.

Sedan 1995 har mycket forskning bedrivits m a p mätning och kvantifiering av utsläpp från bl a typiska bostadsbränder <sup>3</sup>, brinnande trä <sup>4</sup>, brand i fordon <sup>5</sup> samt öppen förbränning av sopor <sup>6</sup>. Denna forskning har gjort att man nu kunnat uppdatera det tidigare arbetet med fokus på utsläpp av PAH, VOC och dioxiner, d v s de ämnen som man tidigare identifierat som särskilt viktiga ur miljösynpunkt vid utsläpp från bränder.

I föreliggande rapport görs en sammanställning av mängden utsläpp av PAH, VOC och dioxiner som bildas då olika material brinner. I sammanställningen har dessutom de vanligaste förekommande materialen i olika objekt som bostäder, industribyggnader etc tagits med. Totala mängden utsläpp från bränder har därefter uppskattats genom att utnyttja brandstatistik över antal bränder per år som tagits fram i samråd med Räddningsverket.

Det bör dock framhållas att det är förknippat med stora osäkerheter att uppskatta den totala mängden av olika material som brunnit under ett år baserat enbart på statistik. Till detta kommer osäkerheter förknippade med olika uppgifter om hur mycket utsläpp som bildas vid förbränning. Utsläppen redovisas därför med en undre och en övre gräns orsakat av spridningen i emissionsdata. En motsvarande kvantifiering av gränserna för spridningen i uppskattade materialmängder har inte kunnat göras. Det ligger också i sakens natur att det är närmast ogörligt att prestera noggranna uppskattningar av utsläpp från bränder eftersom det är omöjligt att i efterhand avgöra vilken förbränningseffektivitet som rått i olika delar av branden och därmed vilka emissionsdata som varit tillämpliga.

## 2. Statistik över brandskador

Statistik över bränder har under ett antal år sammanställts av bl a Svenska Brandförsvarsföreningen, Försäkringsförbundet och Statens Räddningsverk SRV. Den mest fullödiga statistiken i dag kan hämtas från den sammanställning som Räddningsverket publicerar årligen, se exempelvis <sup>7</sup> som gäller för år 1999. Detta år har valts som modellår i den här studien. Det har befunnits lämpligt att gå ett par år tillbaka i tiden för att all statistik för året skall vara bearbetad och rapporterad. Samtidigt bör modellåret inte ligga för långt bakåt i tiden så att det är möjligt att gå tillbaka och intervjua personer som fortfarande sitter inne med detaljer om de olika bränderna.

I Räddningstjänstens statistik som sammanställs av SRV delas bränderna in i två stora grupper, brand i byggnad och brand ej i byggnad. I Tabell 1 sammanfattas statistiken för åren 1996 – 1999.

Tabell 1 Statistik över bränder enligt SRV <sup>7</sup>.

År	Antal bränder i byggnad	Antal bränder ej i byggnad
1996	13 266	17 771
1997	12 290	18 773
1998	11 166	10 874
1999	11 186	14 388

Av tabellen framgår att antalet bränder i byggnader per år har avtagit sedan 1996 men att variationen i antalet bränder är liten jämfört med de osäkerheter som är förknippade med uppskattningen av de totala mängder material som omfattats av bränderna. Speciellt gäller det inflytandet från stora bränder som kan variera mycket från år till år, men som inte ändrar antalet bränder nämnvärt. När det gäller brand ej i byggnad kan man förvänta att antalet bränder varierar mycket beroende på exempelvis variationen av nederbörd från år till år.

För att kunna tjäna som underlag för en uppskattning av de totala mängder material av olika slag som brinner under ett år behöver statistiken brytas ner mer i detalj. Således finns det när det gäller brand i byggnad uppgifter om brandens omfattning, se Tabell 2. Bränderna är uppdelade i olika objektstyper som i sin tur är indelade i olika typer av byggnader för olika ändamål.

De olika slag av byggnader som ingår i de olika objektstyperna är för **Bostäder**: villor, radhus, lägenheter och fritidshus. För **Allmän byggnad**: byggnader för handel, sjukhus, åldrvård, teater, museum, biograf, kyrka, hotell, pensionat, elevhem, restaurang, danslokal, försvarsbyggnad, skola, fritidsgård, förskola, idrottsanläggning, förvaltningsbyggnad, och kommunikationsbyggnad.

**Industribyggnader** är klassificerade enligt, industrihotell, kemisk industri, livsmedelsindustri, metall/maskinindustri, textil/beklädnadsindustri, trävaruindustri, annan tillverkning, reparationsverkstad och lager.

Slutligen ingår i gruppen **Andra byggnader**: kraft/värmeverk, bensinstation, avfall/avlopp/renings-anläggningar, lantbruk (ej bostad), parkeringshus, tunnel, byggnadsplats, och rivningshus.

I ett stort antal fall av brandtillfällena har brandens omfattning varit mycket begränsad med förmodligen mycket små utsläpp till följd. Vid uppskattningen av de totala materialmängder som brunnit har därför endast de bränder som har haft en omfattning ”brand i ett rum” eller mer tagits med i beräkningarna. Antalet bränder med troligen ”stora utsläpp” redovisas på sista raden i Tabell 2. Övriga bränder tas upp som en restpost, detta gäller speciellt för brand i bostad där antalet bränder i startföremålet är stort till antalet.

Man kan konstatera att statistiken som redovisas enligt Tabell 2 är ett trubbigt verktyg när det gäller att uppskatta omfattningen på en brand. Således kan brand i ett rum gälla från brand i ett litet bostadsrum upp till brand i en lagerlokal på flera tusen kvadratmeter. Vidare ger statistiken ingen uppfattning om hur mycket av en byggnad eller brandkälla som är kvar efter att branden släckts. Mer detaljerade uppgifter kan i vissa fall hämtas från Räddningsverkets Informationsbank RIB som innehåller information från ett antal djupstudier som genomförts av brandutredare. Dessa utredningar genomförs dock enbart för speciella bränder som bedöms kunna ge information för det förebyggande brandskyddsarbetet.

För att med något större säkerhet kunna beräkna totala mängden material som omfattas av brand under ett år är Försäkringsförbundetets statistik ett värdefullt komplement. Men även här finns det stora osäkerheter. Försäkringsförbundet redovisar exempelvis när det gäller brand i bostäder totalskador. Här betraktas försäkringsobjektet som totalförstört och hela försäkringsbeloppet faller ut. Detta innebär dock inte med automatik att hela byggnaden brunnit upp. Enligt erfarenheter från Räddningstjänsten kan en stor del av byggnaden och därmed potentiellt brännbart material finnas kvar efter det att släckinsatsen avslutats. Men på grund av vatten- och rökskador kan den ekonomiska skadan vara avsevärt större än vad som svarar mot den mängd material som brunnit upp.



Tabell 2 Brandens omfattning i olika objekt vid brand i byggnader SRV<sup>7</sup>.

Omfattning	Allmän byggnad	Bostad	Industri	Annan byggnad	Annan obj. typ	Ej angiven
Branden släckt/slocknad	557	1053	302	63	68	20
Endast rökutv.	534	1 578	327	84	77	17
Brand i startföremålet	482	2 309	517	307	353	75
Brand i ett rum	184	854	125	94	125	15
Brand i flera rum	74	511	57	87	61	4
Brand i flera brandceller	24	94	22	43	15	4
Omfattning ej angiven	17	31	5	2	6	9
<b>Totalt under året</b>	<b>1 872</b>	<b>6 430</b>	<b>1 355</b>	<b>680</b>	<b>705</b>	<b>144</b>
Andel bränder med potentiellt ”stora” utsläpp	<b>299</b>	<b>1 490</b>	<b>209</b>	<b>226</b>	<b>207</b>	<b>32</b>

För att ytterligare förbättra uppskattningen av materialomfånget vid brand har därför Försäkringsförbundets statistik utnyttjats till att mera i detalj undersöka hur relationen varit mellan skadebelopp och verklig mängd brunnet material för gruppen stora bränder. Med stora bränder avses här brandskador större än 1.5 MSEK. Man kan därvid konstatera att det i vissa tillfällen förekommit skadeersättningar på mer än 100 MSEK men att större delen av dessa belopp varit knutna till följdskador och inte direkt till uppbrunnet material.

Från Försäkringsförbundets statistik kan man också konstatera att totala skadebeloppet för alla storskador i stort sett är oförändrat mellan 1994 då det var 1200 MSEK till 1999 då det var 1156 MSEK (löpande penningvärde). Fördelningen mellan brand i bostad och övriga bränder i byggnader är också i stort sett detsamma d v s 22 % år 1994 och 19 % år 1999.

När det gäller brand ej i byggnad utgör skogs- och gräsbränder tillsammans med brand i fordon de största utsläppskällorna. Av totalt 14 388 bränder under året förekom 8 918 i skog/mark och fordon. Här kan man notera en mycket stor restpost, 3097 bränder som inte kunnat hänföras till någon av de objekt som omfattas av statistiken. Igen kan man konstatera att statistiken ger en väldigt grov bild av utsläppen. När det gäller skogsbränder redovisas den areal som omfattats av branden men det finns inga uppgifter om hur stor del av skogsbeståndet som förstörts. De uppskattade mängderna material för skogsbränder har beräknats utgående från det totala skadebeloppet för alla

skogsbränder under 1999 som var 3.7 MSEK. Därefter har dessa mängder delats upp i proportion till typ av skogsbestånd och avbränd areal. Observera att skadebeloppet för skogsbränder är försumbart jämfört med skadebeloppen för brand i byggnad.

Vid brand i fordon är brand i personbilar dominerande. Enligt statistik från SRV förekom det under 1999 totalt 3558 bränder i personbilar och 631 i övriga vägfordon. Enligt Försäkringsförbundets statistik förekom det 1999 totalt 9038 skador med brand i fordon. Av dessa härrörde sig 6522 till personbilar. En rimlig bedömning av dessa siffror är att de antal bränder som finns med i Räddningsverkets statistik kan antas vara totalskador d v s i det närmaste total utbrunna fordon.

För gruppen brand ej i byggnad har ingen inventering utförts av ingående material, i stället baserar sig uppskattningen av utsläpp på direkta mätningar för respektive objektstyp (utom skogsbränder).

## 3. Underlag för bestämning av emissionsfaktorer

### 3.1 Organiska förbränningsprodukter

En brand är en form av okontrollerad förbränning. Till skillnad mot kontrollerad förbränning som t ex i en panna, där förbränningsförhållandena optimerats för att maximera energiutbytet och samtidigt ge en låg föroreningsgrad på utgående rökgaser, varierar de faktorer som styr branden mellan olika typer av bränder. Faktorerna som styr branden varierar dessutom ofta inom förloppet för en enskild brand. De faktorer som är speciellt viktiga för brandutvecklingen, och därmed också för sorten och mängden förbränningsprodukter, är bränsletyp, lufttillgång (ventilationsgrad) och brandintensitet (förbränningstemperatur). Bränsle- och inneslutningsgeometri styr till stor del de två sistnämnda faktorerna.

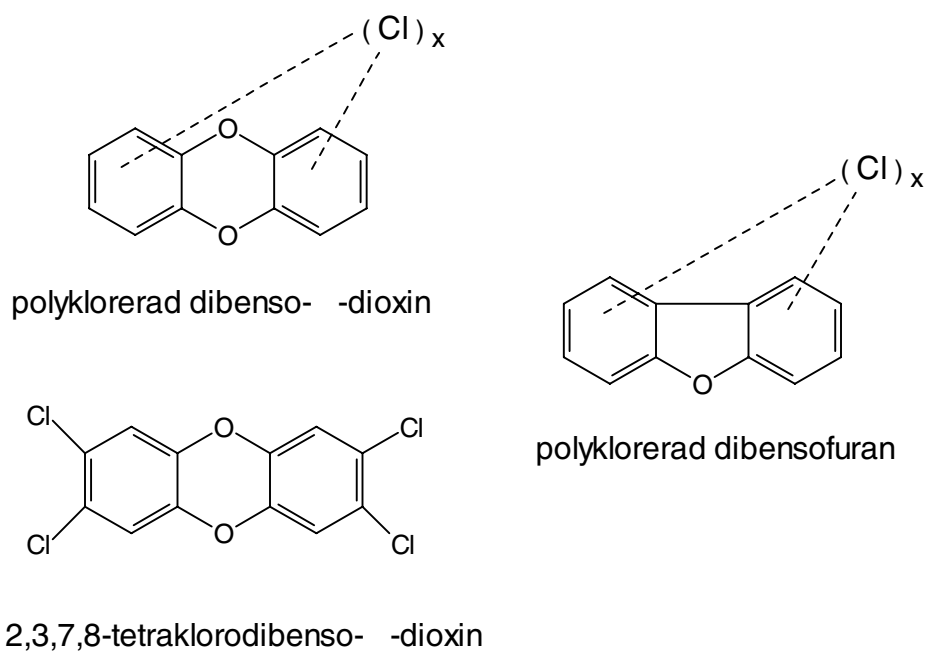
En välventilerad brand (god lufttillgång) ger en hög förbränningseffektivitet, d v s i ett fall där bränslet är ett rent kolväte bildas till största delen koldioxid och vatten som slutprodukter vid den exoterma reaktionen mellan bränslet och luftsytret. Välventilerade bränder ger vid försök i modellskala en förbränningseffektivitet på 60-80 %. Om ventilationsförhållandena försämras kan förbränningseffektiviteten sjunka kraftigt och en stor andel ofullständigt förbrända produkter bildas. De ofullständigt förbrända produkterna som bildas är kolmonoxid, kolväten och stoft.

De förbränningsprodukter som utreds specifikt i denna rapport tillhör gruppen oförbrända kolväten, och är ämnesgrupperna dioxiner, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och flyktiga kolväten (VOC). De två förstnämnda ämnesgrupperna förekommer i rökgasen till stor del bundet till stoft.

#### Dioxiner

Spårmängder av dioxiner kan hittas som föroreningar i de flesta delarna av vårt ekosystem. Denna grupp av ämnen anses allmänt vara ett stort miljöhot. Till skillnad mot andra miljögifter som t ex polyklorerade bifenyler (PCB) och polyklorerade pesticider som DDT, har dioxiner aldrig producerats avsiktligt. Istället bildas denna grupp av ämnen som en biprodukt vid ett antal olika industriella processer samt vid all typ av förbränning<sup>8</sup>.

Gruppen klorerade ”dioxiner” består av 75 kongener (besläktade ämnen) av polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och 135 kongener av polyklorerade dibensofuraner. Grundstrukturerna för dibenso-*p*-dioxiner respektive dibensofuraner är den samma, det som varierar mellan de olika kongenerna är antalet och det inbördes förhållande mellan substituerade kloratomer. Generella strukturformler för dibenso-*p*-dioxiner respektive dibensofuraner ges i Figur 1. Polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner brukar vanligen betecknas med förkortningen PCDD, motsvarande förkortning för gruppen polyklorerade dibensofuraner är PCDF.



Figur 1 Generella strukturformler för polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) och furaner (PCDF) samt strukturformel för 2,3,7,8-TCDD.

Det enskilda ämnet i PCDD/F gruppen som har visat sig vara det mest toxiska är den tetraklorerade kongenen 2,3,7,8-TCDD. Detta ämne har ett mycket lågt ångtryck, en hög smältpunkt och är i princip olösligt i vatten. Vidare är det termiskt stabilt upp till 700 °C, kemiskt stabilt, samt uppvisar en mycket låg biologisk nedbrytning. Ämnet kan tas upp i fettvävnad och dess egenskaper gör det biologiskt ackumulerbart. 2,3,7,8-TCDD är mycket toxiskt för vissa djur, och har uppvisar ett LD<sub>50</sub> på endast 0,6 µg/g kroppsvikt i försök med marsvin. 2,3,7,8-TCDD har även klassificerats som cancerogen för människa<sup>9</sup>. En annan känd effekt är s.k. kloracne, en allvarlig hudåkomma. Ämnesgruppens toxiska effekt på människa är dock till stor del fortfarande okänd.

Det har visat sig att samtliga PCDD/F kongener med klor substituerat till positionerna 2, 3, 7 och 8 är toxiska och har liknande egenskaper som 2,3,7,8-TCDD. De toxiska egenskaperna varierar dock inom denna grupp av 17 PCDD/F kongener.

Vanligtvis brukar man vikta redovisade haltvärden för enskilda kongener mot toxicitet relativt 2,3,7,8-TCDD. På så sätt kan uppmätta dioxinvärden redovisas som "TCDD-ekvivalenter" eller TEQ. För denna beräkning använder man sig av viktningsfaktorer, eller *Toxic Equivalence Factors (TEFs)*. Man kan i litteraturen finna TCDD-ekvivalenter beräknade enligt olika metoder. De mest vanligt förekommande metoderna för toxicitetsviktning av dioxiner redovisas i Bilaga 8.1. WHO-TEFs är den senast framtagna internationellt accepterade modellen<sup>10</sup>.

Då det inte alltid är möjligt att konvertera i litteraturen redovisade TCDD-ekvivalenter till t ex TCDD-ekvivalenter enligt WHO, redovisas dioxindata i denna rapport enligt vad som anges i källan. Detta har till följd att framtagna emissionsfaktorer samt beräknade utsläpp redovisas som TEQ, dvs TCDD-ekvivalenter utan någon specifik viktningsmetod angiven.

Reaktionsmekanismen och inverkan av olika faktorer vid bildandet av PCDD/F ämnen vid förbränning är komplicerad och inte helt klarlagd.

Alla mer omfattande studier har gjorts med inriktning på förbränning i olika typer av förbränningsanläggningar och endast begränsade studier har gjorts på bildningsmekanismer vid brand.

Studier visar att bildning av dessa ämnen i huvudsak sker genom sekundär bildning i ett lägre temperaturintervall (200 – 650 °C). Tre olika reaktionsvägar har föreslagits: *de novo* syntes på en kolyta, klorerings-/deklorerings reaktioner av klorerade organiska ämnen bildade genom högttemperaturreaktioner, och slutligen kondenseringsreaktioner av mindre organiska ”precursor” ämnen. Faktorer som temperatur, uppehållstid, förbränningsstökiometri, klorkoncentration, partikelförekomst och förekomsten av katalysatormetaller (Cu, Fe) har alla inverkan på utbytet av PCDD/F.

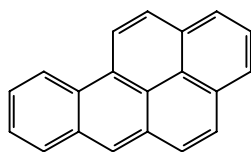
Betydelsen av bränslets klorinnehåll för bildandet av PCDD/F ämnen har varit mycket omdebatterat. Helt klart är förvisso att det krävs en klorkälla för bildandet av PCDD/F ämnen, men då även mycket låga PCDD/F halter är signifikanta kan normala bakgrundshalter av klor i olika bränslen vara tillräckligt.

Studier på förbränningsanläggningar har i många fall inte visat på något klart samband mellan bränslets klorhalt och PCDD/F emissioner. Lemieux et al.<sup>6</sup> förklarar detta med att andra i dessa fall mer avgörande parametrar dominerat och maskerat betydelsen av mängden klor i bränslet. Lemieux visar i en undersökning av rökgaserna från öppen sopförbränning att det finns ett starkt samband mellan mängden producerad PCDD/F och halten HCl respektive Cu i rökgaserna.

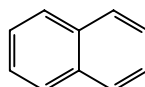
Vikelsøe et al.<sup>11</sup> förbrände 17 st rena kemikalier i en DIN-ugn och analyserade PCDD/F innehållet i rökgasen. Huvuddelen av dessa kemikalier var klorinnehållande pesticider. Man kunde här detektera PCDD/F ämnen i rökgaserna från samtliga kemikalier. Inget tydligt samband kunde ses mellan klormängden i bränslet och PCDD/F utbytet. Man såg dock att kloratomens bindning till den organiska strukturen hade en inverkan. I de flesta fall fick man ett högre utbyte för de kemikalier som hade klor bundet till en aromatisk struktur. Man detekterade PCDD/F även från två kemikalier som nominellt inte skall innehålla klor. Detta förklarade man med att det antingen var fråga om en kontaminering av klor i kemikalien, eller att förbränningsutrustningen var kontaminerad från tidigare provningar.

## PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är en komplex grupp av ämnen som består av två eller flera sammansatta aromatiska ringar. Det mest undersökta PAH ämnet är benso(a)pyren vilket i kroppen kan metaboliseras till en cancerogen form. Benso(a)pyrens toxicitet är ca 1/20 jämfört med det mest toxiska dioxinämnet 2,3,7,8-TCDD<sup>12</sup>.



Benso(a)pyren



Naftalen

Figur 2 Strukturformler för PAH ämnena benso(a)pyren och naftalen.

I brandgaser finner man ofta en komplex blandning av olika PAH ämnen där vanligen lättare PAH ämnet som t ex naftalen dominerar (se t ex Simonsen et al.<sup>3</sup>). Utbytet av PAH ämnen kan vara högt vid brand och därmed kan betydelsen av dessa ämnen vara stor från miljösynpunkt.

PAH ämnen kan bildas från mättade kolväten i rökgasen under syrefattiga förhållanden. Lätta kolväten, även inkluderande metan, kan fungera som "precursors" vid dessa reaktioner som kallas *pyrosyntes* och sker vid temperaturer överstigande ca 500 °C<sup>13</sup>. Tendensen för kolväten att bilda PAH ämnen genom pyrosyntes varierar med strukturen enligt: aromater > cykliska olefiner > olefiner > parafiner. Ett annat sätt för PAH ämnen att bildas är *pyrolysis*, d v s termisk sönderdelning av högre kolväten.

Ett problem vid sammanställning av emissionsfaktorer för PAH ämnen är att hitta jämförbara uppgifter från olika källor. I vissa fall har bara ett fåtal PAH ämnen analyserats och redovisats, i andra fall ett stort antal. Det optimala vore att göra en toxicitetsviktad redovisning av PAH ämnena på motsvarande sätt som har gjorts för dioxiner. Detta har inte gjorts i denna rapport, här redovisas enbart i litteraturen angivna ej viktade totalmängder.

Det har dock tagits initiativ för att införa system med *Toxic Equivalence Factors (TEFs)* även för PAH ämnen<sup>14</sup>. Här har benso(a)pyren faktorn 1,0. Naftalens TEF är 0,001. På grund av den varierade kvalitén på de resultat som redovisas i litteraturen är det dock svårt att tillämpa denna metod i efterhand.

## VOC

VOC står för *Volatile Organic Compounds* vilket på Svenska kan översättas till flyktiga kolväten. Definitionen på denna grupp av ämnen är inte entydig och bestäms i många fall av analysmetoden. WHO har grupperat flyktiga organiska ämnen enligt följande med hänsyn till kokpunkt:

VVOC – mycket flyktiga	< 0...50-100 °C
VOC – flyktiga	50-100...240-260 °C
SVOC – halvflyktiga	240-260...380-400 °C

De högre gränserna för min- och maxvärden gäller för polära ämnen.

VOC gruppen innefattar ett stort antal olika ämnen, exempel på några av dessa är bensen, toluen, styren, xylener, klorbensen etc.

En vanlig metod för mätning av VOC är provtagning med Tenax adsorbenttrör och efterföljande analys med gaskromatograf (GC) med masspektrometrisk (MS) identifiering och kvantifiering med flamjonisationsdetektor (FID). Vid denna typ av analys innefattar VOC resultatet opolära och måttligt polära kolväten i spannet  $C_5 - C_{18}$ . I vissa fall anges bestämningsintervallet i stället som ett kokpunktsintervall (50 – 320 °C). Det som kan komplicerar tolkningen av resultatet från sådana mätningar är dels att vissa ämnen som kan detekteras har ett lågt kvantitativt utbyte. Vidare att metoden sällan är kalibrerad för samtliga enskilda ämnen, då ett stort antal ämnen ryms inom mätintervallet. Istället kalibreras metoden mot ett ämne, t ex toluen, som har en detektorrespons vid FID detektion vilken ger en godtagbar kvantifiering av många ämnen. Detta gäller dock inte kolväten med t ex kloratomer i strukturen som har en betydligt lägre respons jämfört med toluen.

Ett annat sätt att mäta flyktiga kolväten är att använda sig av en totalkolvätesanalysator med FID detektion. Resultatet från en sådan mätning brukar anges som totalmängd oförbrända kolväten (THC). Ett sådant resultat är inte direkt jämförbart med ett VOC resultat, då det i THC resultatet ingår lätta kolväten som metan och även lätta PAH ämnen som naftalen i de fall dessa ämnen ingår i rökgasen. I många fall är det dock enbart THC resultat man finner i litteraturen.

VOC ämnen bildas vid förbränning både genom *pyrolys* och *pyrosyntes*. Mängden VOC ämnen som bildas vid brand kan vara hög, i storleksordningen några procent av det totala rökgasinnehållet. Det individuella VOC ämne som normalt förekommer i störst mängd är bensen. Bensen bildas t ex även vid förbränning av plaster som inte innehåller aromatiska strukturer<sup>15</sup>.

### 3.2 Bakgrund till redovisade emissionsvärden, litteratursökning

Den forskning som bedrivits avseende förbränningsprodukter från bränder har hittills huvudsakligen inriktat sig på bestämning av huvudkomponenter som  $CO_2$  och  $CO$  samt vissa giftiga gaser såsom  $HCN$ ,  $HCl$ ,  $HBr$ ,  $HF$ ,  $SO_2$  och  $NO_x$ . För vissa typer av produkter krävs mätningar av dessa ämnen för användning inom t ex sjöfartstillämpningar.

Mätningar av organiska förbränningsprodukter vid brand i olika produkter eller material ingår för närvarande inte i någon tvingande standardiserad provningsmetod. Vidare har forskningen inom detta område varit begränsad,

vilket har till följd att denna typ av data förekommer sparsamt i litteraturen, och att data saknas helt för många material/produkter.

Den största mängden av förekommande data gällande organiska förbränningsprodukter redovisas enbart kvalitativt, d v s detekterade ämnen anges. I vissa fall anges ett inbördes storleksförhållande, mer sällan redovisas resultaten kvantitativt, d v s som utbyten från förbränd mängd material. Levin har t ex gjort en sammanställning över ett stort antal organiska förbränningsprodukter från polymera material <sup>15</sup>, dessa resultat redovisas dock enbart kvalitativt. Andra exempel på undersökningar där enbart kvalitativa resultat redovisas, eller koncentrationsresultat redovisas utan koppling till förbränd mängd material, är mätningar från brandplatser eller brandförsök på stora objekt där rökgaserna inte kan samlas upp eller rökgasplymen är svår att kvantifiera.

Det finns dock undersökningar av varierande ursprung där organiska förbränningsprodukter har kvantifierats som utbyten från förbränd mängd bränsle. Inom EU-projekten STEP <sup>16</sup> och TOXFIRE <sup>17</sup> kvantifierades mängden oförbrända kolväten (THC) samt även individuella organiska förbränningsprodukter i både småskaliga och storskaliga brandförsök. Inom TOXFIRE projektet gjordes även mätningar av dioxiner i olika försöksskalor <sup>11</sup>. Materialen som undersöktes inom dessa projekt var främst rena kemikalier och speciell tonvikt var lagd på pesticider.

Data för den totala mängden oförbrända kolväten har sammanställs för ett stort antal material av Tewarson <sup>18</sup>, men även här saknas data för många vanliga byggmaterial.

Vidare finns ett mindre antal mer begränsade undersökningar publicerade, framförallt från försök utförda med småskalig provningsutrustning såsom konkalorimetern <sup>19</sup> och DIN-ugnen <sup>20</sup>.

Resultat finns också publicerade från brandförsök med större objekt som t ex TV-apparater <sup>3</sup>, kablar <sup>21</sup> och fordon <sup>5</sup>. Kvantitativa resultat har även publicerats för bränder i rum <sup>3</sup> och avfallsupplag <sup>22</sup>.

Huvuddelen av publicerad emissionsdata, speciellt när det gäller dioxiner, härrör sig dock från olika typer av kontrollerad förbränning såsom olika typer av pannor och avfallsförbränningsanläggningar. Denna typ av data är oftast mindre relevant för denna undersökning, men viss data kan möjligen användas för att ge en uppfattning om en miniminivå av utsläppen vid brand. Andra typer av undersökningar, t ex emissioner från öppen förbränning av sopor <sup>6</sup> har mer relevans i ett brandsammanhang.

Resterande delen av detta kapitel innehåller en detaljerad genomgång av den genom litteratursökning funna emissionsdatan och en diskussion om relevansen hos denna. Emissionsfaktorer har sedan tagits fram för de enskilda material/objekt som från brandstatistiken visat sig vara mest vanligt förekommande i bränder (se kapitel 2). Dessa emissionsfaktorer redovisas i Tabell 3 och Tabell 4. I flera fall har dock inte emissionsfaktorer grundade på mätningar kunnat tas fram, i dessa fall har uppskattningar gjorts.



## Emissionsfaktorer, enskilda material

### Dioxiner

Kvantitativa resultat från mätningar av PCDD/F producerat i brand från enskilda material förekommer mycket sparsamt i litteraturen. De material som det finns viss data för och som är av intresse för denna undersökning är främst PVC och olika träprodukter.

Vikelsøe et al. har bestämt PCDD/F produktion från ren PVC vid förbränning i en DIN-ugn<sup>11</sup>. Förbränningsförsök gjordes med ett luftflöde av 100 l/h och vid två olika ugnstemperaturer, 500 °C respektive 900 °C, för att simulera pyrolys respektive fullt utvecklade brand. Utbytet av PCDD/F var 0,10 ng ITEQ/g respektive 0,003 ng ITEQ/g i dessa försök. I detta arbete gjordes DIN-ugns försök på ett stort antal kemikalier, men också fullskaleförsök på ett mer begränsat antal kemikalier. PVC ingick dock inte bland fullskaleförsöken. Från en jämförelse mellan de olika försöksserierna kom man fram till att resultaten från DIN-ugnsförsöken skall multipliceras med en skalfaktor på 4 för att motsvara dioxinutbytet under verkliga förhållanden. Detta ger en verklig emissionsfaktor på mellan 0,012-0,4 ng ITEQ/g för PVC från Vikelsøes försök.

Även Theisen et al. har utfört kvantitativa PCDD/F mätningar vid DIN-ugns försök på PVC<sup>23</sup>. Dessa försök utfördes med ett luftflöde på 120 l/h och en ugnstemperatur på 600 °C. Materialet till dessa försök samlades upp från en brandplats där tre olika typer av PVC togs ut, både som brandopåverkat material och som brandrester (förkolnat). DIN-ugnsförsök utfördes på de brandopåverkade materialen, och den efterföljande soxhletextraktionen gjordes på XAD-2 ampull (PCDD/F från rökgasen) sammanslagen med de förkolnade resterna i ugnsröret. Dessa resultat ger följaktligen totalmängden PCDD/F producerad vid respektive försök. Resultaten från DIN-ugnsförsöken var följande: mjuk PVC gav totalt 36 ng TEQ (WHO)/g, hård PVC gav 562 ng TEQ (WHO)/g och ”PCV fibrer” gav 92 ng TEQ (WHO)/g. Även de förkolnade brandresterna från brandplatsen soxhletextraherades och visade sig i medeltal innehålla ca 5 % av totalmängderna PCDD/F från DIN-ugnsförsöken, vilket pekar på att huvuddelen av producerade PCDD/F ämnen återfinns i rökgaserna. Dessa försök gav följaktligen ett avsevärt högre utbyte jämfört med Vikelsøes försök.

Den sista källan för kvantitativa PCDD/F resultat från brand i PVC är två försök utförda av SP, Borås<sup>21</sup> på PVC kablar med IEC 332-3 provningsmetoden (kabelkiosken). Varje försök utfördes med en provmängd av 15 kabellängder, vardera med en längd av 2,70 m. Kabeltypen, Nexans EKK-light 3 G 1.5, bestod av 3 kopparledare och en PVC mängd av 0,088 kg/m. Ett av försöken utfördes med normal luftgenomströmning i kiosken, i det andra försöket var förhållandena underventilerade. Det uppmätta PCDD/F utbytet var 2,2 ng ITEQ/g, respektive 1,9 ng ITEQ/g. Man bör ha i åtanke att dioxinutbytet kan ha påverkats av att kabelmaterialet inte var ren PVC

utan också innehöll mjukgörare och fyllmedel, vidare kan eventuellt kopparledarna i kabeln ha haft en katalyserande effekt.

Spridningen mellan de funna resultaten är som synes stor. Theisens resultat avviker avsevärt från Vikelsøes och Simonsons resultat vilka kan sägas vara i samma storleksordning. Då Theisens resultat avviker kraftigt används de inte här som grund för en emissionsfaktor. En emissionsfaktor utgående från Vikelsøes och Simonsons resultat ger intervallet 0,012-2,2 ng ITEQ/g för PVC.

Carrol <sup>24</sup> har tidigare gjort en uppskattning av utsläppen av PCDD/F från PVC vid brand. Han utnyttjade sig av de mer vanligt förekommande uppgifterna om PCDD/F koncentrationen i sot från verkliga bränder och laboratorieförsök. I sina beräkningar utgick han från att PVC producerar 0,0065 g sot/g PVC vid brand. Analysresultat från ett flertal källor gav honom emissionsfaktor i spannet 0,030-3,5 ng TEQ/g förbränd PVC. Dessa resultat korrelerar väl med Vikelsøes och Simonsons resultat.

Källorna avseende PCDD/F emissioner från **trä** vid brand är även dom mycket få. Endast en referens i litteraturen har påträffats där kvantitativa resultat redovisas. Dlugogorski et al. <sup>4</sup> utförde konkalorimeterförsök på ett antal träprodukter. Två i Australien naturligt förekommande träslag undersöktes, ”radiata pine” (en typ av tall) och ”camphor wood” (träslag innehållande en naturlig olja). Vid försöket med ”radiata pine” kunde inte någon PCDD/F detekteras i rökgasen. Vid försöket med ”camphor wood” kunde PCDD/F detekteras och utbytet kvantifierades till 0,0025 ng TEQ/g trä. Försök utfördes också med spånskiva och LDF skiva. Spånskiva består av pressade träfibrer samt bindemedel, en LDF skiva består enbart av pressade träfibrer. Utbytet av PCDD/F var högre för dessa produkter, 0,020 ng TEQ/g för spånskivan samt 0,015 ng TEQ/g för LDF skivan.

Thomas et al. <sup>25</sup> har gjort en sammanställning av de årliga utsläppen av PCDD/F i USA. I detta arbete anges emissionsfaktorer för olika typer av förbränning av träprodukter. En sammanställning av litteraturdata för ej industriell förbränning av olika typer av trä ger en emissionsfaktor på 0,002 ng TEQ/g.

Dlugogorski och Thomas emissionsfaktorer för trä korrelerar väl och gör att man kan anta en emissionsfaktor på 0,002 ng TEQ/g trä. Dlugogorski resultat för spånskiva och LDF skiva var mycket nära varandra och gör att det verkar rimligt att välja en emissionsfaktor på 0,020 ng TEQ/g för träfiberprodukter. Huruvida dessa emissionsfaktorer gäller även för en storskalig brand kan inte bedömas med säkerhet.

Emissionsdata för resterande material angivna i Tabell 4 har inte kunnat påträffas i litteraturen. För dessa material krävs det att man gör en skattning. Det verkar rimligt att anta en emissionsfaktor motsvarande den för trä, 0,002 ng TEQ/g, för både textilier och papper. Denna faktor används även för utsäde och hö.

För resterande material vilka många är polymerer eller petroleumprodukter kan man vid uppskattningen av en rimlig emissionsfaktor för PCDD/F

möjligen utgå från storskaliga försök med kablar som utförts på SP i Borås (se ovan).

Vid försök med en PVC-fri kabel uppmättes ett PCDD/F utbyte på 0,10-0,19 ng TEQ(WHO)/g. Kabeltypen som var av fabrikatet CASICO NOIK-light, hade en sammansättning av polyetylen, EBA, polypropylen, silikone-lastomer och kalk. Endast spårmängder av klor kunde detekteras vid analys av kabeln. Troligen härrörde sig huvuddelen av detta klor från kalkfillern. Under dessa försök kunde ingen HCl detekteras i rökgaserna, vilket visar på att klorhalten i bränslet var låg. En faktor som möjligen talar för att dioxinresultaten kan vara förhöjda är förekomsten av koppar i bränslet (kopparledarna i kabeln).

Det är knappast möjligt att förutse en rimlig enskild emissionsfaktor för de nämnda materialen. Men ett rimligt intervall bör vara 0,002-0,10 ng TEQ/g. D v s någonstans mellan utbytet för trä och det lägsta värdet uppmätt i de storskaliga kabelförsöken.

### **PAH och VOC**

Mätningar av både PAH och VOC är både enklare och mindre kostsamma jämfört med mätningar av dioxiner. Av denna anledning har troligen fler mätningar av denna typ utförts på olika material och i olika brandscenarier. Detta avspeglar sig dock inte i publicerade artiklar och rapporter. När dioxinfrågan har varit aktuell och resulterat i att de flesta mätningar troligtvis publicerats har PAH och VOC, trots att dessa ämnen produceras i stora mängder vid brand, kommit i skymundan.

När emissionsfaktorer för dessa två ämnesgrupper jämförs mellan olika källor måste svårigheten att definiera vad som innefattas i angivna "PAH" respektive "VOC" resultat beaktas. En diskussion om dessa ämnesgrupper och mätmetoder gjordes i avsnitt 3.1.

Både PAH och VOC bestämdes under de storskaliga försöken med PVC kabel på SP <sup>21</sup>. 21 st PAH ämnen analyserades, och VOC ämnen provtogs på Tenaxrör. Medelvärde för PAH utbytet var 0,7 mg/g i de två försöken. Medelvärde för VOC utbytet var 2,0 mg/g. VOC resultatet ter sig dock lågt jämfört med t ex data i SFPE Handbook. Tewarson <sup>18</sup> anger här ett utbyte för oförbrända kolväten (THC) på 23 mg/g för PVC. Här anges också utbyten för bensen från ett antal olika källor, medelvärdet från dessa mätningar är 37 mg/g. En förklaring till de lägre utbytena i kabelförsöken kan möjligen vara att kabelmaterialet inte var ren PVC utan dessutom innehöll mjukgörare och fyllmedel.

Även vid två olika försöksserier på SP där ren PVC förbrändes med hjälp av en gasolbrännare i en öppen polbrand uppmättes höga utbyten av oförbrända kolväten.

Vid en av dessa försöksserier analyserades både PAH och THC. Utbytet av THC bestämdes här till 84 mg/g. Vid PAH analysen bestämdes enbart sex olika PAH ämnen, naftalen ingick t ex inte, detta har till följd att det uppmätta utbytet på 0,62 mg/g troligen är en ganska kraftig underskattning

av det totala PAH utbytet. Resultaten från denna undersökning är tidigare ej publicerade.

Resultaten den andra mätserien <sup>26</sup> illustrerar svårigheten att tolka information om oförbrända kolväten.

Vid dessa försök utfördes provtagning/analys på flera olika sätt. Totalmängden oförbrända kolväten (THC) mättes on-line med en FID-utrustning och gav utbyten i intervallet 39 – 75 mg/g. Även olika typer av adsorbenter användes för provtagning med efterföljande GC/MS analys. Tenaxrör gav här endast 1,8 – 2,8 mg/g VOC, men dessa resultat anges vara ganska kraftigt underskattade då en för stort provtagningsflöde användes. XAD-2 adsorbent gav 16 – 30 mg/g och aktivt kol i serie efter XAD-2 adsorbenten gav 5 – 12 mg/g. Summan av resultaten från XAD-2 adsorbenten och det aktiva kolet är i samma storleksordning, men generellt lägre än THC resultaten. En anledning till att adsorbentsumman är lägre är att utbytet vid extraktionen av det aktiva kolet var lågt och att det fanns en ganska stor andel oförbränd propan (från brännaren) i rökgasen. I detta fallet motsvarar troligen XAD-2 resultaten bäst det man brukar beteckna som VOC, men med reservationen att lättare PAH ämnen som naftalen också räknas in här.

Från den begränsade data som finns kan man se att emissionsfaktor för PAH ämnen för PVC rimligtvis kan uppskattas till att ligga i intervallet 1 – 5 mg/g. En emissionsfaktor för VOC kan antas ligga i intervallet 10 – 50 mg/g.

Data för **trä** finns främst från mätningar på pannor och spisar, men också i några fall från mätningar i olika typer av brandprovningar.

Dlugogorski mätte även PAH i sina DIN-ugnsförsök <sup>4</sup>. Han redovisar ett utbyte på i medeltal 0,024 mg/g <sup>27</sup>. Detta ter sig dock lågt i jämförelse med vad andra källor anger. Elomaa et al. <sup>28</sup> förbrände björkträ i en rörugn vid 700 °C och fick ett PAH utbyte på 0,95 mg/g.

McDonald et al. <sup>29</sup> mätte PAH och VOC emissioner från olika typer av trä vid förbränning i mindre spisar och eldstäder och rapporterar PAH utbyten i intervallet 0,075 – 0,167 mg/g och VOC utbyten i intervallet 6 – 23 mg/g. Dessa resultat korrelerar ganska väl med vad EPA anger i en rapport om hälsorisker med rökgaser från träförbränning <sup>30</sup>. Man rapporterar här ett PAH utbyte på 1,0 mg/g och ett VOC utbyte på 21 mg/g.

Vid ett välventilerat storskaligt brandförsök på SP uppmättes ett THC utbyte på 1,6 mg/g. SFPE Handbook <sup>18</sup> anger THC resultat på 1,0 mg/g för välventilerade bränder med olika typer av trä.

En rimlig uppskattning av emissionsfaktorer för trä bör vara 0,1 – 1,0 mg/g för PAH och 1 – 20 mg/g för VOC.

För träfiberskivor finns mycket lite information om emissioner av PAH och VOC vid förbränning. Dlugogorskis arbete indikerar att PAH utbytet möjligen är större för dessa produkter jämfört med rent trä. Då ytterligare relevant data saknas bör man tillsvidare använda de emissionsfaktorer som tagits fram för trä.

Data saknas även för textilier och papper. En uppskattning av emissionsfaktorer för dessa material är den lägre gränsen i intervallen angivna för trä. Dessa emissionsfaktorer används här även för utsäde och hö.

För **polystyren** finns PAH och VOC data från ett antal källor. Vid SP försöken med TV-apparater <sup>3</sup> bestämdes dessa ämnesgrupper både i ett försök med en hel TV, där det brännbara materialet huvudsakligen bestod av HIPS, samt i konkalorimeterförsök på rent HIPS material. Fullskaleförsöket gav ett PAH utbyte på 6,1 mg/g (21 olika PAH ämnen analyserades) och ett VOC utbyte på 21 mg/g. Vid konkalorimeterförsöket analyserades endast ett mindre antal PAH ämnen, men vid en jämförelse korrelerade utbytena av dessa ämnen väl med vad som uppmättes vid fullskaleförsöket. VOC utbytet vid konkalorimeterförsöket var 15 mg/g.

Elomaa et al. <sup>28</sup> uppmätte ett PAH utbyte på 13,2 mg/g vid DIN-ugnsförsök, vilket ligger i samma storleksordning som Simonsons resultat.

VOC mättes vid poolbränder med expanderad polystyren på SP <sup>26</sup>. Ej flamskyddad polystyren gav i dessa försök 7 – 21 mg/g VOC och flamskyddad polystyren gav ett något högre utbyte, 11 – 33 mg/g.

SFPE Handbook <sup>18</sup> anger THC resultat på 13 – 16 mg/g för välventilerade bränder.

Spridningen mellan PAH resultaten för polystyren är ganska liten. En rimlig uppskattning av en emissionsfaktor för polystyren kan därför vara 10 mg/g. En emissionsfaktor för VOC kan antas ligga i intervallet 5 - 30 mg/g.

Endast begränsad data har hittats avseende polyuretan (**PUR**). SFPE Handbook <sup>18</sup> anger THC resultat i intervallet 2 –5 mg/g för flexibla PUR skum och 1 – 4 mg/g för hårda skum. Detta gäller för välventilerade bränder. Vid ett välventilerat storskaligt brandförsök på SP uppmättes ett THC utbyte på 1,4 mg/g.

Avsevärt högre VOC utbyte uppmättes i ett tidigare opublicerat konkalorimeterförsök på SP. Ett MDI-baserat hårt PUR skum provades på så sätt att det fick pyrolysera fram till halva provtiden där antändning skedde. Här uppmättes ett VOC utbyte > 50 mg/g, bensenamin (anilin) var här det dominerande ämnet.

Uppenbart är att brandscenariot har stor inverkan på VOC utbytet. Någon data avseende PAH utbyte har inte gått att uppbringa. Då PUR har en aromatisk struktur finns det dock anledning att tro att PAH utbytet i vissa fall kan vara avsevärt.

Emissionsfaktorer är svåra att uppskatta för PUR. 1 – 50 mg/g bör dock vara ett rimlig intervall för VOC. Ett troligen inte helt orimligt antagande för PAH är 1 – 10 mg/g.

Den enda uppgiften som påträffats för **polyeten** är ett THC utbytet på 7 mg/g vid välventilerade försök <sup>18</sup>. Utbytet av THC för polypropen är i samma storleksordning i denna referens. Även utbyten av sot (stoff) ligger nära varandra för dessa två material.

Vid storskaliga försök på SP<sup>26 31</sup> uppmättes THC utbyten för polypropen i intervallet 7 – 43 mg/g för bränder med varierande lufttillgång. Elomaa et al.<sup>28</sup> uppmätte ett PAH utbyte på 1,2 mg/g vid DIN-ugnsförsök med polypropen.

Då ett THC utbyte är något högre än motsvarande VOC utbyte kan en rimlig uppskattning av VOC emissionsfaktorn för polyeten vara 5 – 30 mg/g. Då det inte finns någon uppgift om PAH utbyte för polyeten väljer vi här att använda polypropens emissionsfaktor vilket kan vara rimligt då de två materialen ligger nära varandra i fråga om sotproduktion.

För **petroleumprodukter** som olja, fotogen och diesel finns relativt mycket data publicerat. Booher et al.<sup>32</sup> har gjort en litteratursammanställning över emissionerna från öppen förbränning av dessa produkter. Datan är relativt konsistent och i denna referens anges en emissionsfaktor på 7,5 mg/g för VOC och 1 mg/g för PAH.

För resterande material i Tabell 3 har inga uppgifter gällande emissioner av PAH och VOC vid brand hittats. Grova antaganden har därför gjorts.

Då **ABS** innehåller styren antar vi styrens emissionsfaktorer för detta material. För **gummi** antar vi PURs maximala emissionsfaktorer då gummi normalt ger en smutsig förbränning. För **tjärpapp** och **linoleum** och **lösningsmedel** används de emissionsfaktorer som tagits fram för petroleumprodukter.

Tabell 3 Uppskattade emissionsfaktorer till luft vid brand i olika material för PCDD/F, PAH samt VOC.

Material	PCDD/F (ng TEQ /g)	PAH (mg/g)	VOC (mg/g)
PVC	0,012 – 2,2	1 - 5	10 - 50
Trä	0,002	0,1 – 1,0	1 - 20
Träfiberskiva	0,02	0,1 – 1,0	1 - 20
Textilier	0,002	0,1	1
Papper	0,002	0,1	1
Polystyren	0,002 – 0,1	10	5 - 30
PUR	0,002 – 0,1	1 - 10	1 - 50
Polyeten	0,002 – 0,1	1	5 - 30
ABS	0,002 – 0,1	10	5 - 30
Petroleumprodukter	0,002 – 0,1	1	7,5
Tjärpapp	0,002 – 0,1	1	7,5
Linoleum	0,002 – 0,1	1	7,5
Gummi	0,002 – 0,1	10	50
Lösningsmedel	0,002 – 0,1	1	7,5
Utsäde, hö	0,002	0,1	1

## Emissionsfaktorer, objekt

PCDD/F emissionen från olika typer av objekt anges i Tabell 4. Här finns ofta mer information att hämta i litteraturen jämfört med data för enskilda material. I vissa av dessa mätningar har även PAH och VOC bestämts.

PCDD/F emissioner från **skogsbränder** diskuteras i flera källor i litteraturen. Resultaten i dessa artiklar anges oftast som koncentrationer i sot eller halter i luft utan någon direkt relation till mängden skog som har brunnit. Några användbara kvantitativa resultat har inte påträffats. T ex så visar Tashiro et al. på låga men förhöjda halter av PCDD/F ämnen i rökgasen samt markprover från skogsbränder<sup>33</sup>. Gabos et al. analyserade markprover från skogsbränder med kunde inte påvisa förhöjda halter jämfört med referensprov tagna från okontaminerad mark<sup>34</sup>. Det är följaktligen svårt att dra någon slutsats om huruvida skogsbränder är en signifikant källa till PCDD/F emissioner.

Då data saknas för skogsbränder har man vid tidigare dioxininventeringar av detta slag använt sig av emissionsfaktorer för trä. Thomas et al.<sup>25</sup> föreslår att man skall använda sig av emissionsfaktorn 0,002 ng TEQ/g. Även EPA har tidigare använt sig av en liknande emissionsfaktor. Denna

emissionsfaktor används även här för skogsbrand. Även för PAH och VOC får man använda sig av motsvarande emissionsfaktorer för trä då mer relevant data saknas.

För kategorierna **papperskorg/soptunna** samt **container** kan emissionsfaktorer från en EPA undersökning avseende öppen förbränning av hushållsavfall användas <sup>35</sup>. Två fall studerades i denna undersökning och sopornas innehåll var noga bestämt. Ett av fallen representerade soporna från en familj som tillämpar återvinning, det andra fallet representerade en familj som inte tillämpar återvinning. Sammansättningen av de två olika typerna av sopor går dock inte att direkt jämföra med motsvarande Svenska förhållanden. En skillnad mellan de två olika typerna av sopor, som kan vara av intresse i detta sammanhang, är att ”icke-återvinnings sopor” innehöll 0,2 % PVC, medan ”återvinnings sopor” innehöll 4,5 % PVC. Emissionsfaktorerna som redovisas i rapporten är 0,83 ng TEQ/g för ”icke-återvinning”, samt 3,3 ng TEQ/g för ”återvinning”. Dessa resultat korrelerar väl med de 1,4 ng TEQ/g vilket är vad Thomas et al. anger för icke-industriell förbränning av hushållssopor.

Även utbytet av PAH och VOC bestämdes i EPA undersökningen. Utbytet av PAH var 0,024 mg/g för ”icke-återvinning” och 0,064 mg/g för ”återvinning”. Motsvarande utbyten för VOC var 2,0 mg/g respektive 4,1 mg/g.

Det har visats att bränder på **avfallsupplag** (soptippar) kan orsaka produktion av dioxiner <sup>36</sup>. Storleken på dessa utsläpp varierar naturligtvis med bränsletyp och brandscenario. Miljökonsulterna i Studsvik AB genomförde ett antal modellförsök på förbränning av hushållssopor <sup>37</sup> och uppmätte ett genomsnittligt dioxinutbyte på 1,1 ng Nordic-TEQ/g. IVL Svenska Miljöinstitutet AB har studerat verkliga bränder på avfallsupplag och kvantifierat emissionerna av PCDD/F ämnen vid ett antal olika bränder <sup>22</sup>. Resultaten från denna undersökning visar att en undermarksbrand kan producera 0,0035 – 0,0075 ng TEQ (Eadon)/g avfall. Vid ytbränder uppmättes högre emissioner, 0,04 – 0,9 ng TEQ (Eadon)/g. Vid ytbränderna kvantifierades även PAH ämnen och gav emissionsfaktorer i intervallet 0,0012 – 0,026 mg/g. Då det i rapporten anges att ytbränder är den helt dominerande formen av bränder bör dessa emissionsfaktorer användas. Några emissionsfaktorer för VOC ges inte i rapporten.

Utsläpp av PCDD/F ämnen från brand i olika typer av **fordon** i en tunnel uppmättes kvantitativt under EU projektet EUREKA <sup>5</sup>. Brandförsök utfördes med två olika bilar, en äldre (1974) och en nyare (1998) modell. Resultatet för den äldre bilen var en produktion på 0,032 mg I-TEQ, bilen av nyare modell producerade 0,044 mg I-TEQ. Vid försöken med bilar analyserades även PAH. Det totala utbytet av PAH ämnen var 13 g respektive 27g. VOC mättes inte i dessa försök. Brandförsök utfördes även med en tunnelbanevagn vilken producerade 2,0 mg I-TEQ, och en tågsvagn vilken producerade 9,2 mg I-TEQ. Från dessa försök finns det inga uppgifter om PAH eller VOC. Resultaten för dioxiner från försöken med bilar bör kunna användas ganska rättframt som emissionsfaktorer för brand i fordon.



Provtagningsmetodikerna som användes för PAH gör dock att dessa resultat troligen är underskattade.

I Tabell 4 anges också emissionsfaktorer för TV apparater utan flamskyddsmedel i höljet, vilken är den övervägande typen i Sverige. Källan till dessa emissionsfaktorer har diskuterats i föregående kapitel.

Totala utsläpp till luft vid brand i ett möblerat rum anges i Tabell 4. Resultaten härrör sig från det redan nämnda projektet på SP där TV bränder studerades. Rummet som användes vid försöken hade en area av 16 m<sup>2</sup> och den totala mängden möbler etc. uppgick till ca 500 kg. En detaljerad beskrivning av rummets möblering ges i projektrapporten <sup>3</sup>.

*Tabell 4 Uppskattade emissionsfaktorer/emissioner till luft vid brand i olika objekt för PCDD/F, PAH samt VOC.*

<b>Material</b>	<b>PCDD/F (TEQ)</b>	<b>PAH</b>	<b>VOC</b>
Skogsbrand	0,002 ng/g	0,1-1,0 mg/g	1-20 mg/g
Papperskorg/soptunna	0,8-3,3 ng/g	0,024-0,066 mg/g	2-4 mg/g
Container	0,8-3,3 ng/g	0,024-0,066 mg/g	2-4 mg/g
Avfallsupplag	0,04-0,9 ng/g	0,0012-0,026 mg/g	-
Personbil	0,038 mg	20 g	-
Tåg	9,2 mg	-	-
TV (Svensk typ)	6,2 µg	37 g	118 g
Rum	5,5 µg	494 g	811 g



## 4. Uppskattning av totalutsläpp

I en tidigare studie <sup>2</sup> som avsåg utsläpp till atmosfären från bränder gjordes en ingående inventering av mängden brännbart material i olika objekt. Denna inventering har uppdaterats och modifierats där så befunnits nödvändigt. Endast smärre ändringar har varit nödvändiga.

### 4.1 Mängd material i olika objekt

När det gäller material som ingår i villor har information tagits från <sup>38</sup>. En sammanställning av data ges i Tabell 5 för en typvilla på 120 m<sup>2</sup>.

Tabell 5 *Materialmängd i en typvilla.*

Material	Mängd (kg)
Trä	9 000
PVC	50
Polystyren	300
Polyeten	110
Gips	4100

För inventarier i lägenheter, skolor och sjukhus har det tidigare genomförts utförliga undersökningar för att få fram brandbelastning för dimensioneringsberäkningar <sup>39</sup> <sup>40</sup>. Resultaten anges som energi per ytenhet. En konvertering av dessa data till mängd brännbart material redovisas i <sup>2</sup>. I tillägg har också en inventering av de vanligast förekommande materialen i villor, radhus, lägenheter och skolor genomförts. Genom att kombinera denna materialfördelning med den totala mängden brännbart material har en fördelning av materialmängden kunnat göras. Resultatet framgår av Tabell 6.

Tabell 6 *Mängd brännbart material i inventarier (kg/enhet).*

Material	Villa/radhus	Lägenhet	Skola
Trä	2 780	1 860	4 000
Papper	720	480	1 600
Textilier	720	480	800
PVC	240	160	1 600
PUR	240	160	0
Polyeten	100	60	0
ABS	20	20	40

I Tabell 6 antas att typvillan/radhuset har en bostadsyta på 120 m<sup>2</sup>, lägenheten en yta på 80 m<sup>2</sup> och en typisk skola en yta på 500 m<sup>2</sup>. Vid

inventeringen av storskador har innehållet av inventarier proportionerats efter golvytan.

För att få fram uppskattningar av materialmängder för olika typer av objekt har statistik från Försäkringsförbundet utnyttjats kombinerat med en inventering av ett antal storskador. Genom inventeringen har ett samband mellan mängd brännbart material inom gruppen och skadebeloppen tagits fram. På så sätt har mängd brännbart material vid storskador kunnat ställas samman för respektive typ av byggnad.

Till materialmängden för storskador har sedan mängden för övriga bränder adderats. Antal bränder som antas ge märkbara utsläpp kan fås från Räddningsverkets statistik Tabell 2 (där brand förekommer i mer än ett rum). För gruppen bostäder antas att brand i ett rum bidrar med 5 % av inventarieinnehållet för en villa, brand i flera rum med 35 % och brand i flera brandceller med 80 % av totala materialinnehållet i en villa (efter att antalet storskador dragits bort). Denna fördelning är en grov uppskattning baserad på erfarenheter från räddningsledare. Antalet bränder där omfattningen inte är angiven har försumrats.

Tabell 7 Total mängd material i byggnader som omfattats av brand 1999 (i ton).

Material	Bostäder	Allmänna byggnader	Industribyggnader	Andra byggnader	Total mängd ca
Trä	2 550	750	1 447	1 718	<b>6 500</b>
Spånskivor	64				<b>60</b>
Papper	214	76	7		<b>300</b>
Textiler	205	23	23		<b>250</b>
PVC	82	21	12	2	<b>120</b>
PUR	81	5			<b>90</b>
Polyeten	57	5		1	<b>60</b>
Polystyren	76	2	5		<b>80</b>
ABS	6	2	1	2	<b>10</b>
Tjärpapp	12	30	23		<b>70</b>
Linoleum		18			<b>20</b>
Gummi			7		<b>10</b>
Lösningsmedel		11	2		<b>10</b>
Bensin, oljor				2	<b>2</b>
Utsäde, hö				14	<b>10</b>

För Allmän byggnad, Industri och Andra byggnader är det svårare att göra en fördelningsnyckel som för bostäder. Materialmängderna i Tabell 7 är

beräknade utifrån totala skadebeloppen för alla bränder jämfört med skadebeloppen för storskador.

De uppskattade totala materialmängderna framgår av Tabell 7 där värdena avrundats till närmaste 10-tal ton.

För gruppen brand ej i byggnad har ingen uppskattning av fördelning av olika material utförts. I stället har totala mängden material per objekt uppskattats och utsläpp har beräknats med användning av direkta mätningar av utsläpp per objekt. De uppskattade mängderna redovisas i Tabell 8.

Tabell 8 Total mängd material resp antal vid brand ej i byggnad 1999.

Objektstyp	Mängd/Antal
Skogsbrand	2 600 ton
Papperskorg/soptunna	13 ton
Container	250 ton
Motorfordon	4 189 st
Tåg	42 st

## 4.2 Totalutsläpp

Baserat på sammanställningen av totala materialmängder i olika objekt samt data över utbyten kan en uppskattning av de totala utsläppen tas fram. I Tabell 9 redovisas totala mängden utsläpp, i flertalet fall angivna med en undre och en övre gräns beroende på olika antaganden om emissionsdata.

Tabell 9 Min/max gränser för totala mängden utsläpp under 1999.

Objekt	PCDD/F (g TEQ)	PAH (ton)	VOC (ton)
Bostäder	0,009/0,21	1,3/4,8	4,7/65
Allmän byggnad	0,002/0,06	0,2/1,0	1,6/17
Industri	0,003/0,03	0,3/1,7	2,2/30
Andra byggnader	0,004/0,008	0,2/1,8	1,8/35
Skogsbrand	0,005	0,3/2,6	2,6/52
Papperskorg/soptunna, Container	0,21/0,87	0,006/0,02	0,5/1,0
Motorfordon, Tåg	0,22	0,10	-
<b>Summa</b>	<b>0,5 / 1,4</b>	<b>2 / 12</b>	<b>13 / 200</b>

I syfte att kontrollera att den ovan använda metodiken ger en rimlig uppskattning av utsläppen från brand i byggnad beräknades emissionerna från brand i ett rum. Som beräkningsexempel togs brand i ett rumsscenario som utförts på SP där noggranna mätningar på rökgasinhållet utfördes<sup>3</sup>.

Dessa försök diskuterades i avsnitt 3.2 och mätresultaten från försöken anges i Tabell 4.

Beräkningarna gav en dioxinemission på mellan 2,4 och 5,8  $\mu\text{g TEQ}$ , vilket är en mycket bra uppskattning av den uppmätta emissionen som var 5,5  $\mu\text{g TEQ}$  (WHO). De beräknade emissionerna av PAH samt VOC var 124-529 g respektive 292-5660 g. Den beräknade emissionen av PAH stämmer även den mycket bra med det uppmätta värdet som var 494 g. Även VOC beräkningen är rimlig, då det uppmätta värdet var 811 g.

## 5. Potentiella bränder

Utsläpp från bränder kan variera avsevärt från år till år beroende på förekomsten eller frånvaron av stora olyckor. Hit räknas bl a större bränder i olika deponier och lagringsplatser exempelvis för avfall, flis, papper, plaster, textilier, däck mm. För att få en uppfattning om hur stora utsläpp det kan bli från sådana större olyckor har en beräkning utförts baserat på data från <sup>1</sup>. Resultaten redovisas i Tabell 10 där en hypotetisk storlek på respektive upplag antagits.

När det gäller brand i avfallsdeponier har det under senare år inte förekommit några större bränder. Här har man genom ökade kunskaper om hur avfall skall lagras reducerat brandriskerna. Det förekommer ytbränder men dessa släcks relativt snabbt av personalen utan att Räddningstjänsten involveras. I statistiken finner man att de senast registrerade bränderna i soptipp förekom 1996. Tidigare under 90-talet förekom flera större bränder, exempelvis 1992 då uppskattningsvis 2 500 ton avfall brann vid en djupbrand i en soptipp <sup>22</sup>.

Enligt sammanställningen i <sup>1</sup> finns det knappt 160 upplag med flis i Sverige. Cirka 60 av dessa ligger inom intervallet 1 000 till 6 000 ton. Fyra lager är större och innehåller 10 500, 13 000, 15 000 respektive 24 000 ton flis. I beräkningen av potentiella utsläpp antas ett upplag innehållande 10 000 ton.

För papper och wellpapp finns det cirka 150 mellanlager i Sverige. De flesta innehåller mindre än 1 000 ton, drygt 30 ligger mellan 1 000 och 4 000 ton, medan den största är på 53 000 ton. I beräkningen antas ett lager på 4 000 ton.

Det finns drygt 80 mellanlager för plaster i Sverige. Knappt 20 ligger i storleksordningen mellan 100 och 500 ton. Den största innehåller 670 ton. I beräkningen antas en storlek på 500 ton med i huvudsak PVC som innehåll.

Det finns knappt 40 mellanlager för textilier. Cirka 20 är på mellan 10 och 100 ton, den största är på 140 ton. Här antas en storlek på 100 ton.

Det finns knappt 80 upplag för däck. De flesta är små, men det finns 7 stycken mellan 500 och 1 000 ton. Det största upplaget är på 5 000 ton. Här antas en storlek på 1 000 ton.

Som framgår av Tabell 10 kommer de största bidragen när det gäller dioxin från brand i avfallsupplag och lagringsplatser för plast (PVC) och däck. Brand i upplag av flis och däck är de största potentiella utsläpsskällorna när det gäller PAH och VOC.

Tabell 10 *Min/max gränser för uppskattad mängd utsläpp från potentiella bränder i deponier.*

<b>Objekt</b>	<b>Mängd (ton)</b>	<b>PCDD/F (g TEQ)</b>	<b>PAH (ton)</b>	<b>VOC (ton)</b>
Avfallsupplag	2 500	0,1/2,3	0,003/0,065	-
Flis	10 000	0,02	1/10	10/200
Papper	4 000	0,008	0,4	4
PVC	500	0,006/1,1	0,5/2,5	5/25
Textilier	100	0,0002	0,01	0,1
Däck	1 000	0,002/0,1	10	50



## 6. Slutsatser

Den uppskattning som redovisats av utsläpp av dioxin, PAH och VOC från bränder visar att en dominerande del av utsläpp av dioxin kommer från gruppen brand ej i byggnad. I denna grupp kommer det största bidraget från sopbränder (containers etc). När det gäller PAH och VOC kommer de största utsläppen från brand i byggnad där bostadsbränder ger ett stort bidrag.

De redovisade utsläppsmängderna har i de flesta fall angetts med en övre och en undre gräns för att indikera osäkerheterna i data när det gäller emission av de olika ämnena. Emissionsdata baserar sig ofta på kontrollerad förbränning och även under sådana mer kontrollerade försök och förhållanden kan data variera högst avsevärt. Till detta kommer sedan osäkerheter på grund av att det vid brand kan vara mycket ogynnsamma förbränningsförhållanden som kan ge ökade emissioner. De angivna gränserna kan därför inte tolkas som absoluta.

De emissionsfaktorer som tagits fram gav dock en mycket god bild av den verkliga emissionen från en rumsbrand, vilket visar att metodiken som används bör ge rimliga resultat.

En ytterligare osäkerhet när det gäller de uppskattade utsläppsmängderna kommer av osäkerheter i beräkningen av de mängder material som brunnit under ett år. De beräknade mängderna är baserade på statistik som i många fall bara ger en grov bild av enskilda bränders omfattning.

När det gäller totala mängden material som brunnit under ett år kan visst stöd för de uppskattade värdena sökas i jämförelse med tidigare beräkningar<sup>2</sup>. För trä beräknades en total mängd på ca 7 000 ton för 1994 medan den här studien visar på ca 6 500 ton för brand i byggnad. För plaster gäller på samma sätt att mängderna är lägre för 1999 än vad som beräknades för 1994. Skillnaden mellan de olika uppskattningarna kommer dels från skillnader i storskador mellan de olika åren och dels på olika antaganden när det gäller omfattningen av brand i byggnader. Totala antalet bränder var också lägre 1999 än 1994.

Till de utsläpp som normalt förekommer under ett år kan stora utsläpp uppkomma på grund av större enskilda olyckor. Sådana potentiella utsläppskällor kan exempelvis vara deponier och lagringsplatser av avfall, flis, papper, textilier, däck mm. Potentiella utsläpp från sådana bränder har beräknats. Det visar sig att de största bidragen när det gäller dioxin kommer från brand i avfallsupplag och från upplag av plast (PVC) och däck. Deponier av flis och däck är de största potentiella utsläppskällorna när det gäller PAH och VOC.

Det kan vara intressant att jämföra de beräknade totalemissionerna från brand med emissioner från andra källor. UNEP (United Nations

Environment Programme) har sammanställt data för ett stort antal länder gällande emissioner av dioxiner<sup>9</sup>. Data gällande Sverige och Storbritanien ges i Bilaga 8.2. En jämförelse visar att den uppskattade emissionen av dioxiner från brand i avfallsupplag var betydligt högre 1993 än vad som redovisas i denna studie. Detta är en konsekvens av att förekomsten av bränder i avfallsupplag numera är försumbar i Sverige.

## 7. Referenser

1. C. Björklund, K. Byman and M. Toll "Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen", Räddningsverket ISBN 91-7253-113-4 (2001).
2. B. Persson, M. Simonson, M. Månsson "Utsläpp från bränder till atmosfären", SP Rapport 1995:70 (1995).
3. M. Simonson, P. Blomqvist, A. Boldizar, K. Möller, L. Rosell, C. Tullin, H. Strippl and J. O. Sundqvist "Fire-LCA Model: TV Case Study", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP Report 2000:13 (2000).
4. B. Z. Dlugogorski, A. Bhargava and E. M. Kennedy, Emissions from Fires of Wood Chips. Proceedings of the Interflam 2001, Interscience, Vol. 1, pp 61-67, Edinburgh, Scotland (2001).
5. H. Wichmann, W. Lorenz and M. Bahadir, *Chemosphere* **31**, 2755-2766 (1995).
6. P. M. Lemieux, C. C. Lutes, J. A. Abbot and K. M. Aldous, *Environmental Science & Technology* **34**, 377-384 (2000).
7. Räddningsverket "Räddningstjänst i siffror 1999", Räddningsverket (SRV) I99-082/00 (2000).
8. UNEP "Dioxin and Furan Inventories, National and Regional Emissions of PCDD/PCDF", UNEP Chemicals (1999).
9. IARC "Polychlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. Summary of Data Reported and Evaluation." IARC, IARC Monographs Vol. 69 (1997).
10. M. Van den Berg, R. E. Peterson and D. Schrenk, *Food Additives and Contaminants* **17**, 347-358 (2000).
11. J. Vikelsøe and E. Johansen, *Chemosphere* **40**, 165-175 (2000).
12. E. J. Spindler, *Chemische Technik* **49**, 193-196 (1997).
13. S. E. Manahan, Environmental Chemistry. 6:th ed. Lewis Publishers (1994).
14. I. C. T. Nisbet and P. K. LaGoy, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **16**, 290-300 (1992).
15. B. C. Levin, *Fire and Materials* **11**, 143-157 (1987).
16. L. Smith-Hansen "STEP - Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products, Final

- report", Risø National Laboratory, Denmark Risø-R-764(EN) (1994).
17. K. E. Pedersen and F. Markert " Assessment of Fires in Chemical Warehouses - An Overview of the TOXFIRE Project", Risø National Laboratory, Risø-R-932(EN) (1997).
  18. A. Tewarson *Generation of Heat and Chemical Compounds in Fires*; 2:nd ed., 1995.
  19. V. Babrauskas "Development of the cone calorimeter. A bench-scale heat release apparatus based on oxygen-consumption." National Bureau of Standards NBSIR 82-2611 (1982).
  20. DIN "DIN 53 436", Deutsche Normen (1981).
  21. M. Simonson, P. Andersson, L. Rosell, V. Emanuelsson and H. Stripple "Fire-LCA Model: Cable Case Study", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP Report 2001:22 (2001).
  22. K. Petterson, C.-Å. Boström, A.-B. Antonsson "Bränder på avfallsupplag-Mätningar av luftföroreningar i arbetsmiljön och emissioner till den yttre miljön i samband med släckning av tippbränder", IVL Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, IVL rapport B 1211 (1996).
  23. J. Theisen, W. Funcke, E. Balfanz and J. König, *Chemosphere* **19**, 423-428 (1989).
  24. W. F. Carrol, *Fire and Materials* **20**, 161-166 (1996).
  25. V. M. Thomas and T. G. Spiro, *Environmental Science & Technology* **30**, 82-85 (1996).
  26. M. Månsson, M. Dahlberg, P. Blomqvist and A. Ryderman "Combustion of Chemical Substances: Fire Characteristics and Smoke Gas Components in Large-Scale Experiments", SP Swedish National Testing and Research Institute, SP Report 1994:28 (1994).
  27. B. Z. Dlugogorski, Personal communication (2001).
  28. M. Elomaa and E. Saharinen, *Journal of Applied Polymer Science* **42**, 2819-2824 (1991).
  29. J. D. McDonald, B. Zielinska, E. M. Fujita, J. C. Sagebiel, J. C. Chow and J. G. Watson, *Environmental Science & Technology* **34**, 2080-2091 (2000).
  30. EPA "A Summary of the Emissions Characterization and Noncancer Respiratory Effects of Wood Smoke", EPA EPA-453/R-93-036 (1993).

31. A. Lönnemark, P. Blomqvist, M. Månsson and H. Persson "TOXFIRE - Fire Characteristics and Smoke Gas Analysis in Under-Ventilated Large-Scale Combustion Experiments", SP, SP Report 1996:45 (1997).
32. L. E. Booher and B. Janke, *American Industrial Hygiene Association Journal* **58**, 359-365 (1997).
33. C. Tashiro, R. E. Clement, B. J. Stocks, L. Radke, W. R. Cofer and P. Ward, *Chemosphere* **20**, 1533-1536 (1990).
34. S. Gabos, M. G. Ikonomidou, D. Schopflocher, B. R. Fowler, J. White, E. Prepas, D. Prince and W. Chen, *Chemosphere* **43**, 709-719 (2001).
35. P. M. Lemieux "Evaluation of Emissions From the Open Burning of Household Waste in Barrels", EPA, Control Technology Center EPA-600/R-97-134a (1997).
36. P. Ruokojärvi, M. Ettala, P. Rahkonen, J. Tarhanen and J. Ruuskanen, *Chemosphere* **30**, 1697-1708 (1995).
37. J. Bergström and B. Björner "Dioxiner och Bränder vid Avfallsupplag", REFORSK, FOU 68 (1992).
38. K. Adalberth "Rapport TVBH 3024", Institutionen för Byggnadsteknik, LTH TVBH 3024 (1994).
39. S.-E. Magnusson, O. Pettersson and J. Thor "Brandteknisk dimensionering av stålkonstruktioner", SBI, SBI Publikation 38 (1974).
40. *Fire Safety Journal* **10**, 101-118 (1986).
41. G. Eadon, L. Kammsky, J. Silkworth, K. Aldous, D. Hilker, P. O'Keefe, R. Smith, J. F. Gierthy, J. Hawlwy, N. Kim and A. DeCaprio, *Environmental Health Perspectives* **70**, 221-227 (1986).
42. U. Ahlborg m fl "Nordisk dioxinriskbedömning", Miljörapport 1988:7 (1988).
43. F. W. Kutz, D. G. Barnes, E. W. Bretthauer, D. P. Bottimore and H. Greim, *Toxicol. Environ. Chem.* **26**, 99-110 (1990).
44. WHO "WHO Experts Re-evaluate Health Risks from Dioxins." World Health Organization, Press Release 45 (1998).



## 8. Bilagor

### 8.1 Modeller för toxicitetsviktning av dioxiner

Tabell 11 Toxic Equivalence Factors (TEFs) enligt olika modeller.

PCDD/F kongener	Eadon TEFs <sup>41</sup>	Nordic TEFs <sup>42</sup>	International TEFs <sup>43</sup>	WHO TEFs <sup>44</sup>
Dibenso- <i>p</i> -dioxiner:				
2,3,7,8-TetraCDD	1	1	1	1
1,2,3,7,8-PentaCDD	1	0,5	0,5	1
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	0,03	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	0,03	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0,03	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0	0,01	0,01	0,01
OctaCDD	0	0,001	0,001	0,0001
Dibensofuraner:				
2,3,7,8-TetraCDF	0,33	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PentaCDF	0,33	0,01	0,05	0,05
2,3,4,7,8-PentaCDF	0,33	0,5	0,5	0,5
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0,01	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0,01	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0,01	0,1	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HexaCDF	0,01	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0	0,01	0,01	0,01
OctaCDF	0	0,001	0,001	0,0001

## 8.2 Emissionsdata för dioxiner från UNEP

I en rapport från 1999 sammanställer UNEP (United Nations Environment Programme) uppskattningar av dioxinmissioner från ett stort antal länder<sup>8</sup>. I Tabell 12 har de i rapporten redovisade utsläppen för Sverige och Storbritannien (UK) sammanställts.

Emissioner från bränder redovisas för Sverige enbart för bränder i avfallsupplag. För Storbritannien redovisas data för skogsbränder samt ”andra bränder”. Det är troligt att bidraget från bränder i avfallsupplag ingår i ”andra bränder” för Storbritannien.

*Tabell 12 Sammanställning av uppskattade årliga dioxinmissioner till luft från UNEP-rapport<sup>8</sup>.*

<b>Emissions källa</b>	<b>Sverige 1993 (g TEQ/år)</b>	<b>Sverige 1993 (% av total)</b>	<b>UK 1997 (g I-TEQ/år)</b>	<b>UK 1997 (% av total)</b>
Stålintusti	2-19	8,7; 20	3-41	1,4; 6,2
Trafik	0,2-1	0,9; 1	1-45	0,5; 6,8
Krematorier	0,4-2	1,7; 2,2	1-35	0,5; 5,3
Sopförbränning	3	13; 3,2	122-199	56; 30
Förbränning av trä	4-18	17; 19	4,4-24,9	2; 3,8
Bränder avfallsupplag	3-30	13; 32	-	-
Skogsbränder	-	-	0,4-12	0,2; 1,8
Andra bränder	-	-	10-81	4,6; 12
Övrigt	10,4-20	45; 22	77,2-225	35; 34
Totalt	23-93	-	219-663	-



**Räddningsverket, 651 80 Karlstad**  
**Telefon 054-13 50 00, fax 054-13 56 00. Internet <http://www.srv.se>**

Beställningsnummer P21-407/02. Fax 054-13 56 05  
ISBN 91-7253-164-9