



Kati Tillander, Johan Mangs & Tuomas Paloposki

Tulipalojen ympäristövaikutukset

Tulipalojen ympäristövaikutukset

Kati Tillander, Johan Mangs & Tuomas Paloposki
VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka

ISBN 951-38-6504-5 (URL: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/>)
ISSN 1455-0865 (URL: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/>)

Copyright © VTT 2004

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

VTT, Vuorimiehentie 5, PL 2000, 02044 VTT
puh. vaihde 020 722 111, faksi 020 722 4374

VTT, Bergsmansvägen 5, PB 2000, 02044 VTT
tel. växel 020 722 111, fax 020 722 4374

VTT Technical Research Centre of Finland, Vuorimiehentie 5, P.O.Box 2000, FIN-02044 VTT, Finland
phone internat. + 358 20 722 111, fax + 358 20 722 4374

VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka, Kivimiehentie 4, PL 1803, 02044 VTT
puh. vaihde 020 722 111, faksi 020 722 4815

VTT Bygg och transport, Stenkarlsvägen 4, PB 1803, 02044 VTT
tel. växel 020 722 111, fax 020 722 4815

VTT Building and Transport, Kivimiehentie 4, P.O.Box 1803, FIN-02044 VTT, Finland
phone internat. + 358 20 722 111, fax + 358 20 722 4815

Toimitus Maini Manninen

Otamedia Oy, Espoo 2004

Tillander, Kati, Mangs, Johan & Paloposki, Tuomas. Tulipalojen ympäristövaikutukset [Environmental effects of fires]. Espoo 2004. VTT Tiedotteita – Research Notes 2266. 72 s. + liitt. 16 s.

Avainsanat fire hazards, environmental impacts, environmental risks, hazardous emissions, dibenzodioxins, debenzofuranas, particulates, polyaromatic compounds, PAH, deposition

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin tulipalojen ympäristövaikutuksia Suomessa. Tutkimuksessa arvioitiin tulipaloista aiheutuvien haitallisten päästöjen vuotuiset kokonaismäärät ja vertailtiin niitä muista lähteistä aiheutuviin päästöihin. Tulipaloista aiheutuvia paikallisia ympäristövaikutuksia ei käsitelty.

Tehtyjen laskelmien perusteella vaikuttaa siltä, että kokonaispäästöihin verrattuna suhteellisesti merkittävimmät tulipaloista aiheutuvat päästöt ovat dioksiinien ja furaanien päästöt, hiukkaspäästöt ja polyaromaattisten yhdisteiden päästöt. Tulipaloista aiheutuvien päästöjen osuus dioksiinien ja furaanien kokonaispäästöistä oli laskelmien mukaan n. 10 %. Hiukkasten ja polyaromaattisten yhdisteiden osalta oli tulipaloista aiheutuvien päästöjen osuus kokonaispäästöistä muutaman prosentin luokkaa.

Polyaromaattiset yhdisteet sekä dioksiinit ja furaanit kertyvät ainakin jossain määrin palokohteen seinä- ja kattopinnoille sekä irtaimistoon, mistä ne saattavat kulkeutua ympäristöön sammutusjätevesien mukana tai jälkivahinkojen torjuntaan liittyvien siivoustoimenpiteiden seurauksena. Sammutukseen ja jälkisiivoukseen liittyvät ympäristö- ja työsuojelunäkökohdat sekä sammutusjätevesien ja siivousjätteen hävittämistavan valinta saattavat jatkossa edellyttää tarkempia tutkimuksia tulipaloissa syntyvistä yhdisteistä ja niiden siivouskeinoista.

Saadut tulokset ovat samansuuntaisia kuin aiemmissa ulkomaisissa tutkimuksissa esitetyt. Tuloksiin liittyy kuitenkin merkittävästi epävarmuutta. Erityisen vaikeaa oli arvioida luotettavasti tulipaloissa vuosittain tuhoutuvan materiaalin määrä. Tämä ongelma koskee kaikkia paloja, niin rakennus-, maasto- kuin liikennevälinepalojakin. Rakennuspaloissa oli ongelmana myös se, että eri materiaalien määrästä rakennuksissa voitiin tehdä vain karkeita arvioita.

Tillander, Kati, Mangs, Johan & Paloposki, Tuomas. Tulipalojen ympäristövaikutukset [Environmental effects of fires]. Espoo 2004. VTT Tiedotteita – Research Notes 2266. Espoo 2004. 71 p. + app. 16 p.

Keywords fire hazards, environmental impacts, environmental risks, hazardous emissions, dibenzodioxins, debenzofuranas, particulates, polyaromatic compounds, PAH, deposition

Abstract

This study deals with the environmental effects of accidental fires in Finland. The total annual emissions of harmful substances from fires were estimated and compared with the emissions from other sources. Local effects of fires to the environment were not analyzed in this study.

The results indicate that fire originated emissions of dioxins and furans, particulates and polyaromatic compounds are relatively the most significant in comparison to total emissions. It was estimated that approximately 10 % of total emissions of dioxins and furans originate from accidental fires. For particulates and polyaromatic compounds, a few per cent of total emissions appear to originate from accidental fires.

As a result of a fire in a building, the wall and ceiling surfaces of the building and the building contents become at least to some extent contaminated by polyaromatic compounds and dioxins and furans. These substances may be carried to the environment with run-off water from fire fighting or during the decontamination process that takes place after the fire. Concerns regarding environmental and workplace safety may necessitate more detailed studies on the generation of harmful substances in fires, on their routes to the environment, and on the possibilities to reduce the risks by fire fighting tactics and decontamination procedures.

The results agree well with those obtained in earlier studies which have been carried out in other countries. However, there is considerable uncertainty associated with the results. In particular, the amount of materials being destroyed in fires is difficult to estimate. This problem is associated with all fires: building fires, wildfires and vehicle fires. Analysis of building fires is further complicated by the fact that the amounts of different materials existing in buildings can only be estimated very roughly.

Alkusanat

Tämä työ on tutkimushankkeen "Tulipalojen ympäristövaikutukset – tilanne ja muutossuunnat" loppuraportti. Tutkimushanke on toteutettu vuonna 2003 VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikassa Palosuojelurahaston ja VTT:n yhteisrahoituksella.

Hankkeen tukiryhmään ovat kuuluneet Jaana Rajakko Espoon pelastuslaitokselta ja Teemu Oinonen Suomen ympäristökeskuksesta. Heille esitämme lämpimimmät kiitoksemme avusta työn kuluessa.

Tekijät

Sisällysluettelo

Tiivistelmä.....	3
Abstract.....	4
Alkusanat.....	5
1. Johdanto.....	8
1.1 Tausta.....	8
1.2 Tavoite.....	8
1.3 Määritelmät ja rajaukset.....	8
1.3.1 Tulipalot.....	8
1.3.2 Palontorjunta ja sammutustoimenpiteet.....	9
1.3.3 Ympäristö ja ympäristövaikutukset.....	10
1.4 Tilastoaineisto.....	10
1.4.1 Tulipalot.....	10
1.4.2 Rakennuskanta.....	11
1.4.3 Päästötilastot.....	11
2. Tulipaloista aiheutuvat ympäristövaikutukset.....	12
2.1 Yleistä.....	12
2.2 Päästöjen syntymekanismit.....	13
2.3 Suorat ja epäsuorat vaikutukset.....	14
2.4 Palontorjunnan optimitason etsintä.....	15
2.5 Elinkaaritarkastelut.....	16
3. Päästömäärien arviointimenetelmä.....	18
3.1 Laskentakaava.....	18
3.2 Tarkasteltavat päästöt.....	19
3.3 Ominaispäästökertoimet.....	21
4. Päästömäärien laskenta.....	26
4.1 Tulipalojen lukumäärät.....	26
4.2 Asuinrakennuspalot.....	27
4.2.1 Tulipalojen lukumäärä.....	27
4.2.2 Tuhoutuneen materiaalin määrä.....	29
4.2.3 Asuinrakennuspalojen vuotuiset päästöt.....	33
4.3 Muut rakennuspalot.....	34
4.3.1 Yleistä.....	34
4.3.2 Tulipalojen lukumäärä.....	34

4.3.3	Tuhoutuneen materiaalin määrä.....	35
4.3.3.1	Rakenteet.....	35
4.3.3.2	Irtaimiston palokuormat.....	36
4.4	Maastopalot.....	44
4.4.1	Palanut pinta-ala.....	46
4.4.2	Biomassan tiheys ja palamiseen osallistuva osuus.....	47
4.4.2.1	Boreaalinen metsä.....	47
4.4.2.2	Ruohomaa.....	49
4.4.2.3	Turvesuo.....	49
4.4.3	Päästökertoimet.....	50
4.4.4	Päästölaskelmat.....	52
4.4.5	Keskustelu.....	53
4.5	Liikennevälinepalot.....	58
4.6	Yhteenveto päästöistä.....	60
4.6.1	Tulipaloista aiheutuvat päästöt.....	60
4.6.2	Vertailu kokonaispäästöihin.....	61
4.6.3	Rakennuspalojen herkkyystarkastelu.....	61
4.7	Muut tulipalot.....	62
5.	Sammutusvaahtojen käyttö.....	64
5.1	Sammutusvaahtojen ympäristövaikutuksista.....	64
5.2	Sammutusvaahtojen käyttö Suomessa.....	65
6.	Johtopäätökset.....	66
	Lähdeluettelo.....	68
Liitteet		
	Liite A: Rakennusluokitus 1994	
	Liite B: Ominaispäästökertoimen määrittäminen kipsilevyistä aiheutuville hiukkaspäästöille	

1. Johdanto

1.1 Tausta

Palontorjunnan perinteisinä tavoitteina on aina ollut ihmishenkien ja omaisuuden suojaaminen. Perinteisiä tavoitteita on viime aikoina pyritty laajentamaan, ja eräänä uutena tavoitteena on esille tuotu myös ympäristön puhtauden turvaaminen (Kokkala 2000). Ympäristön puhtauden turvaaminen on jo eräänä konkreettisenä tavoitteena vaikuttanut mm. Helsingin pelastustoimen palvelutason kehittämistä koskevaan suunnitteluun (Laaksonen 2000).

Tehokas palontorjunta vähentää tulipaloista aiheutuvia ympäristöhaittoja. Toisaalta myös palontorjuntatoimenpiteet saattavat aiheuttaa haittoja ympäristölle. Esimerkkinä voidaan mainita halonit, joiden käyttöä sammutusaineina on voimakkaasti rajoitettu sen vuoksi, että ne tuhoavat yläilmakehän otsonikerrosta. Parhailtaan keskustellaan mm. fluoripohjaisten sammutusvaahtojen ympäristövaikutuksista. Oikean tasapainon löytäminen on tärkeää.

1.2 Tavoite

Tämän työn tavoitteena on laatia suuruusluokkatason arviot keskeisten tulipaloista ja sammutustoimenpiteistä aiheutuvien ympäristöpäästöjen määrästä Suomessa vuositasolla sekä arvioida mahdollisuuksia tulosten hyödyntämiseen palontorjuntatoimenpiteiden suuntaamisessa.

1.3 Määritelmät ja rajaukset

1.3.1 Tulipalot

Tässä työssä tarkastellaan kaikentyypisiä tulipaloja: rakennuspaloja, maastopaloja ja liikennevälinepaloja. Maastopaloihin luetaan mukaan myös ihmisen muokkaamassa luonnonympäristössä tapahtuvat palot, kuten kaatopaikkapalot, turvetuotantoalueiden palot ym. palot.

Tulipalolla tarkoitetaan vahingossa syttyneitä paloja ja tuhopolttoja. Yhteistä näille on se, että ne normaalisti pyritään sammuttamaan mahdollisimman nopeasti ja tehokkaasti. Työn ulkopuolelle rajataan seuraavat tahallisesti sytytettyt palot:

- (a) Metsän tai ruohikon hoito kulottamalla.

- (b) Tarpeettomien tai haitallisten rakenteiden tai aineiden hävitys avotulesa polttamalla.
- (c) Palokuntien koulutusta ja harjoittelua varten sytytetyt tulipalot sekä palotutkimukseen ja palotestaukseen liittyvät polttokokeet.

Tarvittaessa voidaan tässä työssä kerättyjä lähtötietoja ja laskentamenetelmiä käyttää myös näiden palojen ympäristövaikutusten arviointiin.

Edelleen rajataan seuraavat tapahtumat työn ulkopuolelle:

- (d) Ydintekniikkaan liittyvät tulipalot.
- (e) Sotilaskoulutukseen ja sodankäyntiin liittyvät tulipalot.
- (f) Räjähdysaineiden normaaliin käyttöön liittyvät ympäristövaikutukset sekä räjähdysaineisiin liittyvät onnettomuudet.

Rajausta ei tehdä sen vuoksi, etteivätkö ko. tapahtumiin liittyvät ympäristöhaitat saattaisi olla hyvinkin merkittäviä. Rajausta on kuitenkin siinä mielessä perusteltu, että nyt käsillä olevan työn eräänä tavoitteena on auttaa kohdistamaan tulipalojen ehkäisy- ja sammutustoimenpiteet sillä tavoin, että ympäristöön kohdistuvia haitallisia vaikutuksia pienennetään mahdollisimman tehokkaasti. Työn ulkopuolelle rajatut tapahtumat ovat sekä syntymekanismeiltaan ja vaikutuksiltaan että myös ehkäisy- ja torjuntakeinoiltaan niin erilaisia tavanomaisiin tulipaloihin verrattuina, että mielekkään kokonaisuuden rakentamista ei katsottu tässä yhteydessä mahdolliseksi.

1.3.2 Palontorjunta ja sammutustoimenpiteet

Tässä työssä tarkoitetaan palontorjunnalla kaikkia niitä toimenpiteitä, joilla pyritään edistämään paloturvallisuutta. Palontorjuntaan kuuluvat siis mm. syttymisen ehkäisy, palon leviämisen rajoittaminen materiaalivalintojen ja osastoinnin avulla, palon havaitsemiseen ja hälytyksen antamiseen liittyvät tekniset järjestelmät, palon sammutus alkusammutusvälineiden ja automaattisen sammutuslaitteiston avulla, palokuntien toiminta jne.

Sammutustoimenpiteillä tarkoitetaan palon sammutusta alkusammutusvälineiden tai automaattisen sammutuslaitteiston avulla sekä palokunnan toimesta.

Tähän työhön sisältyy tarkastelu sammutustoimenpiteiden osuudesta tulipalojen ympäristövaikutuksiin. Myös muut palontorjunnassa käytettävät keinot aiheuttavat ympäristövaikutuksia, mutta ne joudutaan jättämään hajanaisten mainintojen varaan.

Näin rajattuna työssä siis käsitellään tulipalojen ja palontorjunnan suoria ympäristövaikutuksia mutta ei epäsuoria ympäristövaikutuksia. Tähän kysymyksenasetteluun palataan tarkemmin kohdissa 2.3–2.5.

1.3.3 Ympäristö ja ympäristövaikutukset

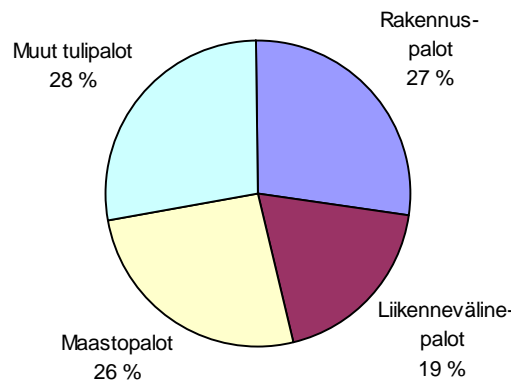
Ympäristöllä tarkoitetaan ilmakehää, vesistöjä (pinta- ja pohjavedet) ja maaperää. Käytännössä rajoitetaan lähes yksinomaan ilmakehään tapahtuviin päästöihin.

Ympäristövaikutusten osalta rajoitetaan tässä työssä siihen, että arvioidaan tarkastelun kohteeksi valittujen kemiallisten yhdisteiden kokonaispäästöt Suomessa vuositasolla. Valitut yhdisteet on esitetty kohdassa 3.2 taulukossa 1. Valinnassa on pyritty ottamaan mukaan ympäristöhaittojen kannalta keskeiset yhdisteet.

1.4 Tilastoaineisto

1.4.1 Tulipalot

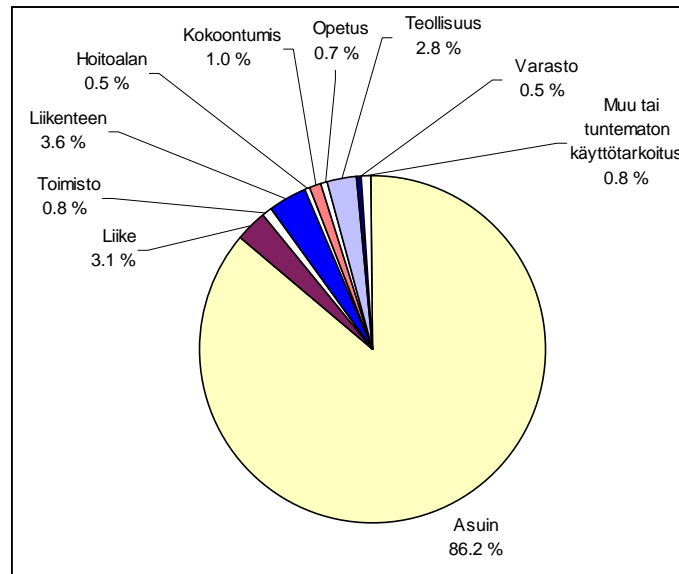
Tulipalojen vuosittaiset lukumäärät arvioitiin sisäasiainministeriön ylläpitämän onnettomuustietokanta Pronon tilastoaineiston pohjalta. Tilastoaineisto kattoi tulipalot vuosilta 1996–2002, ja niitä koskevat tiedot poimittiin pääasiallisesti kolmessa haussa, jotka suoritettiin marraskuussa 2002, helmikuussa 2003 sekä maaliskuussa 2003. Rakennuspalojen osalta jotkin tiedoista kattoivat vain vuodet 1996–2001. Laskennassa käytettiin keskimääräisiä vuosittaisia lukumääriä. Tulipalojen lukumäärän jakautuminen rakennus-, maasto-, liikenneväline- sekä muihin tulipaloihin on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. Tulipalojen lukumäärän jakautuminen ($N = 83\ 890$).

1.4.2 Rakennuskanta

Tiedot rakennuskannan rakennusten lukumääristä vuonna 2001 toimitti Tilastokeskus¹. Eri rakennustyyppien prosentuaaliset osuudet rakennuskannan rakennuksista on esitetty kuvassa 2.



Kuva 2. Rakennusten lukumäärän jakautuminen eri rakennustyyppeihin rakennuskannassa (vuoden 2001 tilanne, $N = 1\,318\,192$).

1.4.3 Päästötilastot

Tulipaloista aiheutuvien ympäristövaikutusten vakavuuden arvioimiseksi verrattiin laskelmista saatuja tuloksia Suomen kokonaispäästötilastoihin. Tilastolähteenä käytettiin ympäristöministeriön verkkosivuilta löytyviä tilastotietoja ilman epäpuhtauksista (Ympäristöministeriö 2003b).

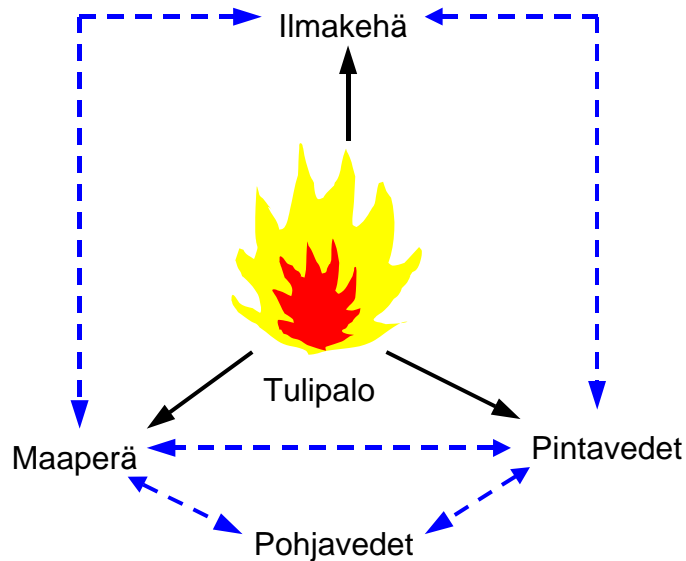
¹ Tilastokeskuksen toimittama sähköinen aineisto rakennuskannan rakennusten lukumääristä vuonna 2001.

2. Tulipaloista aiheutuvat ympäristövaikutukset

2.1 Yleistä

Tässä työssä tarkastellaan vuotuisia päästömääriä. Päästöjen reitit on esitetty kuvassa 3: yhtenäiset nuolet kuvaavat päästöjen reittejä tulipalosta ympäristöön ja katkoviivoilla esitetyt nuolet kuvaavat päästöjen siirtymistä ilmakehän, vesistöjen ja maaperän välillä. Käytännössä tässä työssä joudutaan rajoittumaan lähes kokonaan ilmakehäpäästöihin. Päästöt vesistöihin ja maaperään sekä päästöjen siirtymiset väliaineesta toiseen ja vaikutukset ympäristössä joudutaan jättämään hajanaisten mainintojen varaan.

Tarkastelun kohteeksi otettavat kemialliset yhdisteet ovat sellaisia, jotka voidaan olettaa ympäristön kannalta haitallisiksi. Tämä on vaikeasti määriteltävissä oleva asia. Useissa tapauksissa yhdisteet saattavat olla pieninä määrinä haitattomia tai jopa hyödyllisiä, kuten hiilidioksidi. Suurina määrinä ja yhdessä muista päästölähteistä tulevien päästöjen kanssa kyse on kuitenkin ympäristöhaitasta. Eräiden yhdisteiden haitallisuudesta ei ole vielä täyttä selvyyttä tai yksimielisyyttä, mutta haitallisuuden epäilyyn on kuitenkin painavia perusteita. Tällaisia ovat mm. useat sammutuskemikaalit.

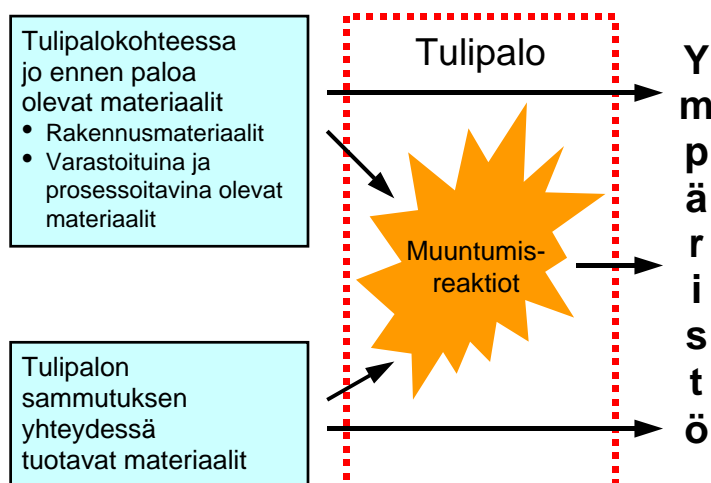


Kuva 3. Haitallisten aineiden reitit tulipalosta ympäristöön ja ympäristössä.

2.2 Päästöjen syntymekanismit

Tulipaloista ympäristöön aiheutuvat päästöt voidaan luokitella syntymekanismin mukaan kuvassa 4 esitetyllä tavalla:

- (a) Palamisreaktioissa syntyvät haitalliset yhdisteet. Lähtöaineina voivat olla sekä tulipalokohteessa jo ennen paloa olleet aineet että kohteeseen sammutuksen yhteydessä tuotavat aineet.
- (b) Haitalliset yhdisteet, jotka olivat olemassa jo ennen tulipaloa, mutta pääsevät leviämään ympäristöön vasta tulipalon seurauksena. Kyseessä saattavat olla yhdisteet, jotka olivat tulipalokohteessa jo ennen paloa, tai yhdisteet, jotka tuodaan kohteeseen sammutuksen yhteydessä.



Kuva 4. Haitallisten päästöjen syntyminen tulipalossa.

Palamisreaktioissa muodostuvat ja savun mukana ilmakehään leviävät yhdisteet muodostavat tulipalojen ehkä helpoimmin mielletävissä olevan ympäristöhaitan. Tällaisia yhdisteitä ovat mm. epätäydellisen palamisen tuloksena syntyvät hiilimonoksidi, polyaromaattiset yhdisteet ja noki. Näiden päästöjen määrään vaikuttavat palavan aineen koostumus ja palamisolosuhteet, ennen kaikkea palamislämpötila ja hapen saanti.

Kohteessa jo ennen paloa olevat haitalliset yhdisteet saattavat olla varastoitavina tai prosessoitavina olevien kemikaalien lisäksi myös ympäristölle vaarallisia rakennusmateriaaleja. Mm. aikoinaan yleisesti käytetyt asbesti ja PCB ovat esimerkkejä haitallisista aineista, joita on edelleen runsaasti rakennuksissa.

Sammutuksen yhteydessä tuotavien yhdisteiden aiheuttamista haitoista ovat esimerkiksi sammutusvaahdoissa käytettävät fluoriyhdisteet, joista keskustellaan parhaillaan aktiivisesti. Samaan kategoriaan kuuluu merkitykseltään jo vähenemässä oleva haloni-ongelma. Halonien taipumus aiheuttaa yläilmakehän otsonikerrosta tuhoavia kemiallisia reaktioita on arvioitu niin merkittäväksi, että halonien valmistusta ja käyttöä on rajoitettu voimakkaasti Wienin ja Montrealin kansainvälisillä sopimuksilla.

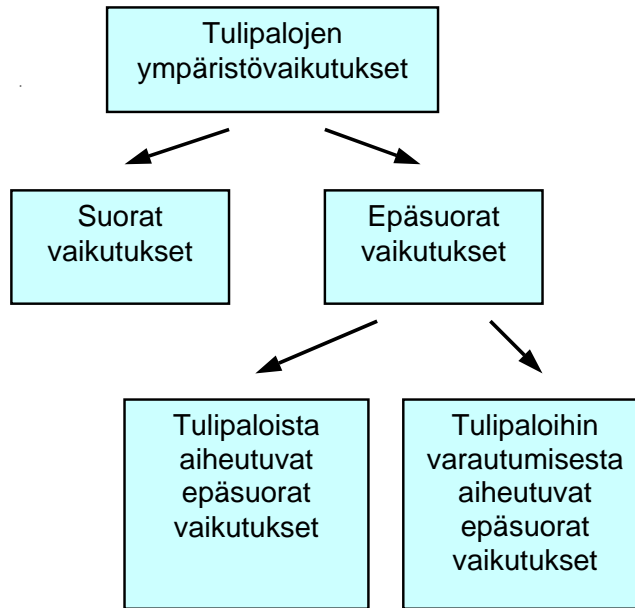
Sammutuksen vaikutus tulipaloista aiheutuviin ympäristöpäästöihin tulee siis esille usealla eri tavalla. Tulipalon sammuttaminen tietysti pysäyttää palamisreaktiot ja sillä tavalla pienentää palamisreaktioiden seurauksena syntyvien haitallisten aineiden määrää. Toisaalta sammuttamisen aiheuttamat palamisolosuhteiden muutokset saattavat vaikuttaa syntyvien yhdisteiden määrään ja haitallisuuteen. Lopuksi itse sammutuskemikaalien ja niiden hajoamistuotteiden päästöillä on vaikutuksia ympäristöön.

2.3 Suorat ja epäsuorat vaikutukset

Edellä on jo lyhyesti sivuttu jakoa suoriin ja epäsuoriin ympäristövaikutuksiin. Tässä työssä käytetään kuvassa 5 esitettyä jaottelua.

- (a) Suorilla vaikutuksilla tarkoitetaan tulipaloista ja niiden sammuttamisesta välittömästi aiheutuvia haitallisten aineiden päästöjä.

- (b) Epäsuorat vaikutukset jaotellaan tulipalojen epäsuoriin ympäristövaikutuksiin ja tulipaloihin varautumisesta aiheutuviin epäsuoriin ympäristövaikutuksiin. Tulipalojen epäsuorilla ympäristövaikutuksilla tarkoitetaan mm. tulipaloissa tuhoutuneiden tai vahingoittuneiden rakennusten ja laitteiden korjauksen tai uudelleenrakentamisen yhteydessä syntyviä päästöjä. Tulipaloihin varautumisesta aiheutuvilla epäsuorilla ympäristövaikutuksilla tarkoitetaan mm. palontorjuntalaitteiden ja -järjestelmien valmistuksen, asennuksen, koekäytön, ylläpidon ja purkamisen yhteydessä syntyviä päästöjä sekä palokuntien koulutuksesta ja valmiudessa olosta aiheutuvia päästöjä.



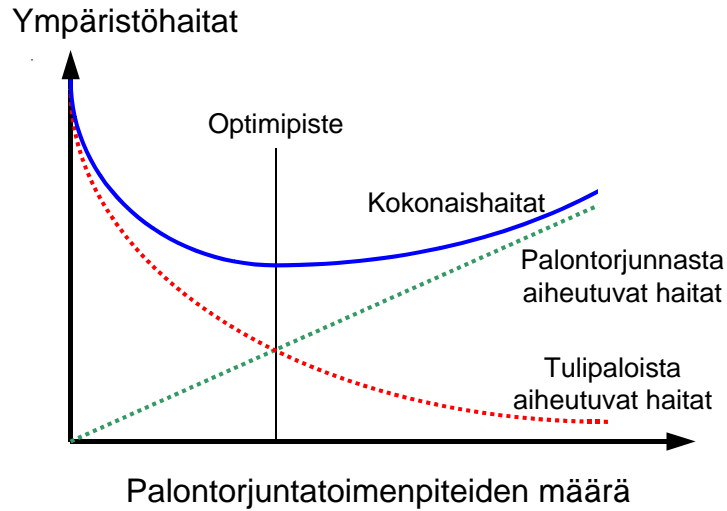
Kuva 5. Ympäristövaikutusten luokittelu.

2.4 Palontorjunnan optimitason etsintä

Ympäristölle aiheutuva kokonaishaitta muodostuu suorien ja epäsuorien haittojen yhteisvaikutuksesta. Palontorjuntatoimenpiteitä voimistamalla voidaan vähentää tulipaloista aiheutuvia ympäristövaikutuksia, mutta samalla lisääntyvät palontorjunnan epäsuorat ympäristövaikutukset. Ympäristön kannalta paras tulos saavutetaan kokonaishaitan minimoinnilla. Tätä on pyritty havainnollistamaan kuvassa 6.

On huomattava, että kokonaishaitan minimointi ei tarkoita samaa kuin tehokkain kuviteltavissa oleva palontorjunta kaikissa tilanteissa. Luonteva vertailukohta on palontorjuntakeinojen mitoituksessa käytettävä taloudellisen kokonaisoptimin periaate. Ja samoin kuin taloudellisessa optimoinnissa on tässäkin muistettava, että optimia etsittäessä ei henkilöturvallisuudelle asetettua tavoitetasoa saa vaarantaa.

Tämän työn puitteissa ei optimitasoa lähdetä etsimään, sillä epäsuorat päästöt on rajattu kokonaan työn ulkopuolelle.

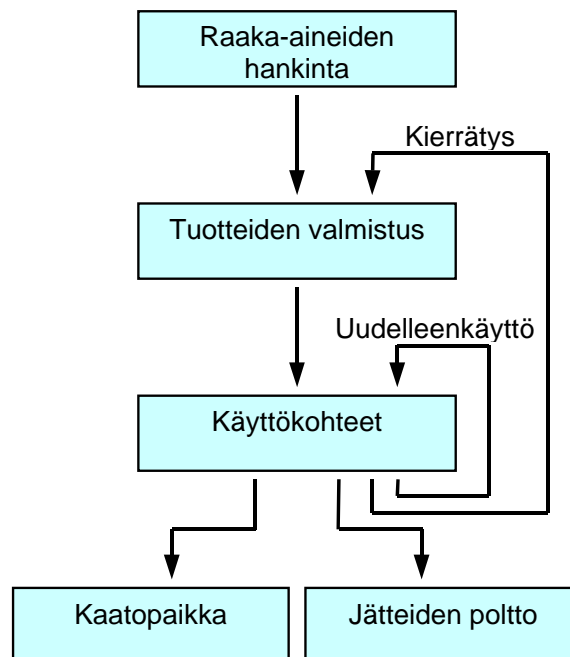


Kuva 6. Palontorjuntatoimenpiteiden optimitason etsintää kuvaava periaatekuva.

2.5 Elinkaaritarkastelut

Elinkaariarviolla tarkoitetaan jonkin tuotteen ympäristövaikutusten arviointia tuotteen koko eliniän ajalta. Elinikä alkaa tällöin raaka-aineiden otosta ja käsittää lisäksi tuotteen valmistuksen, käytön ja hävityksen sekä mahdollisesti uudelleenkäytön ja kierrätyksen (Häkkinen & Kronlöf 1994). Elinkaaren kuuluvat tapahtumat on esitetty kuvassa 7.

Elinkaariarviot tarjoavat mahdollisuuden tarkastella myös valittujen ratkaisujen epäsuoria ympäristövaikutuksia ja soveltuvat sen vuoksi kokonaisoptimin etsintään.



Kuva 7. Elinkaaren vaiheet.

Elinkaaritekniikka tarvitsee kuitenkin kehittämistä, sillä perinteisissä elinkaariarvioissa jätetään onnettomuustapaukset yleensä tarkastelun ulkopuolelle. Tämä on tulipalojen ympäristövaikutusten analysoinnin kannalta iso puute. Tarkastellaan esimerkkinä kysymystä, olisiko ympäristön kannalta edullista varustaa jokin rakennus sprinklerilaitteistolla. Tavanomaisella tekniikalla toteutettu elinkaarianalyysi ottaa kyllä huomioon sprinklerilaitteiston valmistuksen ja asennuksen ympäristövaikutukset, mutta ei ota huomioon sitä, että sprinklatussa rakennuksessa mahdollisesti tapahtuva tulipalo jää todennäköisesti seurauksiltaan vähäisemmäksi kuin sprinklaamattomassa rakennuksessa tapahtuva tulipalo. Niinpä tavanomaisen elinkaarianalyysin tulos olisi se, että rakennuksen varustaminen sprinklauksella on ympäristön kannalta aina vahingollisempaa kuin rakennuksen jättäminen ilman sprinklausta. Sama tulos saataisiin mitä hyvänsä palontorjuntajärjestelmää analysoitaessa.

Yllä esitetyn ongelman ratkaisu edellyttää sitä, että tulipalot ja niiden ympäristövaikutukset sisällytetään jollakin tavalla mukaan elinkaariarvioihin. Tämä ei liene mahdotonta. Onnettomuustapausten jättämistä elinkaariarvioiden ulkopuolelle on perusteltu niiden vaikealla hallittavuudella, millä tarkoitetaan sitä, että tapahtumien todennäköisyydet ovat alhaisia ja seuraukset saattavat olla voimakkaasti vaihtelevia. Tulipalot ovat kuitenkin niin yleisiä onnettomuustapauksia, että niiden esiintymistiheydelle voidaan esittää luotettavia arvioita tilastojen pohjalta. Tulipalojen ympäristövaikutukset tunnetaan toistaiseksi huonommin, mutta tässäkin asiassa tietoa kertyy koko ajan.

On huomattava, että kyllä nykyisinkin käytettävällä metodiikalla toteutetut elinkaariarviot ovat mielekkäitä esim. silloin, kun tehdään vertailua kahden erilaisen tuotteen välillä, joilla on suunnilleen samanlainen todennäköisyys joutua tulipaloon ja suunnilleen samanlaiset ympäristövaikutukset tulipalon mahdollisesti sattuessa. Nyt tarvittaisiin kuitenkin toisenlaista otetta tarkasteltavien systeemien rajauksessa, sillä vertailun kohteeksi otetaan paloturvallisuuskäsitteisiin liittyviä rakenne-, materiaali- ja laitteistoratkaisuja. Näihin liittyvien ympäristövaikutusten odotetaan olevan erilaisia nimenomaan sen vuoksi, että tehtävät valinnat vaikuttavat sekä tulipalojen syttymistodennäköisyyksiin että mahdollisesti syttyvien tulipalojen seurauksiin ympäristön kannalta.

Kuten jo edellä on todettu, tässä työssä ei käsitellä tulipalojen epäsuoria ympäristövaikutuksia. Myös elinkaariarviot joudutaan tämän vuoksi jättämään pois tarkasteluista.

3.2 Tarkasteltavat päästöt

Tässä työssä valittiin tarkasteltavaksi taulukossa 1 esitettyjen kemiallisten yhdisteiden päästöt ilmakehään. Nämä päästöt arvioitiin ympäristöhaittojen kannalta keskeisiksi. Tämä on aina jossain määrin tulkinnanvarainen asia, kuten jo aiemmin todettiin kohdassa 2.1, mutta taulukosta pyrittiin tekemään mahdollisimman kattava. Voidaan myös mainita, että useat teollisuudelle ja liikenteelle asetetut päästörajoitukset sekä eräät Suomen solmimat kansainväliset sopimukset liittyvät taulukossa 1 esitettyjen kemiallisten yhdisteiden päästöjen vähentämiseen. Taulukkoa 1 vastaava rajausta on tehty myös aiemmissa ruotsalaisissa tutkimuksissa (Persson & Simonson 1998, Blomqvist et al. 2002).

Merkittävimmät työn ulkopuolelle rajatut päästöt ovat todennäköisesti raskasmetallien päästöt. Raskasmetallien höyrystyslämpötilat ovat alhaisia, joten tulipaloihin saattaa liittyä merkittävässä määrin raskasmetallien höyrystymistä ja kulkeutumista ympäristöön savun mukana. Päästömäärien arviointi on kuitenkin vaikeaa, sillä raskasmetallien määrät rakennusaineissa ja irtaimistoon kuuluvissa esineissä tunnetaan heikosti.

Myös monia muita yhdisteitä on jouduttu rajaamaan tämän työn ulkopuolelle. On selvää, että palamisreaktioissa syntyy lähes kaikenlaisia yhdisteitä; mm. Ruotsissa on äskettäin kiinnitetty huomiota isosyanaattiyhdisteiden syntyyn tulipaloissa (Blomqvist et al. 2003). Tällaisille yhdisteille ei kuitenkaan löydy luontevia vertailukohtia, sillä niiden päästöjä muistakaan lähteistä ei tietävästi ole kartoitettu.

Taulukko 1. Tarkasteltavat päästöt.

Yhdisteen nimi	Nimilyhenne	Kemiallinen kaava
Hiukkaset		useita yhdisteitä
Hiilidioksidi		CO ₂
Hiilimonoksidi		CO
Typen oksidit	NO _x	useita yhdisteitä
Rikkidioksidi		SO ₂
Syaanivety		HCN
Kloorivety		HCl
Haihtuvat orgaaniset yhdisteet	VOC	useita yhdisteitä
Polyaromaattiset yhdisteet	PAH	useita yhdisteitä
Dioksiinit ja furaanit	PCDD/PCDF	useita yhdisteitä

Normaalisti kaikki taulukossa 1 mainitut yhdisteet kuuluvat kohdassa 2.2 esitetyn jaotelun luokkaan (a) eli kyseessä ovat yhdisteet, jotka syntyvät palamisreaktioiden tuloksena. Erityistapauksissa tilanne voi luonnollisesti olla myös toisenlainen. Esim. rikkidioksidi tai kloorivety voivat olla palokohteessa käytettäviä tai varastoitavia kemikaaleja, joten niiden päästöt eivät välttämättä edellytä ko. yhdisteiden syntyä palamisreaktioissa, vaan päästön aiheuttajana voi olla esim. säiliön särkyminen tulipalon vuoksi. Tämän tyyppisiin päästöihin ei kuitenkaan puututa tässä työssä.

Taulukossa 1 mainittujen yhdisteiden lisäksi tässä työssä tarkastellaan lyhyesti myös sammutusvaahtojen käyttöä Suomessa (luku 5). Sammutusvaahtojen aiheuttamat ympäristöriskit Suomessa on aiemmin arvioitu pieniksi (Ettala et al. 1997), mutta sammutusvaahdoissa käytettävien fluoriyhdisteiden vaikutuksesta ympäristöön on käynnissä jatkuva keskustelu, joka on jo johtanut tiettyjen fluorikemikaalien poistumiseen käytöstä (EPA 2000).

Taulukossa 1 luetelluista kymmenestä yhdisteestä puolet on yksittäisiä yhdisteitä, joiden täsmälliseen määrittelyyn riittää yhdisteen kemiallinen kaava. Toinen puoli koostuu useiden yhdisteiden muodostamista ryhmistä, joiden täsmällinen määrittelyminen on paljon vaikeampaa. Määritelmät ovat lisäksi aina jossain määrin operatiivisia eli koikeesta saatava mittaus tulos riippuu siitä, millä menetelmällä mitataan. Tässä työssä sovelletaan seuraavia määritelmiä:

- (a) Hiukkasilla tarkoitetaan tulipaloissa syntyvää näkyvää savua, joka muodostuu kiinteistä nokihiuukkasista ja pisaroiksi lauhtuneista hiilivety-yhdisteistä. Nämä hiukkaset havaitaan sekä optisilla savunmittausmenetelmillä että myös otettaessa hiukkanäyte savukaasuvirtauksesta.
- (b) Typen oksideilla tarkoitetaan typpimonoksidia NO ja typpidioksidia NO₂. Palamisreaktioissa syntyy yleensä pääasiassa typpimonoksidia, mutta myös jonkin verran typpidioksidia. Ilmakehässä typpimonoksidi pyrkii hapettumaan edelleen typpidioksidiksi. Päästölaskelmat tehdään tämän vuoksi siten, että typen oksidien kokonaismäärää laskettaessa oletetaan myös kaikki typpioksidipäästöt NO₂:ksi.
- (c) Haihtuvilla orgaanisilla yhdisteillä (volatile organic compounds, VOC) tarkoitetaan kaikkia palamisen yhteydessä vapautuvia hiilivety-yhdisteitä. Maastopaloille on josain määrin saatavilla tietoja, joissa hiilivety-päästöt on eritelty metaaniksi ja muiksi hiilivety-yhdisteiksi (non-methane volatile organic compounds, NMVOC). Siltä osin kuin eriteltyjä tietoja on ollut saatavissa, ne esitetään myös tässä työssä. On huomattava, että valittua määritelmää voidaan hyvin perustein kritisoida. Haihtuvat orgaaniset yhdisteet määritellään usein höyrynpaineen tai kiehumispisteen mukaan, ja tällöin jäävät metaanin lisäksi myös useat muut kevyet hiilivety-yhdisteet määri-

telmän ulkopuolelle. Tehdyn valinnan perusteluna oli kuitenkin se, että varsinkaan rakennusmateriaalien paloista ei yleensä ole saatavilla niin tarkasti eriteltyjä päästö-tietoja, että hiilivety-yhdisteitä voisi luokitella muutoin kuin yhdeksi ryhmäksi.

- (d) Polyaromaattisilla yhdisteillä (polyaromatic hydrocarbons, PAH) tarkoitetaan seuraavia neljää yhdistettä: bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)-fluoranteeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni. Tämä on hyvin suppea määritelmä, sillä yleisimmin käytetyn määritelmän mukaan polyaromaattiset hiilivedyt ovat yhdisteitä, joiden molekyyliä on kaksi tai useampia aromaattisia renkaita. Tällaisia yhdisteitä on olemassa hyvin paljon, ja useimmissa tapauksissa tiedot niiden synnystä ja päästöistä eri tilanteissa ovat hyvin puutteellisia. Niinpä PAH-yhdisteiden päästöjen virallisessa tilastoinnissa on päädytty käyttämään arvioita vain yllä mainittujen neljän yhdisteen päästöistä.

Taulukon 1 alimmalla rivillä mainitut dioksiinit ja furaanit muodostavat myös useita yhdisteitä sisältävän ryhmän, mutta ryhmän sisältö on täsmällisesti määritelty (ks. esim. Holopainen 1993).

3.3 Ominaispäästökertoimet

Tässä työssä käytetään rakennus- ja liikennevälinepaloista aiheutuvien päästöjen laskentaan taulukossa 2 esitettyjä ominaispäästökertoimia. Maastopaloista aiheutuvien päästöjen laskennassa käytetyt ominaispäästökertoimet on selostettu kohdassa 4.4.

Rakennus- ja liikennevälinepaloihin liittyvien ominaispäästökertoimien merkittävimpänä lähteenä olivat Ruotsissa aiemmin julkaistut tutkimukset tulipalojen ympäristöpäästöistä (Persson & Simonson 1998, Blomqvist et al. 2002) sekä SFPE:n käsikirjan luku "Generation of heat and chemical compounds in fires" (Tewarson 2002). Ruotsalaisten aiemmissa tutkimuksissa on esitetty arviot kaikkien taulukossa 1 mainittujen yhdisteiden ominaispäästökertoimille. Näiden arvioiden perustelut on kuitenkin esitetty varsin suppeasti. Tewarsonin yhteenvetokatsauksessa on esitetty erittäin suureen alku-peräiskoeaineistoon perustuvat arviot hiukkasten, CO₂:n, CO:n ja hiilivetyjen ominaispäästökertoimista useiden aineiden palaessa sekä lisäksi siitä, miten näiden yhdisteiden ominaispäästökertoimet riippuvat palamisolosuhteista. Tewarson ei kuitenkaan esitä ominaispäästökertoimia muille taulukon 1 yhdisteille.

Taulukko 2. Rakennus- ja liikennevälinepaloissa syntyvien päästöjen laskennassa käytetyt ominaispäästökertoimet [kg päästöä/kg polttoainetta].

Materiaali	CO ₂	CO	NO _x	HCN	HCl	SO ₂	VOC	PAH	PCDD ja PCDF	Hiukaset
Kipsi	0,3	0,03	0,000	0	0	0,047	0	0	0	0,30
Kumi	2,5	0,20	0,0047	1·10 ⁻⁵	0	0,060	0,050	2·10 ⁻⁵	1·10 ⁻¹⁰	0,04
Paperi	1,6	0,06	0,0014	1·10 ⁻⁵	0	0	0,001	2·10 ⁻⁵	2·10 ⁻¹²	0,04
PMMA-muovi	2,0	0,07	0,0012	1·10 ⁻⁵	0	0	0,001	2·10 ⁻⁵	0	0,02
Polyeteeni	3,0	0,06	0,0017	1·10 ⁻⁵	0	0	0,005	2·10 ⁻⁵	1·10 ⁻¹⁰	0,08
Polystyreeni	2,4	0,22	0,0008	1·10 ⁻⁵	0	0	0,015	2·10 ⁻⁵	1·10 ⁻¹⁰	0,20
Polyuretaani	2,0	0,16	0,0900	1·10 ⁻³	0	0	0,005	2·10 ⁻⁵	1·10 ⁻¹⁰	0,10
Puu	1,6	0,06	0,0014	1·10 ⁻⁵	0	0	0,001	2·10 ⁻⁵	2·10 ⁻¹²	0,02
PVC-muovi	1,5	0,12	0,0006	1·10 ⁻⁵	0,32	0	0,030	2·10 ⁻⁵	2·10 ⁻⁹	0,10
Tekstiilit	1,4	0,05	0,0012	1·10 ⁻⁵	0	0	0,001	2·10 ⁻⁵	2·10 ⁻¹²	0,02
Vilja	1,5	0,05	0,0013	1·10 ⁻⁵	0	0,002	0,001	2·10 ⁻⁵	2·10 ⁻¹²	0,02
Öljy	2,9	0,06	0,0017	1·10 ⁻⁵	0	0,008	0,010	2·10 ⁻⁵	1·10 ⁻¹⁰	0,04

Tämän lisäksi pyrittiin ominaispäästökertoimien maksimiarvoja arvioimaan palavien yhdisteiden kemiallisen koostumuksen perusteella. Kemiallisen koostumuksen perusteella tehtävät arviot ovat käyttökelpoisia silloin, kun tarkasteltava yhdiste on jokin palamisen pääasiallisista lopputuotteista. Tällaisia yhdisteitä ovat hiilidioksidi, rikki-dioksidi ja kloorivety (joiden määrille voidaan arvioida ainakin ylärajat palavan aineen hiili-, rikki- ja klooripitoisuuksien perusteella). Muut taulukossa 1 luetellut yhdisteet ovat kuitenkin palamisreaktioiden sivutuotteita, joiden muodostamiseen kuluu tavallisesti vain pieni osa palavan aineen sisältämistä lähtöaineista. Kemiallisen koostumuksen perusteella tehtävät arviot johtavat tällöin suuriin yliarviointeihin ja ovat sen vuoksi melko hyödyttömiä.

Taulukossa 2 ei ole erikseen mainittu kaikkia rakennuksissa ja niiden irtaimistoissa esiintyviä materiaaleja. Myöhemmin tässä työssä kuvatuissa laskelmissa jouduttiin joillekin materiaaleille valitsemaan taulukosta 2 lähinnä vastaava materiaali. Niinpä puulle annettuja ominaispäästökertoimia käytettiin kaikille puuperäisille materiaaleille (havu- vanerille, purulle, puukuitulevyille ja lastulevyille) ja kumille annettuja ominaispäästökertoimia käytettiin myös bitumikermikatteelle.

Rakennus- ja liikennevälinepalojen osalta voidaan yhteenvedona laskennassa käytettyjen ominaispäästökertoimien valintaan liittyvistä näkökohdista todeta seuraavaa:

- (a) Hiukkasten ominaispäästöjä ei voida arvioida palavan aineen koostumuksen perusteella. Perssonin ja Simonsonin (1998) ja Tewartsonin (2002) esittämät arviot ovat hyvin lähellä toisiaan. Tässä työssä käytetyt arvot vastaavat edellä mainituissa lähteissä käytettyjä arvoja. On huomattava, että Tewartsonin esittämät arvot ovat palamiselle tilanteessa, jossa happea on runsaasti saatavilla. Tilanteessa, jossa hapensaanti on rajoitettua, voivat hiukkaspäästöt kasvaa Tewartsonin mukaan n. 2–3-kertaisiksi.
- (b) Hiilidioksidin ominaispäästökerroin voidaan arvioida suhteellisen luotettavasti palavan aineen koostumuksen perusteella, sillä kyseessä on eräs palamisen pääasiallisista lopputuotteista. Hiilidioksidin ominaispäästökerroin ei tämän vuoksi myöskään todennäköisesti riipu kovinkaan paljon palamisolosuhteista. Kuten odottaa saattaa, ovat sekä palavan aineen koostumuksen perusteella tehdyt arviot että Perssonin ja Simonsonin (1998) ja Tewartsonin (2002) esittämät arviot hyvin lähellä toisiaan. Tässä työssä käytetyt arvot vastaavat edellä mainituissa lähteissä käytettyjä arvoja.
- (c) Hiilimonoksidin ominaispäästökerrointa ei voi arvioida yksinomaan palavan aineen koostumuksen perusteella. Perssonin ja Simonsonin (1998) ja Tewartsonin (2002) esittämät arviot ovat hyvin lähellä toisiaan. Tässä työssä käytetyt arvot vastaavat edellä mainituissa lähteissä käytettyjä arvoja. On huomattava, että Tewartsonin esittämät arvot ovat palamiselle tilanteessa, jossa happea on runsaasti saatavilla. Tilanteessa, jossa hapensaanti on rajoitettua, voivat hiilimonoksidipäästöt kasvaa Tewartsonin mukaan jopa n. 50-kertaisiksi.
- (d) Typen oksidien ja syaanivedyn ominaispäästökertoimia ei voi arvioida yksinomaan palavan aineen koostumuksen perusteella, vaikka näiden yhdisteiden pääasiallisena lähteenä onkin palavan aineen sisältämä typpi. Käytännössä on palavan aineen sisältämän typen konversio typen oksideiksi ja etenkin syaanivedyksi hyvin alhainen. Perssonin ja Simonsonin (1998) ehdottamat ominaispäästökertoimet vastaavat n. 15 %:n konversiota typen oksideiksi ja n. 0,15 %:n konversiota syaanivedyksi. Voidaan olettaa, että ominaispäästökertoimet riippuvat ainakin jossain määrin palamisolosuhteista, mutta asiaan liittyvät tiedot ovat hyvin niukkoja. Tässä työssä käytetyt arvot vastaavat Perssonin ja Simonsonin esittämiä arvoja.
- (e) Rikkidioksidin ominaispäästökerroin voidaan arvioida jollain tarkkuudella palavan aineen koostumuksen perusteella. Perssonin ja Simonsonin (1998) laskelmissa merkittävin rikkiä sisältävä materiaali oli kipsilevyt, joille annettu rikkidioksidin ominaispäästökerroin vastaa tilannetta, jossa n. 8 % kipsin sisältämästä rikistä muodos-

taa rikkidioksidia. Tässä työssä käytetyt ominaispäästökertoimen arvot vastaavat Perssonin ja Simonsonin esittämiä arvoja.

- (f) Kloorivedyn ominaispäästökerroin voidaan arvioida jollain tarkkuudella palavan aineen koostumuksen perusteella. Perssonin ja Simonsonin (1998) laskelmissa ainoa klooria sisältävä materiaali oli PVC-muovi. Jos PVC-muovin oletettaisiin olevan puhdasta polyvinyylidikloridia, vastaisi Perssonin ja Simonsonin käyttämä kloorivedyn ominaispäästökerroin tilannetta, jossa n. 20 % muovin sisältämästä kloorista muodostaa kloorivetyä. Käytännössä PVC-muovi sisältää polyvinyylidikloridin lisäksi myös muita aineita, joten Perssonin ja Simonsonin käyttämä kloorivedyn ominaispäästökerroin vastaa korkeampaa konversiota. Tässä työssä käytetyt ominaispäästökerroimen arvot vastaavat Perssonin ja Simonsonin esittämiä arvoja.
- (g) Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden ominaispäästökerrointa ei voi arvioida yksinomaan palavan aineen koostumuksen perusteella. Blomqvist et al. (2002) ja Tewarson (2002) ovat esittäneet suhteellisen hyvin yhtäpitäviä arvioita. Tämä on sikäli hieman yllättävää, että Blomqvistin et al. työssä on haihtuvat orgaaniset yhdisteet määritetty hiilivety-yhdisteiksi, joiden kiehumispiste on tietyllä lämpötila-alueella (alaraja 50–100 °C, yläraja 240–260 °C), kun taas Tewarsonin työssä annetaan ominaispäästökerroin kaikkien hiilivety-yhdisteiden yhteissummalle. Näin siis Blomqvistin et al. määritelmä on paljon suppeampi kuin Tewarsonin määritelmä (vrt. keskustelu kohdan 3.2 luettelon kohdassa (c)). Lisäksi on huomattava, että Tewarsonin esittämät arvot ovat palamiselle tilanteessa, jossa hapetta on runsaasti saatavilla. Tilanteessa, jossa hapensaanti on rajoitettua, voivat hiilivetyypäästöt kasvaa Tewarsonin mukaan jopa n. 500-kertaisiksi. Tässä työssä käytetyt arvot vastaavat edellä mainituissa lähteissä käytettyjä arvoja.
- (h) Polyaromaattisten yhdisteiden ominaispäästökertoimia ei voi arvioida yksinomaan palavan aineen koostumuksen perusteella. Blomqvist et al. (2002) ovat esittäneet arvioita ominaispäästökertoimesta. Tässä työssä päätettiin kuitenkin käyttää PAH-päästöjen virallisessa tilastoinnissa käytettävää laskentatapaa, joka ottaa huomioon vain neljä erikseen nimettyä PAH-yhdistettä (vrt. keskustelu kohdan 3.2 luettelon kohdassa (d)). Tulipaloista aiheutuville bentso(a)pyreenin päästöille käytetään ominaispäästökerrointa 7,2 mg/kg ja muille kolmelle tarkasteltavalle PAH-yhdisteelle yhteensä ominaispäästökerrointa 9,4 mg/kg. Tällöin kaikkien neljän yhdisteen yhteispäästöihin sovellettava päästökerroin on n. $2 \cdot 10^{-5}$. Tehty laskentatavan valinta johtaa siihen, että tässä työssä saavutettavat arviot PAH-päästöistä ovat vertailukelpoisia Suomen virallisten päästötilastojen kanssa, mutta eivät sen sijaan ole suoraan vertailukelpoisia Blomqvistin et al. esittämien arvioiden kanssa.

- (i) Dioksiinien ja furaanien ominaispäästökertoimia ei voi käytännössä lainkaan arvioida palavan aineen koostumuksen perusteella. Blomqvist et al. (2002) ovat esittäneet yhteenvedon mitatuista ominaispäästökertoimista eri aineiden palaessa. Tässä työssä käytetyt ominaispäästökertoimen arvot vastaavat Blomqvistin et al. esittämiä arvoja.

Dioksiinien ja furaanien ominaispäästökertoimia tarkasteltaessa on huomattava se, että kyseessä on useiden eri yhdisteiden muodostama ryhmä ja että ryhmään kuuluvat yhdisteet poikkeavat toisistaan huomattavasti myrkyllisyydeltään. Tällaisessa tilanteessa ei päästöjen massa muodosta järkevää vertailuperustetta, vaan eri yhdisteiden määriä tulee suhteuttaa sopivasti valituilla kertoimilla. Dioksiinien ja furaanien muodostamien seosten myrkyllisyyden arvioinnissa käytetään tämän vuoksi ekvivalenttimuunnoskertoimia (TEF), joiden avulla lasketaan seoksen toksisuusekvivalentti (TEQ) (Holopainen 1993, Blomqvist et al. 2002). Vertailukohtana on dioksiinien ja furaanien muodostaman ryhmän myrkyllisin yhdiste, 2,3,7,8-tetraklooridibentso(p)dioksiini (2,3,7,8-TCDD). Toksisuusekvivalentti tarkoittaa sitä määrää 2,3,7,8-TCDD:tä, jolla on sama myrkyvaikutus kuin näytteen sisältämällä dioksiinien ja furaanien yhteismäärällä. Ekvivalenttimuunnoskertoimien järjestelmiä on useita, mm. kansainvälinen järjestelmä, pohjoismainen järjestelmä, WHO:n järjestelmä ja Eadonin järjestelmä. Nämä järjestelmät poikkeavat jossain määrin toisistaan mutta eivät ratkaisevasti. Kirjallisuudessa esitettyjen tulosten muuntaminen järjestelmästä toiseen on kuitenkin yleensä mahdotonta, sillä muuntaminen edellyttäisi yksityiskohtaisia tietoja kunkin yhdisteen määrästä. Näitä tietoja ei aina ole saatavilla, sillä useimmiten tuloksista esitetään vain toksisuusekvivalentit. Silloinkaan ei aina kerrota, mitä ekvivalenttimuunnoskerroinjärjestelmää laskelmassa on käytetty.

Järjestelmämuunnoksiin liittyvän ongelman vuoksi ovat Blomqvist et al. (2002) esittäneet tuloksensa ilman käytetyn ekvivalenttimuunnoskerroinjärjestelmän määrittelyä. Sama ratkaisu on tehty tässä työssä.

Toksisuusekvivalentin periaatetta tulisi itse asiassa käyttää aina kun tarkastellaan useiden yhdisteiden muodostamaan ryhmään kuuluvien yhdisteiden kokonaispäästöjä. Tässä työssä olisivat siis dioksiinien ja furaanien lisäksi kyseessä ennen kaikkea hiukkaset, haihtuvat orgaaniset yhdisteet ja polyaromaattiset yhdisteet. Näille yhdisteryhmille ei toksisuusekvivalenteja ole kuitenkaan määritetty.

Lopuksi voidaan todeta, että käytettyihin ominaispäästökertoimiin liittyy huomattavia epävarmuustekijöitä. Tämä mainitaan selkeästi myös tässä työssä käytetyssä lähdekirjallisuudessa. Mm. Lemieux et al. (2004) ovat laajassa haihtuvien orgaanisten yhdisteiden, polyaromaattisten yhdisteiden ja dioksiinien ja furaanien päästöjen arviointia käsittelevässä yhteenvedoartikkelissaan voimakkaasti painottaneet sitä, että tulipaloista aiheutuvien päästöjen arviointi on vaikeaa ominaispäästökertoimiin liittyvän epävarmuuden vuoksi.

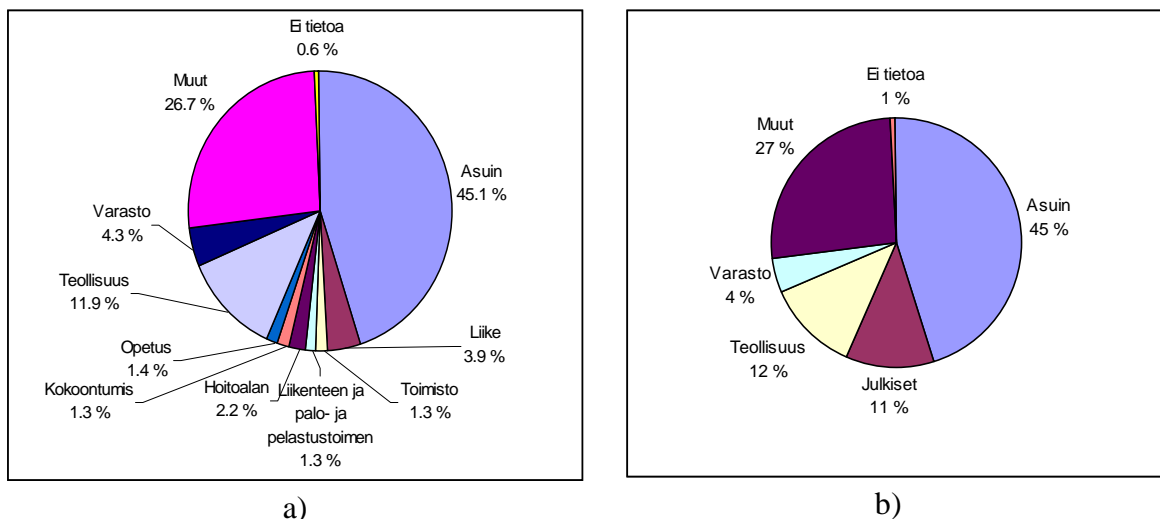
4. Päästömaerien laskenta

4.1 Tulipalojen lukumäärät

Onnettomuustietokanta Pronon tilastoaineiston perusteella rakennuspaloja syttyi välillä 1996–2001 keskimäärin 3 260 vuodessa. Rakennuspalojen prosentuaalinen jakautuminen eri rakennustyyppeihin on esitetty kuvassa 8a). Tässä työssä käytetty jako noudattaa Tilastokeskuksen vuoden 1994 rakennusluokitusta, joka on esitetty liitteessä A. Koska osassa rakennustyyppistä tulipalojen lukumäärä oli melko alhainen, rakennuksista muodostettiin viisi ryhmää:

1. Asuinrakennukset
2. Julkiset rakennukset (sisältää liike-, toimisto-, liikenteen, hoitoalan, kokoontumis-, opetus sekä palo- ja pelastustoimen rakennukset)
3. Teollisuusrakennukset
4. Varastorakennukset
5. Muut rakennukset (sisältää vapaa-ajan asuinrakennukset, maatalousrakennukset sekä muut rakennukset).

Tulipalojen jakautuminen näihin viiteen ryhmään on esitetty kuvassa 8b).

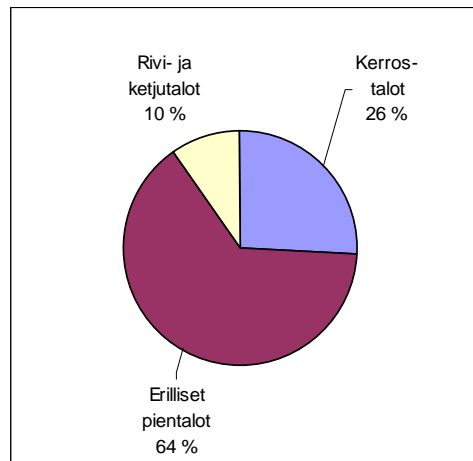


Kuva 8. Vuosina 1996–2001 syttyneiden rakennuspalojen ($N = 19\,530$) lukumäärän (keskimääräinen lukumäärä 3 260 tulipaloa vuodessa) jakautuminen a) eri rakennustyyppeihin, b) asuin-, julkisiin, teollisuus-, varasto- sekä muihin rakennuksiin.

4.2 Asuinrakennuspalot

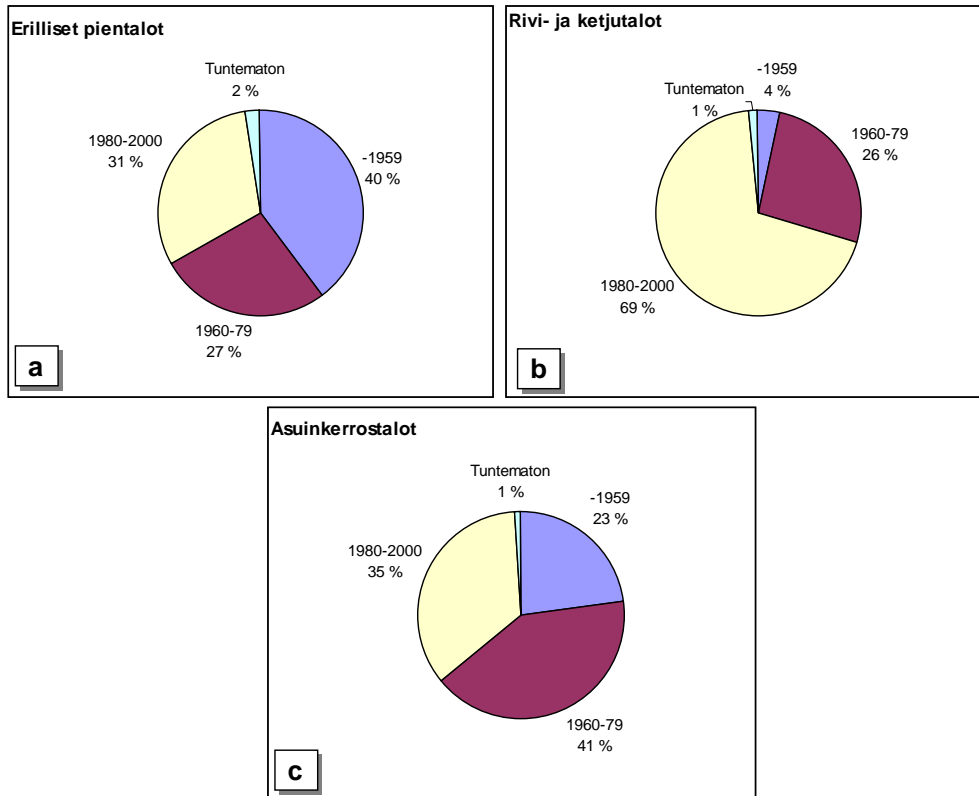
4.2.1 Tulipalojen lukumäärä

Kuvan 8 mukaisesti 45 % rakennuspaloista syttyi asuinrakennuksissa. Tilastokeskuksen rakennusluokituksen mukaisesti (Tilastokeskus 2001) asuinrakennukset voidaan jakaa erillisiin pientaloihin, rivi- ja ketjutaloihin sekä asuinkerrostaloihin. Prontoon kirjattujen tulipalojen jakautuminen näiden asuinrakennustyyppien välillä on esitetty kuvassa 9.



Kuva 9. Tulipalojen jakautuminen 1996–1999 erillisiin pientaloihin, rivi- ja ketjutaloihin sekä kerrostaloihin (Tillander 2004).

Asuinrakennusten palot jaoteltiin lisäksi rakennusvuosikymmenen mukaisesti. Tällöin yksinkertaistaen oletettiin, ettei rakennusvuosikymmenellä ole vaikutusta rakennuksen syttymistodennäköisyyteen ja että tulipalot ovat jakautuneet samassa suhteessa kuin kuvassa 10 esitetty rakennusten lukumäärä rakennuskannassa. Tuntemattomien rakennusten osuus jaettiin tunnetuille ryhmille niiden keskinäisessä suhteessa. Rakennusvuosikymmenjaolla haluttiin tuoda esille rakennusmateriaalien käytössä eri aikoina tapahtuneita muutoksia, kuten mm. 1960-luvulla alkanut mineraalivillan käyttö lämmöneristeenä. Todellisuudessa muutokset tapahtuvat hitaasti ja uusia ja vanhoja materiaaleja käytetään pitkän aikaa rinnakkain, mutta tässä työssä jouduttiin työmäärän rajoittamiseksi valitsemaan eri vuosikymmeniä edustavat tyyppirakennukset, joiden katsottiin edustavan kaikkia kyseisellä vuosikymmenellä rakennettuja asuinrakennuksia.



Kuva 10. Asuinrakennusten jakautuminen rakennuskannassa rakennusvuosikymmenen mukaisesti a) erilliset pientalot (lukumäärä yhteensä 1 016 234), b) rivi- ja ketjutilat (lukumäärä yhteensä 67 341), c) asuinkerrostalot (lukumäärä yhteensä 52 343).

Lisäksi yksinkertaistuksen vuoksi oletettiin kunkin asuinrakennusryhmän sisällä rakennusten kantavan rakenteen materiaali samaksi. Materiaaliksi valittiin kutakin ryhmää hallitseva materiaali, joka erillisissä pientaloissa sekä rivi- ja ketjutiloissa oli puu sekä asuinkerrostaloissa betoni.

Edellä esitetyn tiedon perusteella määritettiin tulipalojen lukumäärät yhtälöä (1) varten taulukossa 3. Yhteensä tulipaloja asuinrakennuksissa syttyi vuosina 1996–2001 keskimäärin 1 468 kpl. Lisäksi koko onnettomuustietokannasta poimitussa havaintoaineistossa oli yhteensä 20 vuosittaista tulipaloa, joissa rakennustyyppi ei ollut tiedossa. Näiden oletettiin jakautuvan kaikille rakennustyypeille samassa suhteessa kuin tunnetut tapaukset. Näin ollen 45 % eli yhteensä 9 tulipaloa tuntemattomista oli asuinrakennusten tulipaloja. Näiden oletettiin jälleen jakautuvan eri asuinrakennustyypeille samassa suhteessa kuin tunnetut tapaukset eli erillisille pientaloille 6 kpl, rivi- ja ketjutiloille 1 kpl ja kerrostaloille 2 kpl. Taulukossa 3 vasemmalla on esitetty kunkin asuinrakennustyyppin jakautuminen eri vuosikymmenillä rakennettuihin rakennuksiin. Taulukossa 3 oikealla on vastaavalla tavalla esitetty tulipalojen lukumäärien jakautuminen. Yhteensä tulipaloja oli $1\,468 + 9 = 1\,477$ kpl. Koska taulukon 3 numerot on esitetty pyöristetyssä muodossa, rivit eivät välttämättä summaudu täsmälleen esitettyihin lukuihin. Laskennassa

käytettiin kokonaisuun tulipaloihin pyöristettyjä lukuja, kun lukumäärät jaoteltiin eri asuinrakennustyyppisiin, pyöristämättömiin lukuihin siirryttiin kun jako tehtiin rakennusvuoden mukaisesti.

Koska ennen vuotta 1960 rakennettuja rivi- ja ketjutaloja oli erittäin vähän, ne poistettiin tarkastelusta ja niissä vuosittain syttyneet 5 tulipaloa yhdistettiin luokkaan 1960–79 rakennetut rivi- ja ketjutalot.

Taulukko 3. Rakennusten lukumäärän jakautuminen rakennuskannassa sekä tulipalojen lukumäärän jakautuminen onnettomuustietokannassa eri asuinrakennustyyppisiin. Tulipalojen lukumäärään lisätty rakennustyyppiltään tuntemattomien osuus (45 % kaikista tapauksista, joissa rakennustyyppi oli tuntematon, yhteensä 9 tulipaloa lisää).

Rakennus- vuosi	Rakennusten lukumäärän ja- kauma rakennuskannassa [%]			Tulipalojen lukumäärä		
	Erillinen pientalo	Rivi- tai ketjutalo	Asuin- kerrostalo	Erillinen pientalo	Rivi- tai ketjutalo	Asuin- kerrostalo
–1959	40	4	23	384	5	89
1960–1979	27	26	41	259	40	158
1980–	33	70	36	302	103	136
Yhteensä	100	100	100	945	148	384

4.2.2 Tuhoutuneen materiaalin määrä

Kokonaispäästöjen laskemiseksi yhtälön (1) toinen komponentti, yhdessä tulipalossa tuhoutuneen materiaalin määrä, määritettiin kullekin rakennustyyppille erikseen. Lisäksi palossa tuhoutunut materiaali jaettiin kahteen erilliseen luokkaan: irtaimistoon ja itse rakennuksen materiaaleihin. Tuhoutuneiden materiaalien määrät arvioitiin kummallekin luokalle erikseen. Työmäärän rajoittamiseksi valittiin kullekin tarkasteltavalle ajanjaksole tyyppirakennukset, joiden katsottiin edustavan kaikkia kyseisellä vuosikymmenellä rakennettuja asuinrakennuksia. Tyyppirakennusten kantava rakenne, kerrosala sekä asuntojen lukumäärä arvioitiin rakennuskantatietojen perusteella määrittämällä kunkin suureen keskimääräiset arvot sekä kerrosluku ja korkeus samalla tavoin pohjautuen onnettomuustietokanta Pronton tilastoaineistoon. Tyyppirakennusten ominaispiirteitä on esitetty taulukossa 4.

Taulukko 4. Esimerkkiasuinrakennusten ominaispiirteitä.

	Erillinen pientalo	Rivi- tai ketjutalo	Asuin-kerrostalo
Kantava rakenne	Puu	Puu	Betoni
Kerrosala (koko rakennus) [m²]	140	450	2 500
Asuntojen lkm	1	5	36
Kerrosluku	1	1	4
Korkeus [m]	5	5	15

Taulukkoon 4 pohjautuen kunkin esimerkkirakennuksen rakenteiden materiaalmäärät määritettiin arvioimalla kussakin rakennusosassa tyypillisesti käytettyjen materiaalien paksuudet ja tyypit. Kun lisäksi arvioitiin esimerkkirakennuksen ulko- ja väliseinien pitoudet ja korkeudet sekä ala-, väli- ja yläpohjien mitat ja käytettyjen materiaalien tiheydet, saatiin kunkin materiaalin osuus kilogrammoina. Vaikka käytettyjen materiaalien laadut ja määrät pyrittiin valitsemaan mahdollisimman edustaviksi, lopulliseen massa-arvioon sisältyy kuitenkin epävarmuutta, sillä luonnollisesti rakennuksissa käytetyissä materiaaleissa on hyvinkin paljon vaihtelua. Materiaalien määrän vaihtelun vaikutusta lopullisiin päästömääriin tarkastellaan myöhemmin lyhyesti herkkyytarkasteluosiossa. Valituissa esimerkkirakennuksissa suurimmat eroavaisuudet materiaaleissa eri aikakausina tulivat esiin eriste- sekä sisäverhousmateriaaleissa. Käytetyt materiaalit on esitetty taulukossa 5. Taulukossa 6 on esitetty esimerkkirakennuksille määritetyt rakenteiden materiaalmäärät.

Taulukko 5. Laskennassa käytetyt eriste- ja sisäverhousmateriaalit eri ajanjaksoilla rakennetuissa asuintaloissa.

	Eristemateriaali			Sisäverhousmateriaali		
	1930–1959	1960–1979	1980–	1930–1959	1960–1979	1980–
Erillinen pientalo	Puru	Vuorivilla	Lasivilla	Puu-kuitulevy	Puu-kuitulevy	Lastulevy
Rivi- tai ketjutalo	-	Vuorivilla	Lasivilla	-	Lastulevy	Kipsilevy
Asuin-kerrostalo	Mineraalivilla	Mineraalivilla	Mineraalivilla	Lastulevy	Lastulevy	Kipsilevy

Taulukko 6. Rakenteiden materiaalimäärät yhdessä rakennuksessa [kg].

Materiaali	Erillinen pientalo			Rivitalo		Kerrostalo		
	1930–1959	1960–1979	1980–	1960–1979	1980–	1930–1959	1960–1979	1980–
Bitumi-kermikate	700	700	0	2 250	0	2 500	2 500	2 500
Havuvaneri	0	0	0	0	1 323	0	0	0
Kipsi	0	0	0	0	23 942	0	0	83 820
Lastulevy	0	1 797	4 533	10 308	0	56 271	56 271	0
Polyeteeni	0	0	0	0	0	118	118	118
Polystyreeni	0	0	0	0	450	875	875	875
Puu ja puru	18 430	4 718	6 579	10 200	11 083	9 326	9 326	9 326
Puukuitulevy	2 015	2 516	1 900	2 770	0	0	0	0
Yhteensä	21 145	9 731	13 012	25 528	36 798	69 090	69 090	96 639

Irtaimiston määrä arvioitiin käyttäen Eurokoodissa (Eurocode 1 2002) annettua asuinrakennusten palokuorman keskimääräistä arvoa 780 MJ/m^2 . Irtaimisto muodostuu lukuisista eri materiaaleista, joiden määriä ei tunneta. Tässä työssä oletettiin, että irtaimiston materiaalien jakautuma noudattaa Perssonin ja Simonsonin (1998) esittämää arviota ja materiaalin määrät asetettiin sille tasolle, että palokuorman kokonaismääräksi saatiin arvo, joka vastasi tasoa 780 MJ/m^2 . Irtaimiston laadun ja määrän oletettiin olevan rakennusvuodesta riippumaton. Tulokseksi saadut materiaalimäärät on esitetty taulukossa 7.

On huomattava, että Suomen rakentamismääräyskokoelmassa (Ympäristöministeriö 2002, 2003a) lasketaan palokuorman sekä irtaimistoon kuuluvat että myös itse rakennuksen palavat materiaalit. Eurokoodissa annetut palokuorman arvot käsittävät vain irtaimistosta aiheutuvan palokuorman, johon rakennusmateriaaleista aiheutuva palokuorma tulee tarvittaessa lisätä. Suomen rakentamismääräyksissä annettuihin lukuarvoihin verrattuna tuntuvat Eurokoodin palokuormamäärät melko korkeilta, mikä näkyy myös siinä, että taulukossa 7 annetut irtaimiston kilomäärät ovat suurehkoja.

Suurin osa paloista kuitenkin sammutetaan ennen kuin rakennuksen materiaalit merkittävästi tuhoutuvat. Tämä on otettu laskelmissa huomioon arvioimalla tuhoutuneen materiaalin osuus Prontoon kirjatun palon laajuuden avulla taulukossa 8. Prosentuaaliset osuudet on arvioitu esimerkkirakennusten huoneiden ja palo-osastojen lukumäärästä lähtien määrittämällä oletettu tuhoutuneen materiaalin osuus rakenteille ja irtaimistolle erikseen.

Taulukko 7. Irtaimiston materiaali jakauma yksittäisessä rakennuksessa.

		Erilliset pientalot		Rivi- ja ketjutalot		Asuinkerrostalot	
Materiaali	Materiaalin osuus massasta [%]	Massa [kg]	Palo-kuorma [MJ]	Massa [kg]	Palo-kuorma [MJ]	Massa [kg]	Palo-kuorma [MJ]
Pahvi, paperi	15	928	14 864	2 981	47 778	16 564	265 435
Polyeteeni	2	124	5 154	398	16 567	2 209	92 039
Polyuretaani	5	309	6 717	994	21 591	5 521	119 949
PVC	5	309	4 955	994	15 926	5 521	88 478
Puu	58	3 587	60 883	11 528	195 695	64 047	1 087 192
Tekstiilit	15	928	16 627	2 981	53 443	16 564	296 906
Yhteensä	100	6 184	109 200	19 877	351 000	110 425	1 950 000

Taulukko 8. Palaneen palokuorman prosentuaalinen osuus palon laajuuden avulla arvioituna.

Palon laajuus tilanteen lopussa	Rakenteet			Irtaimisto		
	Erillinen pientalo	Rivi-talo	Kerros-talo	Erillinen pientalo	Rivi-talo	Kerros-talo
Syttymiskohde	0,4 %	0,2 %	0,03 %	0,7 %	0,4 %	0,1 %
Osa syttymishuonetta	2 %	0,7 %	0,12 %	5 %	1,3 %	0,2 %
Koko syttymishuone	4 %	1 %	0,17 %	7 %	2 %	0,3 %
Syttymisosasto	17 %	5 %	0,7 %	33 %	10 %	1,4 %
Useita palo-osastoja	25 %	15 %	1 %	50 %	30 %	3 %
Levinnyt syttymisrakennuksesta	25 %	25 %	25 %	50 %	50 %	50 %

Taulukossa 9 on esitetty vuoden aikana tulipaloissa tuhoutuneen materiaalin määrä, jossa on otettu huomioon sekä vuotuisten tulipalojen lukumäärä että palon laajuus.

Taulukko 9. Vuoden aikana asuinrakennusten tulipaloissa tuhoutuneen materiaalin määrä (rakenteet ja irtaimisto) [kg].

Materiaali	Erillinen pientalo	Rivitalo	Kerrostalo
Bitumikermikate	30 645	2 420	3 792
Havuvaneri	0	3 300	0
Kipsi	0	59 720	45 148
Lastulevy	124 774	11 088	55 040
Pahvi, paperi	357 946	42 577	150 740
Polyeteeni	47 726	5 677	20 277
Polystyreeni		1 122	1 327
Polyuretaani	119 315	14 192	50 247
PVC	119 315	14 192	50 247
Puu ja puru	2 084 334	203 247	597 008
Puukuitulevy	136 052	2 980	0
Tekstiilit	357 946	42 577	150 740
Yhteensä	3 378 055	403 093	1 074 320

4.2.3 Asuinrakennuspalojen vuotuiset päästöt

Kokonaislaskelmassa on otettu huomioon taulukossa 3 esitetyt tulipalojen lukumäärät ja taulukossa 8 esitetty palon leviäminen, joiden avulla määritettiin taulukossa 9 esitetty vuoden aikana tulipaloissa tuhoutuneen materiaalin määrä kilogrammoina. Yhdistämällä tähän taulukossa 2 esitetyt ominaispäästökertoimet saatiin tuloksena taulukossa 10 esitetyt asuinrakennusten tulipalojen aiheuttamat vuotuiset kokonaispäästöt.

Taulukko 10. Yhteenveto asuinrakennusten tulipalojen aiheuttamista vuotuisista kokonaispäästöistä [kg].

Tulipalot	CO ₂	CO	NO _x	HCN	HCl	SO ₂	VOC	PAH	PCDD ja PCDF	Hiukaset
Erilliset pientalot	5 463 490	222 485	15 249	152	38 181	1 839	9 008	56	0.0003	97 287
Rivi- ja ketjutalot	574 080	24 757	1 727	17	4 542	2 952	969	7	0.0000	28 497
Asuinkerrostalot	1 758 402	73 395	5 911	61	16 079	2 349	3 023	18	0.0001	47 719
Yhteensä	7 795 972	320 637	22 887	230	58 801	7 140	13 000	80	0.0004	173 502

4.3 Muut rakennuspalot

4.3.1 Yleistä

Muut rakennukset jaoteltiin neljään ryhmään, joille päästöt määritettiin erikseen. Käytetyt ryhmät olivat:

Julkiset rakennukset (liike-, liikenteen, hoitoalan, kokoontumis-, toimisto-, opetus- sekä palo- ja pelastustoimen rakennukset, ryhmät C, D, E, F, G, H ja L liitteessä A)

Teollisuusrakennukset (J ks. liite A)

Varastorakennukset (K ks. liite A)

Muut rakennukset (ryhmät B, M ja N liitteessä A).

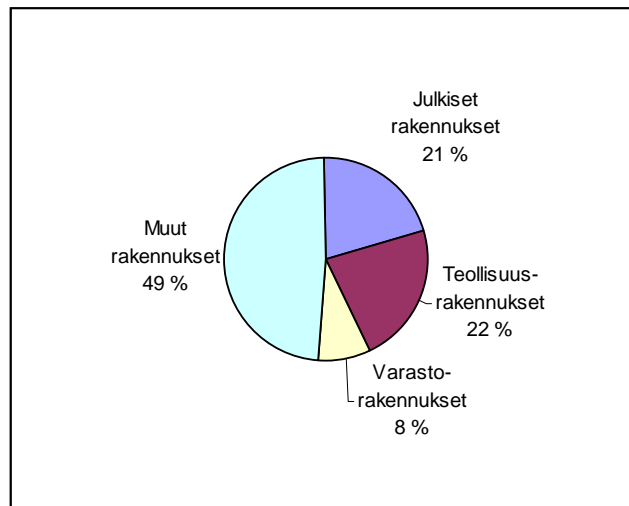
Asuinrakennusten tapaan päästömäärien kartoittamiseksi kullekin tarkasteltavalle rakennusryhmälle valittiin tyyppirakennus, jonka oletettiin edustavan kaikkia ryhmän rakennuksia. Tyyppirakennusten ominaispiirteet on esitetty taulukossa 11. Piirteet arviointiin Pronton tietojen perusteella määrittämällä kussakin ryhmässä yleisimmät kantavan rakenteen materiaalit sekä keskimääräiset kerrosalat, kerrosluvut sekä korkeudet.

Taulukko 11. Esimerkkirakennusten ominaispiirteitä.

	Julkiset rakennukset	Teollisuusrakennukset	Varastorakennukset	Muut rakennukset
Kantava rakenne	puu, betoni	puu, betoni, teräs	puu, betoni, teräs	puu
Kerrosala [m ²]	5 500	12 000	600	120
Kerrosluku	3	2	1	1
Korkeus [m]	10	11	5	4

4.3.2 Tulipalojen lukumäärä

Kun asuinrakennuspalot jätetään huomioimatta, muissa rakennuksissa syttyi keskimäärin 1 780 tulipaloa vuodessa. Mukana luvussa ovat myös rakennustyyppiltään tuntemattomat, joista 55 % eli yhteensä 10 kpl oletettiin olevan muissa rakennuksissa syttyneitä paloja. Lukumäärän jakautuminen eri rakennustyyppeihin on esitetty kuvassa 11.



Kuva 11. Tulipalojen lukumäärän jakauma, kun asuinrakennuspalot on jätetty huomiotta ($N = 10\ 610$).

Kutakin rakennusryhmää hallitsevat kantavan rakenteen materiaalit esitettiin taulukossa 11. Tulipalojen lukumäärien jakautuminen näiden materiaalien kesken saatiin Prontosta. Tulipalot rakennuksissa, joissa kantavan rakenteen materiaali oli jokin muu kuin tarkasteluun valittu, jaoteltiin hallitseville materiaaleille niiden keskinäisessä suhteessa. Lukumäärät on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 12. Palojen lukumäärän jakautuminen rakennuksissa kantavan rakenteen materiaalien mukaisesti.

Rakennustyyppi	Puu	Betoni	Teräs	Yhteensä
Julkiset rakennukset	302	70	0	372
Teollisuusrakennukset	189	112	91	392
Varastorakennukset	81	31	29	141
Muut rakennukset	875	0	0	875
Yhteensä	1447	213	120	1780

4.3.3 Tuhoutuneen materiaalin määrä

4.3.3.1 Rakenteet

Samaan tapaan kuin asuinrakennuksille (kohta 4.2.2) yhdessä tulipalossa tuhoutuneen materiaalin määrä määritettiin jokaiselle rakennustyyppiryhmälle erikseen. Lisäksi tuhoutunut materiaali jaettiin kahteen erilliseen luokkaan: irtaimistoon ja itse rakennuksen materiaaleihin. Rakennusten materiaalmäärät ja -laadut määritettiin arvioimalla kullekin ryhmälle taulukossa 11 esitetyn kokoiselle rakennukselle tyypilliset materiaalityypit ja tiheydet. Materiaalmäärät on esitetty kilogrammoina taulukossa 13.

Taulukko 13. Rakenteiden kokonaismateriaalimäärät yhdessä rakennuksessa [kg].

	Julkiset rakennukset		Teollisuusrakennukset			Varastorakennukset			Muut rakennukset
	Puu	Betoni	Puu	Betoni	Teräs	Puu	Betoni	Teräs	Puu
Bitumi-kermikate	22 000	0	0	48 000	48 000	0	2 400	2 400	0
Havuvaneri	147 263	0	321 300	0	226 800	10 395	0	5 670	1 134
Kipsilevy	143 145	0	601 020	0	574 020	5 616	0	19 116	0
Kivivilla			88 200	0	0	4 410	0	19 116	0
Lastulevy	27 300	0	51 480	0	0	4 950	0	0	0
Mineraalivilla	204 562	89 983	270 592	190 040	386 800	12 800	11 350	19 213	3 860
Polyeteeni	570	0	3 331	0	4 512	216	0	226	36
Polystyreeni	3 300	7 700	7 200	16 800	7 200	0	840	0	0
Puu	695 621	0	1 440 058	0	0	12 039	0	0	11 870
Puukuitulevy	122 792	0	192 850	0	105 000	11 953	0	5 250	1 050
PVC	30 800	30 800	67 200	0	67 200	1 680	0	1 680	0
Yhteensä	1 397 352	128 483	3 043 231	254 840	1 419 532	64 059	14 590	72 670	17 951

4.3.3.2 Irtaimiston palokuormat

Julkisten rakennusten irtaimiston palokuorman tiheys arvioitiin Eurokoodin perusteella (Eurocode 1). Teollisuus- sekä varastorakennuksille luvut arvioitiin Pronton tilastotiedoista, jossa rakennukset on jaettu palokuorman tiheyden perusteella kolmeen ryhmään: alle 600 MJ/m², 601–1 200 MJ/m² ja yli 1 201 MJ/m². Teollisuusrakennukset jaettiin neljään alaryhmään:

- T1: Tekstiilien, vaatteiden, nahan ja nahkatuotteiden valmistus
- T2: Puutavaran valmistus, paperiteollisuustuotteiden valmistus, graafinen tuotanto
- T3: Kemiallisten, maaöljy-, kumi- ja muovituotteiden valmistus
- T4: Muu valmistus.

Suurin osuus ryhmien 1–3 rakennuksista, joissa tulipaloja oli syttynyt vuosina 1996–2001, kuuluivat palokuormaryhmään 601–1200 MJ/m² ja ryhmän 4 rakennuksista palokuormaryhmään alle 600 MJ/m². Näille ryhmille palokuorman keskimääräiseksi tiheydeksi arvioitiin 900 MJ/m² ryhmille 1–3 ja 300 MJ/m² ryhmälle 4.

Varastorakennusten palokuorman tiheys arvioitiin niin ikään Pronton tilastotiedoista määrittämällä kuhunkin kolmeen palokuormaryhmään kuuluneiden syttyneiden rakennusten prosenttiosuudet. Vastaavina palokuorman tiheyden arvoina käytettiin ryhmille

V1:	alle 600 MJ/m ²	→ 300 MJ/m ²
V2:	601–1200 MJ/m ²	→ 900 MJ/m ²
V3:	yli 1 201 MJ/m ²	→ 1 500 MJ/m ²

Yhteenveto käytetyistä palokuorman tiheyksistä on esitetty taulukossa 14.

Taulukko 14. Irtaimiston palokuorman tiheys julkisissa, teollisuus-, varasto sekä muissa rakennuksissa.

	Palokuorman tiheys [MJ/m ²]	Palojen %-osuus
Julkiset rakennukset		
Liikerakennukset	600 ¹⁾	34 %
Toimistorakennukset	420 ¹⁾	11 %
Liikenteen ja palo- ja pelastustoimen rakenn.	100 ¹⁾	12 %
Hoitoalan rakennukset	230 ¹⁾	19 %
Kokoontumisrakennukset	300 ¹⁾	11 %
Opetusrakennukset	285 ¹⁾	13 %
Teollisuusrakennukset		
Tekstiilien, vaatteiden, nahan ja nahka-tuotteiden valmistus	900	2 %
Puutavaran valmistus, paperiteollisuus-tuotteiden valmistus, graafinen tuotanto	900	46 %
Kemiallisten, maaöljy-, kumi- ja muovituotteiden valmistus	900	4 %
Muu valmistus	300	48 %
Varastorakennukset		
V1	300	60 %
V2	900	15 %
V3	1 500	2 %
Muut rakennukset		
	780	100 %

1) Eurocode 1, 2002

Irtaimiston jakautumisesta eri materiaaleihin ei ollut tutkimusaineistoa saatavilla, joten se jouduttiin arvioimaan. Laskennassa käytetyt arvot on esitetty taulukossa 15. Materiaalien määrät asetettiin sellaiselle tasolle, että palokuorman tiheydet vastasivat taulukossa 14 esitettyjä arvoja. Tuloksena saadut palokuormat ja materiaalien massat on esitetty taulukoissa 16–18.

Taulukko 15. Irtaimiston materiaali-jakaumat julkisissa, teollisuus-, varasto- sekä muissa rakennuksissa [%].

Materiaali-jakauma [%]							
Materiaali	Julkiset rakennukset	Teollisuusrakennukset				Varasto-rakennukset	Muut rakennukset
		T1	T2	T3	T4		
Pahvi, paperi	25	10	50	20	20	25	25
PVC	10	20	20	20	20	10	10
Puu	55	20	20	50	50	55	55
Tekstiilit	10	50	10	10	10	10	10
Yhteensä	100	100	100	100	100	100	100

Taulukko 16. Julkisten rakennusten palokuorman materiaalityyppien yksittäisessä rakennuksessa.

Palokuorma [MJ]						
Materiaali	Liike	Toimisto	Liikenteen ja palo- ja pel. toimen	Hoito- alan	Kokoon- tumis	Opetus
Pahvi, paperi	789 881	552 916	131 647	302 788	394 940	375 193
PVC	315 952	221 167	52 659	121 115	157 976	150 077
Puu	1 840 754	1 288 528	306 792	705 622	920 377	874 358
Tekstiilit	353 413	247 389	58 902	135 475	176 706	167 871
Yhteensä	3 300 000	2 310 000	550 000	1 265 000	1 650 000	1 567 500
Massa [kg]						
Materiaali	Liike	Toimisto	Liikenteen ja palo- ja pel. toimen	Hoito- alan	Kokoon- tumis	Opetus
Pahvi, paperi	49 291	34 503	8 215	18 895	24 645	23 413
PVC	19 716	13 801	3 286	7 558	9 858	9 365
Puu	108 439	75 907	18 073	41 568	54 220	51 509
Tekstiilit	19 716	13 801	3 286	7 558	9 858	9 365
Yhteensä	197 162	138 013	32 860	75 579	98 581	93 652

Taulukko 17. Yksittäisen rakennuksen palokuorma teollisuusrakennuksissa.

Materiaali	Teollisuusrakennukset			
	T1	T2	T3	T4
	Palokuorma [MJ]			
Pahvi, paperi	1 086 078	5 310 834	2 056 422	685 474
PVC	2 172 156	2 124 334	2 056 422	685 474
Puu	2 415 284	2 362 109	5 716 489	1 905 496
Tekstiilit	5 126 481	1 002 723	970 667	323 556
Yhteensä	10 800 000	10 800 000	10 800 000	3 600 000
	Massa [kg]			
Pahvi, paperi	63 981	312 862	121 144	40 381
PVC	127 962	125 145	121 144	40 381
Puu	127 962	125 145	302 860	100 953
Tekstiilit	319 905	62 572	60 572	20 191
Yhteensä	639 810	625 724	605 721	201 907

- T1: Tekstiilien, vaatteiden, nahan ja nahkatuotteiden valmistus
T2: Puutavaran valmistus, paperiteollisuustuotteiden valmistus, graafinen tuotanto
T3: Kemiallisten, maaöljy-, kumi- ja muovituotteiden valmistus
T4: Muu valmistus

Taulukko 18. Yksittäisen rakennuksen palokuorma varasto- ja muissa rakennuksissa.

Materiaali	Varastorakennukset			Muut rakennukset
	V1	V2	V3	
Palokuorma [MJ]				
Pahvi, paperi	104 623	313 870	523 117	54 404
PVC	18 000	54 000	90 000	9 360
Puu	224 925	674 774	1 124 623	116 961
Tekstiilit	17 046	51 138	85 230	8 864
Yhteensä	364 594	1 093 782	1 822 971	189 589
Massa [kg]				
Pahvi, paperi	2 510	7 531	12 552	1 305
PVC	1 004	3 013	5 021	522
Puu	5 523	16 569	27 615	2 872
Tekstiilit	1 004	3 013	5 021	522
Yhteensä	10 042	30 126	50 209	5 222

Rakennuksen materiaalit palavat tulipaloissa harvoin kokonaisuudessaan, joka otettiin huomioon laskelmissa arvioimalla tuhoutuneen materiaalin osuus taulukossa 19. Luvut arvioitiin karkeasti lähtien esimerkkirakennusten oletetuista huoneiden ja palo-osastojen lukumääristä määrittämällä tuhoutuneen materiaalin osuus rakenteille ja irtaimistolle erikseen. Vastaavaa arviointimenetelmää käytettiin kohdassa 4.2.2.

Taulukko 19. Tuhoutuneen palokuorman osuus Prontoon tilastoitujen palon levinneisyystietojen avulla arvioituna.

	Julkiset rakennukset	Teollisuusrakennukset	Varastorakennukset	Muut rakennukset
Rakenteet				
Syttymiskohde	0,4 %	0,2 %	0,6 %	1 %
Osa syttymishuonetta	1 %	0,5 %	2 %	3 %
Koko syttymishuone	2 %	0,8 %	3 %	5 %
Syttymisosasto	4 %	3 %	13 %	25 %
Useita palo-osastoja	8 %	6 %	13 %	25 %
Levinnyt syttymisrakennuksesta	13 %	13 %	13 %	25 %
Irtaimisto				
Syttymiskohde	0,8 %	0,3 %	1 %	2 %
Osa syttymishuonetta	3 %	1 %	4 %	7 %
Koko syttymishuone	4 %	2 %	6 %	10 %
Syttymisosasto	8 %	6 %	25 %	50 %
Useita palo-osastoja	17 %	13 %	25 %	50 %
Levinnyt syttymisrakennuksesta	25 %	25 %	25 %	50 %

Taulukossa 20 on esitetty vuoden aikana kaikissa rakennuspaloissa, asuinrakennuspalo- ja lukuun ottamatta, tuhoutuneen materiaalin määrä kilogrammoina. Mukana ovat sekä rakenteet että irtaimisto, ja myös taulukossa 19 esitetty tuhoutuneen palokuorman osuus on otettu huomioon. Kun massat kerrotaan taulukon 2 ominaispäästökertoimilla, saadaan muiden rakennuspalojen aiheuttamat vuotuiset päästöt, jotka on esitetty taulukossa 21.

Taulukko 20. Vuoden aikana tulipaloissa tuhoutuneen palavan materiaalin määrä, rakenteet ja irtaimisto yhteensä [kg].

	Julkiset rakennukset	Teollisuusrakennukset	Varastorakennukset	Muut rakennukset
Bitumikermikate	141 157	163 866	14 615	0
Havuvaneri	944 868	1 184 448	80 110	1 134
Kipsilevy	918 449	2 532 132	106 983	0
Lastulevy	175 163	112 980	27 433	0
Polyeteeni	3 659	16 847	2 093	36
Polystyreeni	32 625	52 866	1 782	0
Puu	4 463 253	4 265 772	189 183	673 745
Puukuitulevy	787 858	645 139	87 075	1 050
PVC	243 425	1 058 470	38 243	120 341
Pahvi, paperi	488 882	1 535 508	55 664	300 852
Tekstiilit	195 553	435 021	22 266	120 341
Yhteensä	8 394 890	12 003 051	625 446	1 217 500

Taulukko 21. Yhteenveto julkisten, teollisuus-, varasto- sekä muiden rakennusten tulipalojen aiheuttamista vuotuisista kokonaispäästöistä [kg].

Tulipalot	CO₂	CO	NO_x	HCN	HCl	SO₂	VOC	PAH	PCDD ja PCDF	Hiukaset
Julkiset rakennukset	12 332 651	513 772	10 681	75	77 896	51 636	21 924	96	0,001	463 230
Teollisuusrakennukset	15 933 616	734 777	12 840	95	338 711	128 842	49 004	60	0,002	1 078 250
Varastorakennukset	870 868	38 720	739	5	12 238	5 905	2 377	8	0,0001	47 376
Muut rakennukset	1 923 419	79 296	1 591	12	38 509	0	4 727	164	0,0002	40 302
Yhteensä	31 060 554	1 366 566	25 849	187	467 353	186 384	78 031	328	0,003	1 629 158

4.4 Maastopalot

Euroopan ympäristökeskuksen (European Environment Agency, EEA) julkaisema Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, Third Edition (2002) käsittelee päästöjä ilmakehään ja niiden kartoitusmenetelmiä. Maastopaloja käsittelevässä osassa todetaan, että biomassan palaminen on maailmanlaajuisesti huomattava CO₂:n ja muiden kaasujen luovuttaja ilmakehään. Valtaosa paloista tapahtuu trooppisilla ja subtrooppisilla alueilla, ja vähäistä huomiota on kiinnitetty eurooppalaisten maastopalojen päästöihin.

Päästöjä lasketaan EEA:n oppaan mukaan arvioimalla ensiksi hiilipäästö C_t palaneesta maastosta

$$C_t = f_c AB\alpha\beta \quad (2)$$

missä

f_c = hiilen massaosuus biomassasta (oppaassa oletetaan keskimääräiseksi arvoksi 0,45)

A = palaneen maaston kokonaispinta-ala

B = biomassan keskimääräinen kokonaistiheys pinta-alayksikköä kohti

α = maanpäällisen biomassan keskimääräinen osuus kokonaisbiomassasta B

β = palanut osuus maanpäällisestä biomassasta.

Eri yhdisteiden päästöjä E_s lasketaan kertomalla hiilipäästö (massayksiköissä) kyseisen yhdisteen päästökertoimella E_f (massayksikkö vapautunutta yhdistettä/massayksikkö palanutta hiiltä)

$$E_s = C_t E_f \quad (3)$$

EEA:n opas antaa arvoja kertoimille B , α ja β seuraaville maastotyypeille:

1. boreaalinen metsä
2. lauhkean vyöhykkeen metsä
3. välimeren metsä
4. pensasmaa
5. ruohomaa (aro)

ja mittaustuloksiin perustuvia päästökertoimia "parhaan arvauksen keskiarvona" seuraaville kaasuille:

- CO
- CH₄
- NMHC (kokonaishiilivedyt pois lukien metaani)
- NO_x
- NH₃
- N₂O
- SO_x.

Kasischke & Bruhwiler (2003) arvioivat boreaalisten metsäpalojen päästöjä yksityiskohtaisemmalla mallilla, missä erotetaan maanpäällinen kasvillisuus sekä pohjakerroksen kasvillisuus (karike, sammalisto, jäkälät, humuskerros). Yhtälön (2) muunneltu muoto on silloin

$$C_t = A(B_a f_{ca} \beta_a + C_g \beta_g) \quad (4)$$

missä

A = palaneen maaston kokonaispinta-ala

B_a = keskimääräinen maanpäällinen biomassatiheys pinta-alayksikköä kohti

f_{ca} = hiilen massaosuus maanpäällisestä biomassasta

β_a = palanut osuus maanpäällisestä biomassasta

C_g = palolle altistetun pohjakerroksen kasvillisuuden hiilitiheys (massa/pinta-ala)

β_g = palanut osuus pohjakerroksen biomassasta.

Kasischke & Bruhwiler perustelevat yhtälön (4) käyttöä sillä, että borealisessa metsässä palaa myös pohjakerros ja lisäksi esiintyy suopaloja, ja näiden suhteellinen hiilisisältö voi olla huomattava.

Liekehtivän ja kyteväen palon päästöt poikkeavat toisistaan. Epätäydellisempi palaminen kytevässä palossa tuottaa mm. enemmän hiilimonoksidia ja hiukkasia. Kasischke & Bruhwiler (2003) ottivat tämän huomioon käyttämällä päästöille yhtälöstä (3) muokattua yhtälöä

$$E_s = C_{il}E_{fl} + C_{ik}E_{fk} \quad (5)$$

missä alaindeksit l ja k viittaavat liekehtivään ja kyteväen paloon.

4.4.1 Palanut pinta-ala

Maastopalojen pinta-alat Suomessa on kerätty Pronton vuosien 1996–2002 tilastoista taulukon 22 mukaisesti. Päästöjen arviointia varten taulukon 22 Pronton mukaiset ryhmät on yhdistetty suuremmiksi kokonaisuuksiksi (taulukko 23).

Taulukko 22. Maastopalojen pinta-alojen vuotuiset keskiarvot Pronton vuosien 1996–2002 tilastoista.

Maastopalojen ryhmittely Pronton lomakkeen mukaisesti	Pinta-ala (m²)	Pinta-ala (%)
01 Vars. metsä, talousmetsä, aluskasvillisuus metsäalueella	3 649 631	37,6
02 Hakkuualue, raivio tai metsäaukea	1 114 383	11,5
03 Pelto, ruohikko tai kaislikko	3 235 335	33,3
04 Tuotantokäytössä oleva turvesuo	1 322 320	13,6
05 Turveauma	46 755	0,5
06 Muu suoalue	100 194	1,0
07 Puisto tms., viheralue taajama-alueella	59 357	0,6
08 Tienvarsi tai rautatien piennaralue	37 367	0,4
09 Kaatopaikka	16 286	0,2
99 Muu maasto	128 181	1,3
Yhteensä	9 709 810	100,0

Taulukko 23. Maastopalojen pinta-alojen vuotuiset keskiarvot yhdistettynä kolmeen ryhmään.

Ryhmä	Pinta-ala (m ²)	Pinta-ala (%)
Metsä (Pronton ryhmä 01)	3 649 631	37,6
Ruohomaa (Pronton ryhmät 02, 03, 07, 08 ja 99)	4 574 624	47,1
Turvesuo (Pronton ryhmät 04, 05, 06 ja 09)	1 485 555	15,3
Yhteensä	9 709 810	100,0

4.4.2 Biomassan tiheys ja palamiseen osallistuva osuus

4.4.2.1 Boreaalinen metsä

Suomalaisen metsän puuston biomassaa esitetään taulukossa 24, josta saadaan puuston keskimääräisen massatiheyden painotettu keskiarvo 40 Mg/ha.

Taulukko 24. Puuston biomassa suomalaisessa metsässä².

Puulaji	Esiintymistiheys (% pinta-alasta)	Keskimääräinen puustotilavuus (m ³ /ha)	Runkopuun tiheys (kg/m ³)	Keskimääräinen massatiheys (Mg/ha)
Mänty	56,9	79	390	31
Kuusi	31,6	148	385	57
Koivu	9,8 ¹⁾	82	490	40

¹⁾ luku tarkoittaa muita havupuita ja lehtipuita, näistä koivu on tavallisin laji

Aluskasvillisuuden kokonaisbiomassa on 3–6 Mg/ha, karikkeen 4,9 Mg/ha ja humuksen 13,5 Mg/ha². Näistä saadaan maanpäälliselle biomassalle arvio puusto + aluskasvillisuus 44 Mg/ha ja pohjakerroksen biomassalle karike + humus 18,4 Mg/ha. Pohjakerroksen hiilitiheys on 9,2 Mg/ha 50 %:n hiiliosuudella.

² Heidi Tanskanen, Yhteenvedo biomassan määrästä suomalaisessa metsässä, sähköposti 10.10.2003

Kasischke & Bruhwiler (2003) antavat tiheysarviot 37–53 Mg/ha (keskiarvo 45 Mg/ha) maanpäälliselle biomassalle Pohjois-Amerikan kolmessa borealisessa metsävyöhykkeessä. Palanut osuus on 0,20–0,29 vyöhykkeestä ja palon rajuudesta riippuen. Pohjakerroksen hiilitiheydelle annetaan arvio 84–103 Mg/ha (keskiarvo 96 Mg/ha) vyöhykkeestä riippuen, ja palanut osuus on 0,05–0,30 vyöhykkeestä ja palon rajuudesta riippuen.

Suomalaisen metsän maanpäällisen biomassan tiheys ei poikkea Kasischken & Bruhwilerin (2003) Pohjois-Amerikan borealisen metsävyöhykkeen maanpäällisen biomassan tiheysarviosta. Sen sijaan pohjakerroksen hiilitiheysarviot poikkeavat huomattavasti toisistaan.

EEA:n opas (2002) ehdottaa borealisen metsän kokonaisbiomassatiheydeksi 250 Mg/ha ja maanpäälliseksi osuudeksi 0,75, jolloin maanpäällinen biomassa on 187,5 Mg/ha. EEA:n kokonaisbiomassatiheyden arvo on lähellä Kasischken ja Bruhwilerin arvoa 238 Mg/ha, mutta maanpäällinen osuus on huomattavasti suurempi. Toisaalta EEA:n oppaan yhtälö (2) ei täsmennä pohjakerroksen osuutta.

Huomataan, että biomassan arviot eri lähteissä poikkeavat toisistaan.

Tässä työssä metsäpalon hiilipäästö on laskettu arvoilla

$$B_a = \text{puusto} + \text{aluskasvillisuus} \ 44 \text{ Mg/ha}$$

$$f_{ca} = 0,45$$

$$\beta_a = 0,2$$

$$C_g = \text{pohjakerroksen hiilitiheys} \ 9,2 \text{ Mg/ha}$$

$$\beta_g = 0,12.$$

Koska latvapalot ovat harvinaisia Pohjois-Euroopassa (Pääatalo 1998), valittiin β_a ja β_g vastaamaan Kasischken ja Bruhwilerin alhaisen intensiteetin metsäpalon arvoja. Arvo $f_{ca} = 0,45$ on EEA:n oppaan suositus ja Kasischken ja Bruhwilerin käyttämä.

Liekehtivän ja kytevä palon tarkastelussa oletetaan, että palaneesta maanpäällisestä biomassasta tuhoutuu 80 % liekehtivässä ja 20 % kytevässä palossa ja pohjakerroksen biomassasta tuhoutuu 20 % liekehtivässä ja 80 % kytevässä palossa (Kasischke & Bruhwiler 2003).

4.4.2.2 Ruohomaa

Tässä työssä on käytetty Kasischken ja Bruhwilerin arviota ruohomaan (aron) maanpäälliseksi hiilitiheudeksi 2,0 Mg/ha, josta palaa 83 %. EEA:n opas antaa ruohomaalle seuraavat arviot: kokonaisbiomassa 20 Mg/ha, maanpäällinen osuus 0,36 ja palanut osuus 0,5, mistä saadaan likimain sama hiilipäästö kuin Kasischken ja Bruhwilerin arvoilla.

4.4.2.3 Turvesuo

Turvesuopalossa hävinneestä biomassasta on Kasischken & Bruhwilerin (2003) mukaan vähän tutkimuksia. Seuraavassa luetellaan muutama arvio turvesoista heidän artikkelistaan. Boreaalisten turvesoiden keskimääräinen syvyys on arviolta 2,5 m ja 10 mm:n turvekerroksen hiilitiheys 5,8 Mg/ha. Kokonaishiilitiheys on silloin arviolta 1 450 Mg/ha. Keskimääräinen hiilipäästö neljän erityyppisen turvesuon palossa Kanadassa 1999 oli arviolta 22 Mg/ha, mutta palojen ajallista kestoja ei mainita. Kasischke ja Bruhwiler arvioivat Venäjän kaukoidän 500 000 ha:n turvepalojen päästöjä yhden kuukauden aikana olettamalla, että päivässä palaa 5 mm:n turvekerros (kokonaishiilipäästö 80 Mg/ha) ja että turvesuo palaa kokonaan kytemällä. CO₂, CO ja CH₄ päästöiksi saatiin 210 Mg/ha, 36 Mg/ha ja 1,2 Mg/ha.

Kauppi et al. (1997) ovat arvioineet suomalaisten soiden ja metsien hiilivarastoja. Suomalaisten soiden (turpeen) keskimääräiseksi hiilitiheudeksi ilmoitetaan 720 Mg/ha. He toteavat, että monet arviot boreaalisista hiilivarastoista ovat suurempia. Syyksi esitetään joko pienempi hiilitiheys suomalaisessa ympäristössä tai yliarvioitua aikaisemmat arviot.

Pronton tilastoissa valtaosa turve/suopaloista on tapahtunut tuotantokäytössä, syttyminen on havaittu heti tai pienellä viiveellä, ja sammutustöihin on ryhdytty nopeasti. Turvesuopalojen kestosta ei ollut merkintöjä Prontossa, jolloin vapautuneen hiilen arviointi jää epävarmaksi. Tuotantokäytössä olevien turvesoiden 210 palossa palanut maastoala oli alle 300 m² 68,5 %:ssa tapauksista. Yli 50 000 m² paloi kuudessa tapauksessa, joista 5 paloa oli kokoa 50 000–400 000 m² ja yksi 8 000 000 m². Turvepalojen kestot, ja vastaavasti päästöt, ovat ilmeisesti olleet eri suuruusluokkaa kuin Kasischken ja Bruhwilerin tarkastelussa. Olettamalla Pronton tilastojen suopalojen keskimääräiseksi kestoksi yksi vuorokausi ja olettamalla, että 5 mm:n turvekerros palaa vuorokaudessa kokonaan ja hiilitiheys on yllä mainittu 0,58 Mg/ha/mm saadaan kokonaishiilipäästölle arvio 2,9 Mg/ha. Tämä on lähinnä valistunut arvaus. Tässä työssä on laskettu turvepalopäästöjä kokonaishiilipäästöoletuksilla 2,9 Mg/ha ja vertailuna myös arvolla 22 Mg/ha.

Laskettuja turvepalopäästöjä arvioitaessa on huomattava, että 8 000 000 m² turvesuon palo vastaa 77 % ryhmän turvesuo vuotuisesta palaneesta pinta-alasta. Koska päästöt

ovat suoraan verrannollisia palaneeseen pinta-alaan, tämä palo vastaa myös 77 %:a päästöistä. Tämän työn puitteissa ei selvitetty, kuinka harvinainen tämän kokoinen suopalo on.

4.4.3 Päästökertoimet

Battye & Battye (2002) esittävät yksityiskohtaisesti haitallisten aineiden päästökertoimia erilaisissa maastopalo-olosuhteissa. Tulokset edustavat Yhdysvalloissa esiintyvää kasvillisuutta sekä palo- että kulotustilanteissa. Lisäksi esitetään keskiarvopäästökertoimia yhteenvedoina edellisistä sekä kytevän ja liekehtivän palon päästökerroimia joissakin tapauksissa eriteltyinä.

Kasischke & Bruhwiler (2003) antavat kirjallisuudesta kerättyjen boreaalisten metsien päästökertoimien keskiarvoja CO₂:lle, CO:lle ja CH₄:lle. Keskiarvot perustuvat sekä laboratorio- että kenttäkokeisiin. Goode et al. (2000) ovat mitanneet ruohomaan ja matalan pensaikon palon päästöjä Alaskassa. Yokelson ym. (1997) ovat mitanneet laboratoriossa kytevän biomassan päästöjä, mm. turvenäytteitä Alaskasta ja Minnesotasta.

Ryhmät VOC ja NMVOC sekä PAH sisältävät määritelmistä ja kirjallisuuslähteestä riippuen erilaisia yhdisteitä. Guenther et al. (2000) arvioivat Pohjois-Amerikkalaisia NMVOC-päästöjä ja esittävät biomassapalojen päästöjen kokonais-NMVOC muodostuvan tyypillisesti

- 30 % C₂-C₄ alkeeneista (C₂H₂, C₃H₈, C₄H₁₀)
- 40 % C₂-C₄ alkaaneista (C₂H₄, C₃H₆, C₄H₈)
- 10 % asetyleenista (C₂H₂).

Battyen & Battyen (2002) mukaan palamisesta peräisin olevat VOC- ja NMHC-päästöt pidetään yleensä samanarvoisina, ja heidän ilmoittamansa VOC-päästökerroin lienee siten metaania poissulkeva. Gooden et al. (2000) antamista päästökertoimista VOC-ryhmään on tässä työssä laskettu HCHO, CH₃OH, HCOOH, CH₃COOH, C₂H₄ ja C₂H₂. Yokelsonin et al. (1997) antamista päästökertoimista VOC-ryhmään on laskettu C₂H₂, C₂H₄, C₃H₆, HCHO, C₂H₄O₂, HCOOH, CH₃COOH, CH₃OH, ja C₆H₆O. Em. Yokelsonin yhdisteiden yhteenlaskettu päästökerroin oli lähes sama Minnesotan ja Alaskan turpeelle, vaikka joidenkin yhdisteiden päästöt poikkesivat huomattavasti toisistaan eri näytteissä, esim. fenolia (C₆H₆O) oli noin 10 kertaa enemmän Minnesotan näytteessä ja formaldehydiä (HCHO) oli noin 5 kertaa enemmän Alaskan näytteessä.

Battye ja Battye antavat kokonaisPAH-päästökertoimen keskiarvona joidenkin puulajien hakkuujätteenäytteen palokokeiden mittaustuloksista.

Taulukossa 25 esitetään ym. lähteiden päästökertoimia (kg päästö/kg polttoaine). Eri lähteissä esiintyy eri arvoja hiilen massaosuudelle biomassasta, nämä ilmoitetaan Taulukon 25 alaviitteissä. Battyen & Battyen (2002) julkaisusta arvoa ei käy ilmi, ja tässä työssä on käytetty keskimääräistä arvoa 0,5 (Levine & Cofer 2000). HCl-päästökertoimia ei löytynyt metsäpalojen päästöjä käsittelevässä kirjallisuudessa. Lobert et al. (1999) toteavat, että palavan biomassan epäorgaanisen kloorin päästöistä on niukasti arvioita, ja ne ovat huomattavan epävarmoja.

Metsäpalojen dioksiini- ja furaanipäästöistä on kirjallisuudessa niin ristiriitaista tietoa, että tässä tutkimuksessa ei esitetä niiden päästöarvoja. Seuraavassa referoidaan lyhyesti joitakin asiaa käsitteleviä julkaisuja.

Mahdollisista dioksiini- ja furaanipäästöistä metsäpalojen yhteydessä on niukasti tietoa kirjallisuudessa. Yhdysvaltalaisen Environmental Protection Agencyn (EPA) PCDD/F-lähteiden arvioinnin käsikirjoituksessa (2001) metsäpalot mainitaan mahdollisena lähteenä. Siinä todetaan kuitenkin, että suoria mittauksia metsäpaloista, joissa on todettu ympäristöä korkeampia PCDD/F-pitoisuuksia, on vain yhdessä julkaisussa (Tashiro et al. 1990). Tuloksista ei voida laskea päästökertoimia, koska palaneen aineen määrää ei arvioitu, lisäksi pidettiin mahdollisena, että osa päästöistä johtuu kasvuston päälle laskeutuneen PCDD/F:n nostamisesta uudelleen ilmaan, eikä palossa muodostuneesta päästöstä.

EPA (2001) esittää PCDD/F-päästökertoimelle sen hetken parhaana, joskin hyvin epävarmana, arviona noin 2 ng TEQ_{DF}/palanutta kg puuta, olettaen että tulos puun polttamisesta kotitalouksissa on sovellettavissa metsäpaloihin.

Gullett ja Touati (2003) mittasivat laboratoriossa poltetuista versojen ja neulaskarikkeen biomassanäytteistä PCDD/F-pitoisuuksia. Näytteet olivat kahdelta seudulta (Oregon ja Pohjois-Carolina). Seitsemän kokeen sarjan keskimääräinen PCDD/F TEQ tuotto oli 19 ng/kg palanutta näytettä. Oregonin näytteen keskiarvo oli 25 ng TEQ/kg palanutta näytettä (vaihteluväli 14–47) ja Pohjois-Carolinan näytteen keskiarvo oli 15 ng TEQ/kg palanutta näytettä (vaihteluväli 1–56). Gullett ja Touati esittävät, että PCDD/F syntyy pääosin itse palossa eikä ole pelkästään peräisin ilmakehästä kasvustoon joutuneista yhdisteistä.

Prange et al. (2003) mittasivat PCDD/F-pitoisuuksia kahdessa palokokeessa, jotka jäljittelivät maastopaloa Queenslandissa, Australiassa, missä maasto on selvästi PCDD:n,

erityisesti OCDD:n saastuttama. Tutkimuksessa ei havaittu kohonneita OCDD-pitoisuuksia eikä kokonais-PCDD/F-pitoisuuksia palamisen jälkeen.

4.4.4 Päästölaskelmat

Eri lähteiden päästökertoimien vaikutusta tarkasteltiin laskemalla päästöjä (Mg/ha) eri maastotyypeille eri lähtökohdista (taulukko 26). Boreaaliselle metsälle on laskettu kokonaishiilipäästö Kasischken ja Bruhwilerin mallin mukaisesti sekä yhdisteille päästöt

1. Kasischken ja Bruhwilerin päästökertoimilla, joissa liekehtivä ja kytevä palo on eritelty
2. Battyen ja Battyen keskiarvoisilla päästökertoimilla ilman liekehtivän ja kytevä palon erittelyä.

Ruohomaalle on laskettu hiilipäästö Kasischken ja Bruhwilerin arvion mukaisesti sekä päästöt

1. Gooden ym. Alaskan ruohomaa/pensasalon päästökertoimilla
2. Battyen ja Battyen keskiarvoisilla päästökertoimilla ilman liekehtivän ja kytevä palon erittelyä.

Turvesuon päästöjä on laskettu arvaamalla kokonaishiilipäästö ja

1. Yokelsonin turvemittausten päästökertoimilla
2. Battyen ja Battyen kytevä palon keskiarvoisilla päästökertoimilla.

NO, NO₂ ja SO₂ muodostuvat pääasiallisesti liekehtivässä palossa (Yokelson et al. 1997), eikä heidän mittauksissa havaittu ollenkaan NO ja vain yhdessä spektrissä NO₂ ja SO₂, nämäkin pitoisuudet olivat lähellä mittauslaitteiston havaintorajaa.

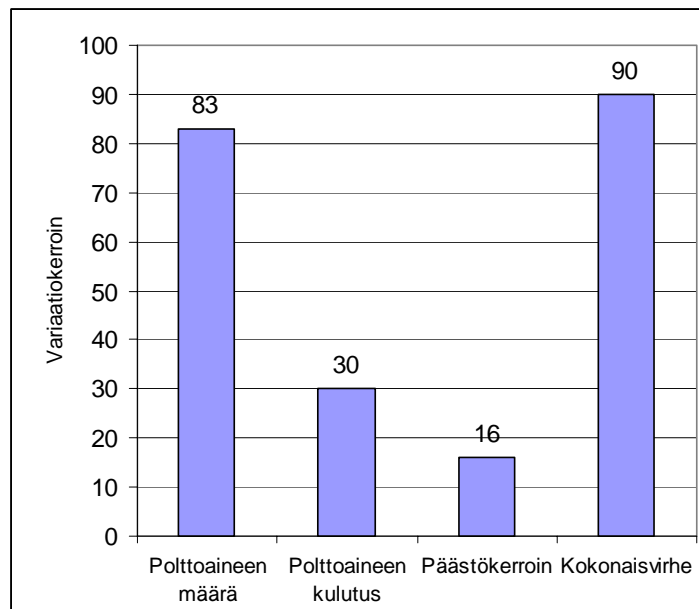
PAH- ja hiukkaspäästöille ei ollut arvoja Yokelsonin tai Gooden artikkeleissa. Hiukkaspäästöt on laskettu ruohomaalle Battyen & Battyen keskivertokertoimella ja turvesuolle Battyen & Battyen kytevä palon kertoimella. Ruohomaan ja turvesuon PAH-päästöjä on laskettu Battyen ja Battyen keskivertokertoimella.

Boreaalisen metsän HCN-päästöjä on laskettu Gooden ruohomaan päästökertoimella.

Vuotuisia kokonaispäästöjä on laskettu Battyen ja Battyen päästökertoimilla borealiselle metsälle, Gooden kertoimilla ruohomaalle sekä Yokelsonin kertoimilla turvesuolle oletuksella $C_t = 2,9 \text{ Mg C/ha}$, yllä mainituilla päästökertoimien poikkeuksilla. Tulokset esitetään taulukossa 27.

4.4.5 Keskustelu

Maastopalojen päästöjen arvioinnissa on huomattavaa epävarmuutta. Kuvassa 12 esitetään Sandbergin et al. (2002) mukainen arvio eri tekijöiden vaikutuksista maastopalojen päästöjen tarkkuudesta. Suurimmat epävarmuudet liittyvät biomassan määrään ja pala-
neen osuuden arviointiin. Kasischke ja Bruhwiler arvioivat päästölaskelmiensa (CO_2 , CO ja CH_4) tarkkuudeksi $\pm 35\text{--}50\%$. EEA:n opas mainitsee CO_2 -päästöjen tarkkuudeksi 50% ja muille kaasuille tekijän 2–3 tarkkuus.



Kuva 12. Arvio eri tekijöiden vaikutuksesta maastopalojen päästöjen laskennassa (Sandberg et al. 2002).

Edellä esitettyjen kirjallisuudesta saatujen tarkkuusarvioiden lisäksi voidaan todeta tässä työssä esitetyistä maastopalojen päästöarvoista seuraavasti.

Kasischken ja Bruhwilerin liekehtivän ja kytevän palon erittely antaa borealiselle metsälle samansuuruisia päästölukemia kuin laskut Battyen ja Battyen keskiarvokertoimilla. Samoin Battyen ja Battyen keskiarvokertoimet antavat samansuuruisia tuloksia verrattuna ruohomaan tai turvesuon täsmällisempien kertoimien tuloksiin. Päästökertoimien valinnan vaikutus on suurimmillaan kertaa 2.

Maastopalojen päästökertoimien vertailu taulukon 2 päästökertoimiin osoittaa, että HCN:n päästökerroin on selvästi suurempi maastopaloille. Lin et al. (2003) mukaan biomassan palaminen on suuri HCN-päästöjen lähde, ja autojen ja teollisuuden päästöt ovat siihen verrattuna pienet, lisäksi kotitalouksien biopolttoaineet eivät tuota HCN-päästöjä. HCN-päästökertoimien vaihteluväli kirjallisuudessa on kuitenkin suuri, pari dekadia.

Tässä työssä pinta-alaa kohti laskettujen päästöjen vertailu EEA:n oletusarvoihin osoittaa, että EEA:n oletusarvot ovat 2–5 kertaa suuremmat boreaalisen metsän tapauksessa ja noin 2 kertaa suuremmat ruohomaan tapauksessa. Ero johtuu pääasiassa palavan biomassan arvioinnin eroista.

Turvesuopalojen osalta ei ollut vertailukohdetta. Niiden osalta on erityisesti huomattava

- hiilipäästöjen arvio 2,9 Mg C/ha on lähinnä esimerkki laskennasta, koska ei ollut tietoa palamisajoista
- tilastoissa oli yksi muita paloja suurempi 800 ha:n turvesuopalo, jonka osuus vuositasolla turvesoiden päästöistä on 77 %.

Taulukko 25. Maastopalojen päästökertoimia kg päästö/kg polttoaine. NMVOC-ryhmään laskettuja yhdisteitä esitetään tekstissä. Tyhjä kohta tarkoittaa, että arvoja joko ei ollut saatavilla tai ne olivat ristiriitaisia.

Maastotyyppi	CO ₂	CO	NO _x	HCN	SO ₂	CH ₄	NMVOC	VOC	PAH	Hiukkaset, PM ₁₀
Eri maastojen keskiarvo, liekehtivä ¹⁾	1,65	0,075				0,0038		0,0048		0,0086
Eri maastojen keskiarvo, kytevä ¹⁾	1,393	0,213				0,0099		0,0084		0,02
Eri maastojen keskiarvo, liekehtivän ja kytevän keskiarvo ¹⁾	1,521	0,144	0,0031		0,00083	0,0068		0,0068	0,000013	0,014
Boreaalinen metsä, liekehtivä ²⁾	1,42	0,086				0,0025				
Boreaalinen metsä, kytevä ²⁾	1,16	0,207				0,0068				
Turvesuo, keskiarvoja turvenäytteistä Alaskasta ja Minnesotasta ³⁾	1,41	0,21		0,0051		0,0069	0,013			
Ruohomaa ja matala pensaikko, Alaska ⁴⁾	1,66	0,085	0,00227 (NO)	0,00061		0,00345	0,025			

¹⁾ Battye & Battye (2002), hiilen massaosuus biomassasta 0,5

²⁾ Kasischke & Bruhwiler (2003), hiilen massaosuus biomassasta 0,45

³⁾ Yokelson et al. (1997), hiilen massaosuus biomassasta 0,5

⁴⁾ Goode et al. (2000), hiilen massaosuus biomassasta 0,5

Taulukko 26. Päästöjä (Mg/ha) eri maastotyypeille. Suluissa on viite julkaisuun, jonka päästökertoimia on käytetty laskennassa. Poikkeukset on merkitty yläindeksillä. Tyhjä kohta tarkoittaa, että arvoja joko ei ollut saatavilla tai ne olivat ristiriitaisia.

Maastotyyppi	CO ₂	CO	NO _x	HCN	SO ₂	VOC	CH ₄	NMVOC	PAH	Hiukkaset
Boreaalinen metsä (Kasischke & Bruhwiler liekehtivä ja kytevä eritelty)	15,0	1,41					0,044			
Boreaalinen metsä (Battye & Battye keskiarvo)	15,4	1,46	0,031	0,006	0,0084	0,069	0,069		0,00013	0,142
Ruohomaa (Goode)	5,5	0,28	0,008 (NO)	0,002			0,011	0,042		
Ruohomaa (Battye & Battye keskiarvo)	5,0	0,48	0,010		0,0028	0,023 _{a)}	0,023		4,3 x 10 ^{-5 a)}	0,046
Turvesuo (Yokelson 22Mg C/ha))	62,2	9,32		0,227			0,305	1,256		0,880 ^{b)}
Turvesuo (Battye & Battye kytevä palo 22 Mg C/ha)	61,3	9,37				0,370	0,436			0,880 ^{b)}
Turvesuo (Yokelson 2,9 Mg C/ha)	8,2	1,2		0,030			0,040	0,166	7,5 x 10 ^{-5 a)}	0,116 ^{b)}

a) Battye ja Battye keskiarvopäästökerroin

b) Battye ja Battye kytevän palon päästökerroin

Taulukko 27. Vuotuiset päästöt maastopaloista (Mg). Suluissa viitataan julkaisuun, jonka päästökertoimia on käytetty laskennassa. Poikkeukset on merkitty yläindeksillä. Tyhjä kohta tarkoittaa, että arvoja joko ei ollut saatavilla tai olivat ristiriitaisia. Boreaalisen metsän VOC-päästöarvo on tulkittu metaania poissulkeväksi (vertaa teksti).

Maastotyyppi	CO ₂	CO	NO _x	HCN	HCl	SO ₂	VOC	CH ₄	NMVOC	PAH	PCDD /F	Hiukkaset
Boreaalinen metsä (Battye & Battye keskiarvo)	5622	532	11,5	2,3 ^{a)}		3,1	25,1	25,1		0,048		51,7
Ruohomaa (Goode)	2521	130	3,4	0,9		1,3 ^{b)}		5,2	19,0	0,020 ^{b)}		21,3 ^{b)}
Turvesuo (Yokelson 2,9 Mg C/ha))	1217	182		4,4				6,0	24,6	0,011 ^{b)}		17,2 ^{c)}
Yhteensä	9360	845	14,9	7,6		4,3		36,3	43,6	0,079		90,2

a) Goode

b) Battye ja Battye keskiarvopäästökerroin

c) Battye ja Battye kytevä palon päästökerroin

4.5 Liikennevälinepalot

Prontoon kirjautuneiden liikennevälinepalojen vuotuinen lukumäärä tarkasteluajanjak-solla 1996–2002 oli 2 259 kpl. Näistä 97 % oli syttynyt tieliikenteen ajoneuvoissa, noin 1 % vesiliikenteen ajoneuvoissa sekä 2 % yhteensä raide- ja lentoliikenteen sekä muissa ajoneuvoissa. Päästölaskelmissa oletettiin kaikkien tulipalojen syttyvän tieliikenteen ajoneuvoissa. Palojen jakautuminen eri ajoneuvotyyppeiden välillä on esitetty taulukossa 28. Taulukossa 28 on esitetty myös niiden palojen prosentuaalinen osuus, joissa al-kusammutus joko rajoitti tai sammutti palon tai sillä ei ollut vaikutusta. Alkusammutuk-sen onnistumisen perusteella arvioitiin edelleen tuhoutuneen materiaalin osuus.

Taulukko 28. Palojen lukumäärän jakautuminen eri tieliikenteen ajoneuvojen välillä sekä alkusammutuksen vaikutus ja sen perusteella arvioitu tuhoutuneen materiaalin osuus.

	Palojen lkm	Alkusammutuksen vaikutus			Tuhoutuneen materiaalin osuus		
		Ei vaiku- tusta	Rajoitti	Sammutti	Ei vaiku- tusta	Rajoitti	Sammutti
Henkilöauto	75 %	67 %	13 %	19 %	0,67	0,33	0,17
Pakettiauto	5 %	65 %	17 %	19 %	0,67	0,33	0,17
Kuorma-auto	4 %	48 %	22 %	30 %	0,67	0,33	0,17
Linja-auto tai ajoneuvoyhdist.	4 %	41 %	29 %	30 %	0,67	0,33	0,17
Moottoripyörä, mopedi ym.	2 %	70 %	6 %	24 %	0,67	0,33	0,17
Muu tieajoneuvo	10 %	45 %	26 %	29 %	0,67	0,33	0,17

Yhdessä ajoneuvossa palavan materiaalin kokonaismääräksi on arvioitu 165 kg (Persson & Simonson 1998), joka jakautuu eri materiaaleihin taulukon 29 mukaisesti (Persson & Simonson 1998). Materiaalin määrä ja jakauma on oletettu samaksi ajoneuvotyypistä riippumatta. Taulukon 28 tietojen avulla on määritetty vuoden aikana liikennevälinepa-loissa tuhoutuneen materiaalin kokonaismäärä taulukossa 29. Taulukossa 30 on taulu-kon 29 materiaalmäärät kerrottu taulukossa 2 esitetyillä ominaispäästökertoimilla, josta on tuloksena saatu liikennevälinepaloista aiheutuneet vuotuiset kokonaispäästöt kilo-grammoina.

Taulukko 29. Palavan materiaalin jakauma yhdessä ajoneuvossa (Persson & Simonson 1998) sekä vuoden aikana liikennevälinepaloissa tuhoutuneen materiaalin määrä.

Materiaali	Palava materiaali yksittäisessä ajoneuvossa [kg]	Vuoden aikana tuhoutunut palava materiaali [kg]
PVC	10	11 482
Polyuretaani	20	22 963
Polyeteeni	10	11 482
PMMA-muovi	60	68 890
Kumi	15	17 223
Polttoaine, öljy	50	57 409
Yhteensä	165	189 448

Taulukko 30. Liikennevälinepalojen vuotuiset päästöt [kg].

Materiaali	CO₂	CO	NO_x	HCN	HCl	SO₂	VOC	PAH	PCDD ja PCDF	Hiukaset
Kumi	43 056	3 445	81	0	0	1 033	861	0,3	2·10 ⁻⁶	689
PMMA-muovi	137 780	4 822	83	1	0	0	69	1,1	0	1 378
Polyeteeni	34 445	689	20	0	0	0	57	0,2	1·10 ⁻⁶	919
Polyuretaani	45 927	3 674	2 067	23	0	0	115	0,4	2·10 ⁻⁶	2 296
PVC-muovi	17 223	1 378	7	0	3 674	0	344	0,2	2·10 ⁻⁵	1 148
Öljy, polttoaine	166 485	3 445	98	1	0	459	574	1,0	6·10 ⁻⁶	2 296
Yhteensä	444 916	17 452	2 354	25	3 674	1 493	2 021	3,1	3·10⁻⁵	8 726

4.6 Yhteenveto päästöistä

4.6.1 Tulipaloista aiheutuvat päästöt

Yhteenveto tässä työssä esitetyillä menetelmillä ja numeroarvoilla lasketuista, tulipaloista Suomessa aiheutuvista vuosittaisista kokonaispäästöistä ilmakehään on esitetty taulukossa 31. Taulukon tulosten perusteella havaitaan, että rakennuspalot ovat useimpien yhdisteiden osalta merkittävien päästölähde. Maastopalot (erityisesti kytevät) näyttäisivät kuitenkin olevan ylivoimaisesti merkittävin syaanivedyn HCN päästölähde. Tähän päästöarvioon liittyy merkittävä epävarmuus, kuten kohdassa 4.4.5 todettiin. Maastopaloista mahdollisesti aiheutuvia dioksiini- ja furaanipäästöjä ei tässä laskelmassa otettu lainkaan huomioon. Liikennevälinepaloista aiheutuvat päästöt olivat käytännössä lähes merkityksettömiä.

Taulukko 31. Yhteenveto tulipaloista Suomessa aiheutuvista vuotuisista kokonaispäästöistä ilmakehään [kg]. Tyhjä kohta tarkoittaa, että arvoja joko ei ollut saatavilla tai ne olivat ristiriitaisia.

Tulipalot	CO ₂	CO	NO _x	HCN	HCl	SO ₂	VOC	PAH	PCDD ja PCDF	Hiukaset
Asuinrakennukset	7 795 972	320 637	22 887	230	58 801	7 140	13 000	80	0,0004	173 502
Julkiset rakennukset	12 332 651	513 772	10 681	75	77 896	51 636	21 924	96	0,001	463 230
Teollisuusrakennukset	15 933 616	734 777	12 840	95	338 711	128 842	49 004	60	0,002	1 078 250
Varastorakennukset	870 868	38 720	739	5	12 238	5 905	2 377	8	0,0001	47 376
Muut rakennukset	1 923 419	79 296	1 591	12	38 509	0	4 727	5	0,0002	40 302
Rakennuspalot yht.	38 856 526	1 687 203	48 736	417	526 155	193 524	91 031	250	0,003	1 802 661
Liikennevälinepalot	444 916	17 452	2 354	25	3 674	1 493	2 021	3	3·10⁻⁵	8 726
Maastopalot	9 360 000	845 000	14 900	7 600		4 300	105 000	79		90 200
Yhteensä	48 661 442	2 549 655	65 990	8 042		199 317	198 052	332		1 901 587

4.6.2 Vertailu kokonaispäästöihin

Taulukossa 32 on esitetty tulipaloista aiheutuvien vuotuisten päästöjen osuus Suomen kokonaispäästöistä. Tästä taulukosta on syaanivety HCN ja kloorivety HCl jätetty pois, sillä niille ei löydy tilastotietoja vuotuisista kokonaispäästöistä.

Taulukon tuloksista havaitaan, että Suomen kokonaispäästöjen kannalta on merkitystä lähinnä rakennuspalloista aiheutuvilla dioksiinien ja furaanien, polyaromaattisten yhdisteiden ja hiukkasten päästöillä sekä maastopaloista aiheutuvilla polyaromaattisten yhdisteiden päästöillä. Rakennuspallojen merkittävä osuus dioksiinipäästöistä ei ole yllättävää, sillä vastaavaan suuruusluokkaan ovat päätyneet mm. Quass et al. (2000).

Taulukko 32. Eri yhdisteiden vuotuiset kokonaispäästöt Suomessa vuonna 2001 [kg] (Ympäristöministeriö 2003b) sekä tulipalojen osuus kokonaispäästöistä [%]. Tyhjä kohta tarkoittaa, että arvoja joko ei ollut saatavilla tai ne olivat ristiriitaisia.

Yhdiste	Suomen kokonaispäästöt vuonna [kg]	Tulipalojen osuus kokonaispäästöistä			
		Rakennuspalot [%]	Liikennevälinepalot [%]	Maastopalot [%]	Kaikki tulipalot [%]
CO ₂	67,6·10 ⁹	0,06	0,001	0,01	0,07
CO	605·10 ⁶	0,3	0,003	0,14	0,4
NO _x	222·10 ⁶	0,02	0,001	0,01	0,03
SO ₂	85·10 ⁶	0,2	0,002	0,01	0,2
VOC	157·10 ⁶ 1)	0,06	0,001	0,07	0,1
PAH	16 300	1,5	0,02	0,5	2
PCDD/PCDF	0,0306	11	0,1		
Hiukkaset	80,1·10 ⁶	2	0,01	0,1	2

1) NMVOC

4.6.3 Rakennuspallojen herkkyytarkastelu

Tässä työssä tehdyn laskelman suurimmat epävarmuustekijät liittyvät rakennusten arviointeihin materiaalmääriin sekä tuhoutuneen materiaalin osuuteen. Näissä suureissa tahtuvien muutoksien vaikutusta pyritään arvioimaan tässä herkkyytarkasteluosiossa.

Taulukossa 31 erottuvat muita ryhmiä suuremmalla osuudella asuinrakennusten NO_x- ja HCN-päästöt sekä teollisuusrakennusten HCl-, SO₂-, VOC-, PCDD- ja PCDF- sekä hiukkaspäästöt. Asuinrakennuksissa suuret NO_x- ja HCN- päästöt aiheutuivat erillisten pientalojen paloissa palavan irtaimiston sisältämästä polyuretaanista. Teollisuusrakennusten sisältämä PVC aiheutti suuret HCl-, VOC-, PCDD- ja PCDF- määrät ja kipsilevy SO₂- sekä hiukkaspäästöt. Kun erillisten pientalojen polyuretaanin sekä teollisuusrakennusten PVC:n ja kipsilevyn määrät puolitettiin, HCl-, SO₂- sekä PCDD- ja PCDF-päästöt vähenivät noin 30 %. Hiukkaspäästöt alenivat 24 % sekä VOC-päästöt 18 %. Muiden yhdisteiden osalta muutos oli 5 % tai sitä pienempi.

Rakennuspalojen aiheuttamien päästöjen prosentuaalinen osuus vuotuisista kokonaispäästöistä oli yleisesti useimpien yhdisteiden osalta hyvin pieni. Vain PAH-, PCDD- ja PCDF- sekä hiukkaspäästöt ylsivät yli 1 %:n osuuteen. Näistä merkittävimmät olivat PCDD ja PCDF 11 %:n osuudellaan.

Materiaalimäärien puolituksen jälkeen tulipaloista peräisin olevien PCDD:n ja PCDF:n osuudeksi jäi 7,5 % kokonaispäästöistä. Hiukkaspäästöjen osuus putosi 2,3 %:sta 1,7 %:iin. Muiden yhdisteiden osalta muutokset olivat selvästi pienempiä.

Päästöt ovat suoraan verrannollisia tuhoutuneen materiaalin osuuteen. Kun kaikkien rakennusten tuhoutuneen materiaalin osuus puolitettiin, myös päästöt puolittuivat. Puolituksen jälkeen PCDD- ja PCDF-päästöjen osuus kokonaispäästöistä laski 6 %:iin, hiukkasten 1,1 %:iin sekä PAH:n 0,8 %:iin.

4.7 Muut tulipalot

Pronton tulipalojen jaotteluun kuuluu edellisissä kappaleissa tarkasteltujen rakennus-, maasto- sekä liikennevälinepalojen lisäksi myös ryhmä muut tulipalot, jotka kattavat 28 % kaikista tulipaloista (kuva 1). Tämä ryhmä sisältää pääasiassa sekalaisia pienehköjä tulipaloja (esim. roskakatoksien paloja) sekä väärin kirjautuneita rakennus-, maasto- ja liikennevälinetulipaloja; eräässä aiemmassa tutkimuksessa havaittiin pienen näytteen (N = 413 kpl) perusteella, että jopa 15 % ryhmään "Muut tulipalot" kirjatuista tulipaloista on virheellisesti kirjattuja rakennuspaloja (Tillander & Keski-Rahkonen 2001). Nopea tässä tutkimuksessa käytössä olevan aineiston vilkaisu paljasti sen sisältävän myös väärin kirjautuneita maasto- sekä liikennevälinepaloja.

Koska tässä tutkimuksessa käytetyn aineiston ryhmä "Muut tulipalot" sisältää yli 20 000 tulipaloa, ei sitä voitu lähteä erittelemään käsityönä. Ryhmän sekalaisen luonteen vuoksi sitä ei voi myöskään järkevästi käsitellä samanlaisella taulukointisystematiikalla kuin rakennus-, maasto- ja liikennevälinepaloja. Mahdollisia käsittelytapoja on siis kaksi:

1. Oletetaan, että kaikki ryhmään "Muut tulipalot" kirjatut tulipalot ovat niin pieniä, että niillä ei ole merkitystä kokonaispäästöjen kannalta. Tällöin tulipaloista aiheutuvat kokonaispäästöt Suomessa ovat taulukon 31 mukaiset.
2. Oletetaan, että kaikki ryhmään "Muut tulipalot" kirjatut tulipalot ovat väärin kirjautuneita rakennus-, maasto- ja liikennevälinetulipaloja ja että väärin kirjautumisen todennäköisyys on kaikissa tapauksissa sama. Tällöin pitää taulukon 31 lukuarvoja kasvattaa vielä tekijällä, joka ottaa huomioon muiden tulipalojen ryhmään kirjautuneiden tulipalojen osuuden kokonaispäästöistä. Tämän tekijän numeroarvo on $(28 \% / 72 \%) = 1,4$ eli päästömääriä kasvatetaan 40 prosentilla.

Todellisuus on ilmeisesti jossakin näiden kahden ääri vaihtoehdon välillä. Merkittävin tulos tarkastelusta on se, että tuloksiin jo muista syistä liittyvän epävarmuuden vuoksi ei valinta näiden kahden vaihtoehdon välillä muuta tuloksia oleellisesti.

5. Sammutusvaahtojen käyttö

5.1 Sammutusvaahtojen ympäristövaikutuksista

Sammutusvaahtojen ympäristövaikutuksia ovat Suomessa tutkineet Ettala et al. (1997), jotka keskittyivät vaahdotteiden akuutin myrkyllisyyden tutkimiseen erityisesti jätevedenpuhdistamojen ja vesistöjen kannalta. Työn johtopäätöksenä oli, että vaikka useat vaahdotteet ovatkin myrkyllisiä, ei niiden käyttö tulipalojen sammutuksessa aiheuta kovin suurta riskiä jätevedenpuhdistamoille eikä vesistöille. Myrkyllisyyden syyksi arveltiin mm. vaahdotteiden sisältämää butyylyglykolia. Ettala et al. painottivat myös sitä, että sammutusvaahtojen pitkäaikaisvaikutuksia ei tunneta, ja korostivat, että vaahdotteiden myrkyllisyysominaisuudet on varmistettava niiden koostumuksen muuttuessa.

Joitakin vuosia Ettalan et al. työn jälkeen on ryhdytty kiinnittämään huomiota vaahdotteiden sisältämiin fluorattuihin tensideihin eli pinta-aktiivisiin aineisiin. Toukokuussa 2000 ilmoitti 3M-yhtiö lopettavansa perfluoro-oktanyylisulfonaatin (PFOS) valmistuksen. Tämä yhdiste on ollut tärkeä ainesosa useissa yhtiön valmistamissa tuotteissa, mukaan lukien eräät sammutusvaahdotyypit. Päätöstä edelsivät neuvottelut Yhdysvaltojen ympäristönsuojeluviraston (EPA) kanssa. Päätöksen syynä oli se, että PFOS on yhtiön EPA:lle toimittamien tietojen mukaan pysyvä yhdiste, joka kerääntyy ihmisten ja eläinten kudoksiin ja saattaa aiheuttaa vaaraa ihmisille ja ympäristölle (EPA 2000).

3M-yhtiö käytti PFOSin valmistukseen sähkökemiallista menetelmää. Fluorattuja tensidejä voidaan valmistaa myös toisella menetelmällä, jota kutsutaan telomerisaatioksi (Moody & Field 2000, Cortina 2003). Eräiden lähteiden mukaan telomerisaatiomenetelmällä valmistetut fluoratut tensidit eivät sisällä lainkaan PFOSia (Cortina 2003, Anon. 2000, Anon. 2001b). On selvästi nähtävissä, että telomerisaatiomenetelmällä valmistettuihin fluorattuihin tensideihin perustuvien sammutusvaahtojen markkinoinnissa pyritään nykyisin määrätietoisesti erottautumaan sähkökemiallisen valmistusmenetelmän ja PFOSin huonosta maineesta (Anon. 2000, Anon. 2001a, Anon. 2001b). Telomerisaatioprosessiin perustuvien vaahtojen etuina korostetaan myrkyttömyyttä ja biohajoavuutta (Anon. 2001b, Anon. 2003a, Anon. 2003b). Myös alhainen fluori- pitoisuus esiintyy myyntiargumenttina (Anon. 2001b).

Myrkyttömyys ja biohajoavuus on lehtiartikkeleissa esitetty myös sellaisten sammutusvaahtojen etuina, jotka eivät artikkelissa annettujen tietojen mukaan sisällä lainkaan fluorattuja hiilivetyjä (McDowall 2002) tai joiden koostumusta ei paljasteta (Terlage 2001).

Sammutusvaahtojen terveys- ja ympäristövaikutusten arviointia käsittelee myös pohjoismainen standardi NT Fire 051 (Nordtest 2000), joka asettaa mm. ylärajat akuutille myrkyllisyydelle ja bioakkumulaatiotaipumukselle sekä vähimmäisvaatimukset biohajoamiselle.

5.2 Sammutusvaahtojen käyttö Suomessa

Sammutusvaahtojen kokonaiskäyttömääriä ei kartoitettu tämän työn puitteissa. Ettala et al. (1997) selvittivät tullitilastoista, että vaahdotteiden tuonti Suomeen oli 412 tonnia vuonna 1993 ja 633 tonnia vuonna 1994. Valtaosa vaahdosta käytetään pienissä kohteissa, mutta jopa 12 tonnin kertakäyttö arvioitiin mahdolliseksi lentokonehallin vaahdotuksen yhteydessä. Useimmat suuria vaahtomääriä vaativat kohteet olivat viemäröityjä, joten Ettalan et al. työssä kiinnitettiin päähuomio vaahtopäästöjen jätevedenpuhdistamoille aiheuttamiin toimintahäiriöriskeihin. Joissakin tapauksissa oli kuitenkin olemassa myös suurten kertapäästöjen riski suoraan mereen tai maaperään.

Kokonaiskäyttömäärästä käytetään todennäköisesti merkittävä osa harjoituksissa; esim. Ilmailulaitos käytti vuosina 2001–02 harjoitteluun yhteensä n. 35 tonnia vaahdotteita, mutta varsinaisia onnettomuustapauksia ei ollut lainkaan (Sääskilahti 2003). Harjoitusalueet kannattaisikin varustaa sopivilla rakenneratkaisuilla, jotka estävät vaahdotteiden lisäksi myös harjoituksissa käytettävien palavien nesteiden pääsyn maaperään ja pohjavedeen. Yhdysvalloissa on havaittu pohjaveden saastuneen useiden harjoitusalueiden lähetyvillä (Moody & Field 2000).

6. Johtopäätökset

Tavoitteena oli laatia arviot tulipaloista aiheutuvien päästöjen vuosittaisista määristä sekä tulosten perusteella verrata tulipaloista aiheutuvien ympäristöhaittojen vakavuutta muista päästölähteistä aiheutuviin ympäristöhaittoihin. Tulipaloista aiheutuvia paikallisia ympäristövaikutuksia ei käsitelty.

Tavallisimpien yhdisteiden osalta vaikuttaa tässä työssä tehtyjen laskelmien perusteella siltä, että tulipaloista aiheutuvat päästöt ovat melko pieniä Suomen kokonaispäästöihin verrattuna. Tavallisimpiin yhdisteisiin luetaan tässä hiilidioksidi (CO₂), hiilimonoksidi (CO), typen oksidit (NO_x), syaanivety (HCN), kloorivety (HCl), rikkidioksidi (SO₂) sekä haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC). Asetta merkittävämpiä olivat polyaromaattisten yhdisteiden päästöt sekä hiukkaspäästöt. Näidenkin osuus oli kuitenkin vain muutamian prosentin luokkaa kokonaispäästöistä. Selkeästi merkityksellisimmäksi tulipalojen ympäristöhaitaksi nousivat supermyrkkujen dioksiinien ja furaanien (PCDD ja PCDF) päästöt, jotka olivat n. 11 % vuotuisista kokonaispäästöistä. Laskelmissa dioksiinien ja furaanien pääasiallisena lähteenä olivat rakennuspäät ja niissä edelleen polyvinyylikloridi (PVC).

Saadut tulokset ovat samansuuntaisia kuin aiemmissa ulkomaisissa tutkimuksissa esitetyt. Suurimmat epävarmuudet liittyivät esimerkkirakennusten materiaalivalintoihin sekä tulipaloissa tuhoutuneen materiaalin määrään. Esimerkiksi dioksiinien ja furaanien suurin lähde tehdyissä laskelmissa oli polyvinyylikloridi, mutta polyvinyylikloridin kokonaismäärästä rakennuksissa ja sen osuudesta tulipaloihin voidaan esittää vain ylimalkaisia arvioita. Herkkyystarkasteluosiossa pyrittiin muutamilla yksinkertaisilla laskelmilla selvittämään, miten materiaalien määrien vaihtelut vaikuttavat lopputuloksiin.

Suurimmat epävarmuustekijät maastopalojen päästöjen arvioinnissa liittyivät biomassan määrään ja siitä palaneeseen osuuteen. Turvesuopalojen osalta palaneen biomassan määrän arviointia vaikeutti lisäksi epätietoisuus palojen kestosta. Turvesuopalojen tilastoissa oli yksi pinta-alaltaan muita huomattavasti suurempi palo, jonka osuus vuositason turvesuopalojen päästöarviosta on 77 %. Tehtyjen laskelmien perusteella maastopäät ovat muita päätä merkittävämpi HCN-päästöjen lähde, joskin sekä turvesuopalojen hiilipäästöjen arviointi että kirjallisuudessa mainittu HCN-päästökertoimien laaja vaihteluväli tuo laskelmiin huomattavaa epävarmuutta. Pälöjen HCN-päästöjen vertailua vuotuisiin kokonaispäästöihin ei tehty, koska vastaavia tilastotietoja ei ollut, mutta kirjallisuudessa biomassan palaminen on arvioitu huomattavaksi HCN-lähteeksi ilmakehään. VOC-yhdisteitä syntyy laskelmien perusteella suhteellisesti enemmän maastopäloissa kuin rakennuspäloissa, mutta kirjallisuudessa esiintyvät epämääräisyydet VOC-yhdisteiden määritelmässä ja vastaavasti päästökertoimissa tuovat mukanaan epävarmuutta. Hiukkasia syntyy maastopäloissa suhteellisesti vähän verrattuna rakennuspäloihin.

hin. Tähän lienee syynä kipsilevyille käytetty hiukkasten päästökerroin, joka muihin materiaaleihin verrattuna on huomattavasti suurempi. Kertoimen paikkansapitävyys on epävarma, eikä se välttämättä kuvaa palamisreaktiota, vaan kipsilevyn hajoamisessa irtoavan materiaalin määrää.

Tarkempi laskelma edellyttäisi perusteellisempaa selvitystä eri materiaalien määristä rakennuksissa. Tämä koskee sekä rakenteiden että irtaimiston materiaaleja. Tällainen selvitys palvelisi myös yleisemmin paloturvallisuussuunnittelua, sillä selvityksen tuloksia voitaisiin käyttää myös palon leviämisen ja palotehon arviointiin rakennuspalojen eri tilanteissa. Sama pätee myös maastopalojen päästöjen arviointiin, missä palaneen aineen määrä on vähiten tunnettu tekijä laskelmissa.

Polyaromaattiset yhdisteet sekä dioksiinit ja furaanit kertyvät ainakin jossain määrin palokohteen seinä- ja kattopinnoille sekä irtaimistoon, mistä ne saattavat kulkeutua ympäristöön sammutusjätevesien mukana tai jälkivahinkojen torjuntaan liittyvien siivoustoimenpiteiden seurauksena. Sammutukseen ja jälkisiivoukseen liittyvät ympäristö- ja työsuojelunäkökohdat sekä sammutusjätevesien ja siivousjätteen hävittämistavan valinta saattavat jatkossa edellyttää tarkempia tutkimuksia tulipaloissa syntyvistä yhdisteistä ja niiden siivouskeinoista.

Lähdeluettelo

- Anon. 2000. New advances in firefighting foam. *Fire*, August 2000, s. 29.
- Anon. 2001a. Environmentally friendly AFFF agents... *Fire International*, January 2001, s. 18.
- Anon. 2001b. ...and non-toxic foams. *Fire International*, January 2001, s. 19.
- Anon. 2003a. Niagara High Fluidity AR-AFFF 3-3 Data Sheet.
<http://www.angusfire.co.uk/GetFile/DAC263482A4DABEC80256D210039246F/5234.pdf>
- Anon. 2003b. Sthamer-AFFF 3% Product information.
<http://www.sthamer.com/html/downloads.htm> (vaatii henkilökohtaisen rekisteröinnin)
- Battye, W. & Battye, R. 2002. Development of Emissions Inventory Methods for Wild-land Fire, Final Report. EPA Contract No. 68-D-98-046. Research Triangle Park, NC: US Environmental Protection Agency. 82 s.
- Blomqvist, P., Persson, B. & Simonson, M. 2002. Utsläpp från bränder till miljön – utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften. Räddningsverket P21-407/02, Karlstad. 46 s.
- Blomqvist, P., Hertzberg, T., Dalene, M. & Skarping, G. 2003. Isocyanates, aminoisocyanates and amines from fires – a screening of common materials found in buildings. *Fire and Materials*, Vol. 27, s. 275–294.
- Cortina, T.A. 2003. Bright future for AFFF. *Mielipidekirjoitus, NFPA Journal*, March/April 2003, s. 9–10.
- EPA 2000. U. S. Environmental Protection Agency National News: EPA and 3M announce phase out of PFOS.
<http://yosemite.epa.gov/opa/admpress.nsf/0/33aa946e6cb11f35852568e1005246b4?OpenDocument>
- EPA 2001. Draft. Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-Dioxin (TCDD) and Related Compounds. U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment
<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/part1and2.cfm?ActType=default>, viitattu 30.10.2003.

Ettala, M., Vaajasaari, K., Ahtiainen, J. & Rossi, E. 1997. Sammutusvaahdotteiden aiheuttama ympäristöriski. Alueelliset ympäristöjulkaisut 49, Hämeenlinna. 47 s.

Eurocode 1. 2002. Actions on Structures – Part 1–2: General Actions – Actions on Structures Exposed to Fire. EN 1991-1-2. 59 s.

European Environment Agency (EEA) 2002. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 3rd Edition. Technical Report No 30.

<http://reports.eea.eu.int/EMEP/CORINAIR3/en/page001.html>

Goode, J.G., Yokelson, R.J., Ward, D.E., Susott, R.A., Babbitt, R.E., Davies, M.A., Hao, W.M. 2000. Measurements of excess O₃, CO₂, CH₄, C₂H₄, C₂H₂, HCN, NO, NH₃, HCOOH, CH₃COOH, HCHO, and CH₃OH in 1997 Alaskan biomass burning plumes by airborne Fourier transform infrared spectroscopy (AFTIR). *J. Geophys. Res.*, Vol. 105, No. D17, p. 22,147–22166.

Guenther, A., Geron, C., Pierce, T., Lamb, B., Harley P. & Fall, R. 2000. Natural emissions of non-methane volatile organic compounds, carbon monoxide, and oxides of nitrogen from North America. *Atmospheric Environment*, Vol. 34, Nrs 12–14, 2000, s. 2205–2230.

Gullett, B. & Touati, A. 2003. PCDD/F emissions from burning wheat and rice field residue. *Atmospheric Environment*, Vol. 37, Nr. 35, s. 4893–4899.

Holopainen, K. 1993. Polyklooratut dibentso-p-dioksiinit ja dibentsofuraanit: lähteet, käyttäytyminen, myrkyllisyys, hävittäminen ja analytiikka. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja no. 530, Helsinki. 76 s.

Häkkinen, T. & Kronlöf, A. 1994. Rakennusmateriaalien ympäristövaikutusten arviointi. VTT Tiedotteita 1591, Espoo. 61 s. + liitt. 25 s. ISBN 951-38-4706-3

Kasischke, E.S. & Bruhwiler, L.M. 2003. Emissions of carbon dioxide, carbon monoxide and methane from boreal forest fires in 1998. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 108, Nr. D1, FFR 2-1–2-14.

Kauppi, P.E., Posch, M., Hänninen, P., Henttonen, H.M., Ihalainen, A., Lappalainen, E., Starr, M. & Tamminen, P. 1997. Carbon reservoirs in peatlands and forests in the boreal regions of Finland. *Silva Fennica*, Vol. 31, Nr. 1, s. 13–25.

Kokkala, M. 2000. Rakennusten paloturvallisuussuunnittelu: toiminnallinen lähestymistapa. VTT Tiedotteita 2028, Espoo. 78 s. ISBN 951-38-5662-3; 951-38-5663-1. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2000/T2028.pdf>

Laaksonen, J.-P. 2000. Riskianalyysi palvelutasopäätöksen perustana, osa 8: päätösvaihtoehtot. Pelastustieto 7/2000, s. 28–31.

Lemieux, P.M., Lutes, C.C. & Santoianni, D.A. 2004. Emission of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Progress in Energy and Combustion Science*, Vol. 30, s. 1–32.

Levine, J.S. & Cofer, W.R. 2000. Boreal forest fire emissions and the chemistry of the atmosphere. Teoksessa: Kasischke, E.S. & Stocks, B.J. (toim.) *Fire, Climate Change, and carbon cycling in the boreal forest*. New York: Springer-Verlag. S. 31–48. (Ecological studies, Vol. 138.)

Li, Q., Jacob, D.J., Yantosca, R.M., Heald, C.L., Singh, H.B., Koike, M., Zhao, Y., Sachse, G.W. & Streets, D.G. 2003. A global three-dimensional model analysis of the atmospheric budgets of HCN and CH₃CN: Constraints from aircraft and ground measurements. *J. Geophys. Res.*, Vol. 108 (D21), 8827, doi:10.1029/2002JD003075

Lobert, J.M., Keene, W.C., Logan, J.A. & Yevich, R. 1999. Global chlorine emissions from biomass burning: reactive chlorine emissions inventory. *J. Geophys. Res.*, Vol. 104, No. D7, s. 8373–8389.

McDowall, G. 2002. Protecting the environment – the future of foam. *Fire International*, May 2002, s. 36.

Moody, C.A. & Field, J.A. 2000. Perfluorinated surfactants and the environmental implications of their use in fire-fighting foams. *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, s. 3864–3870.

Nordtest 2000. Nordtest method NT Fire 051 Fire extinguishing foam, environmental and health properties: hazard evaluation.

Persson, B. & Simonson, M. 1998. Fire Emissions into the Atmosphere. *Fire Technology*, Vol. 34, No. 3, s. 266–279.

Prange, J.A., Gaus, C., Weber, R., Pöpke, O. & Müller, J.F. 2003. Assessing forest fire as a potential PCDD/F source in Queensland, Australia. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 37, Nr. 19, s. 4325–4329.

Päätaalo, M.-L. 1998. Factors influencing occurrence and impacts of fires in northern European forests. *Silva Fennica*, Vol. 32, s. 185–202.

Quass, U., Fernann, M. & Bröker, G. 2000. Steps towards a European dioxin emission inventory. *Chemosphere*, Vol. 40, s. 1125–1129.

Sandberg, D.V., Ottmar, R.D., Peterson, J.L. & Core, J. 2002. Wildland fire on ecosystems: effects of fire on air. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 5. 79 s.

Sääskilahti, V.-M. 2003. Yksityinen tiedonanto.

Tashiro, C., Clement, R.E., Stocks, B.J., Radke, L., Cofer, W.R. & Ward, P. 1990. Preliminary report: Dioxins and furans in prescribed burns. *Chemosphere*, Vol. 20, Nos. 10–12, s. 1533–1536.

Terlage, N. 2001. Eco-active firefighting foams are available now, let's do the switch! *Fire International*, May 2001, s. 40.

Tewarson, A. 2002. Generation of heat and chemical compounds in fires. *SFPE handbook of Fire Protection Engineering*, 3. painos. Quincy. S. 3-82–3-161.

Tilastokeskus 2001. Rakennusluokitus 1994.

<http://www.tilastokeskus.fi/tk/tt/luokitukset/rak94.html>. (Päivitetty 28.5.2001)

Tillander, Kati. 2004. Utilisation of statistics to assess fire risks in buildings. Espoo, VTT Building and Transport. VTT Publications 537. 224 p. + app. 37 p. ISBN 951-38-6392-1; 951-38-6393-X. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/publications/2004/P537.pdf>

Tillander, K. & Keski-Rahkonen, O. 2001. Rakennusten syttymistäajuudet PRONTO-tietokannasta 1996–1999. Espoo, VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka. VTT Tiedotteita - Meddelanden - Research Notes 2119. 66 s. + liitt. 16 s. ISBN 951-38-5929-0; 951-38-5930-4. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2001/T2119.pdf>

Ympäristöministeriö. 2002. Suomen Rakentamismääräyskokoelma. E1. Rakennusten paloturvallisuus. Määräykset ja ohjeet 2002. 40 s.

Ympäristöministeriö. 2003a. Rakennusten paloturvallisuus & paloturvallisuus korjausrakentamisessa. Ympäristöopas 39, Uusittu painos.

Ympäristöministeriö. 2003b. Päästöjen jakautuminen Suomessa sektoreittain.
<http://www.vyh.fi/ympsuo/ilma/laatu/airpollutant.htm>

Yokelson, R.J., Susott, R., Ward, D.E., Reardon, J. & Griffith D.W.T. 1997. Emissions from smoldering combustion of biomass measured by open-path Fourier transform infrared spectroscopy. *J. Geophys. Res.*, Vol. 102, No. D15, s. 18865–18877.

Liite A: Rakennusluokitus 1994

Vuoden 1994 rakennusluokituksen mukaisesti rakennukset jaetaan käyttötavan mukaisesti luokkiin seuraavasti (Tilastokeskus 2001):

A Asuinrakennukset

01 Erilliset pientalot

- 011 Yhden asunnon talot
- 012 Kahden asunnon talot
- 013 Muut erilliset pientalot

02 Rivi- ja ketjutilat

- 021 Rivitalot
- 022 Ketjutilat

03 Asuinkerrostalot

- 032 Luhtitalot
- 039 Muut asuinkerrostalot

B Vapaa-ajan asuinrakennukset

04 Vapaa-ajan asuinrakennukset

- 041 Vapaa-ajan asuinrakennukset

C Liikerakennukset

11 Myymälärakennukset

- 111 Myymälähallit
- 112 Liike- ja tavaratalot, kauppakeskukset
- 119 Muut myymälärakennukset

12 Majoitusliikerakennukset

- 121 Hotellit yms.
- 123 Loma-, lepo- ja virkistyskodit
- 124 Vuokrattavat lomamökit ja -osakkeet
- 129 Muut majoitusliikerakennukset

13 Asuntolarakennukset

- 131 Asuntolat yms.
- 139 Muut asuntolarakennukset

14 Ravintolat yms.

- 141 Ravintolat yms.

D Toimistorakennukset

15 Toimistorakennukset

- 151 Toimistorakennukset

E Liikenteen rakennukset

16 Liikenteen rakennukset

- 161 Rautatie- ja linja-autoasemat, lento- ja satamaterminaalit
- 162 Kulkuneuvojen suoja- ja huoltorakennukset
- 163 Pysäköintitalot
- 164 Tietoliikenteen rakennukset
- 169 Muut liikenteen rakennukset

F Hoitoalan rakennukset

21 Terveystieteiden rakennukset

- 211 Keskussairaalat
- 213 Muut sairaalat
- 214 Terveystieteiden keskuksien rakennukset
- 215 Terveystieteiden erityislaitokset
- 219 Muut terveystieteiden rakennukset

22 Hoitolaitosten rakennukset

- 221 Vanhainkodit
- 222 Lasten- ja koulukodit
- 223 Kehitysvammaisten hoitolaitokset
- 229 Muut hoitolaitosten rakennukset

23 Muut sosiaalitoimen rakennukset

- 231 Lasten päiväkodit
- 239 Muualla luokittelemattomat sosiaalitoimen rakennukset

24 Vankilat

- 241 Vankilat

G Kokoontumisrakennukset

31 Teatteri- ja konserttirakennukset

- 311 Teatterit, ooppera-, konsertti- ja kongressitalot
- 312 Elokuvateatterit

32 Kirjasto-, museo- ja näyttelyhallirakennukset

- 322 Kirjastot ja arkistot
- 323 Museot ja taidegalleriat
- 324 Näyttelyhallit

33 Seura- ja kerhorakennukset yms.

- 331 Seura- ja kerhorakennukset yms.

34 Uskonnollisten yhteisöjen rakennukset

- 341 Kirkot, kappelit, luostarit ja rukoushuoneet
- 342 Seurakuntatalot
- 349 Muut uskonnollisten yhteisöjen rakennukset

35 Urheilu- ja kuntoilurakennukset

- 351 Jäähallit
- 352 Uimahallit
- 353 Tennis-, squash- ja sulkapallohallit
- 354 Monitoimihallit ja muut urheiluhallit

359 Muut urheilu- ja kuntoilurakennukset

36 Muut kokoontumisrakennukset

369 Muut kokoontumisrakennukset

H Opetusrakennukset

51 Yleissivistävien oppilaitosten rakennukset

511 Yleissivistävien oppilaitosten rakennukset

52 Ammatillisten oppilaitosten rakennukset

521 Ammatillisten oppilaitosten rakennukset

53 Korkeakoulu- ja tutkimuslaitosrakennukset

531 Korkeakoulurakennukset

532 Tutkimuslaitosrakennukset

54 Muut opetusrakennukset

541 Järjestöjen, liittojen, työnantajien yms. opetusrakennukset

549 Muualla luokittelemattomat opetusrakennukset

J Teollisuusrakennukset

61 Energiantuotannon yms. rakennukset

611 Voimalaitosrakennukset

613 Yhdyskuntatekniikan rakennukset

69 Teollisuuden tuotantorakennukset

691 Teollisuushallit

692 Teollisuus- ja pienteollisuustalot

699 Muut teollisuuden tuotantorakennukset

K Varastorakennukset

71 Varastorakennukset

711 Teollisuusvarastot

712 Kauppavarastot

719 Muut varastorakennukset

L Palo- ja pelastustoimen rakennukset

72 Palo- ja pelastustoimen rakennukset

721 Paloasemat

722 Väestönsuojat

729 Muut palo- ja pelastustoimen rakennukset

M Maatalousrakennukset

81 Kotieläinrakennukset

811 Navetat, sikalat, kanalat yms.

819 Eläinsuojat, ravihevostallit, maneesit yms.

89 Muut maatalousrakennukset

891 Viljankuivaamot ja viljan säilytysrakennukset

892 Kasvihuoneet

893 Turkistarhat

899 Muut maa-, metsä- ja kalatalouden rakennukset

N Muut rakennukset

93 Muut rakennukset

931 Saunarakennukset

941 Talousrakennukset

999 Muualla luokittelemattomat rakennukset

Liite B: Ominaispäästökertoimen määrittäminen kipsilevyistä aiheutuville hiukkaspäästöille

Tausta

Ruotsalaisten aiemmassa tutkimuksessa (Persson & Simonson 1998) on arvioitu, että Ruotsin rakennus- ja liikennevälinepaloista aiheutuu vuosittain n. 1 000 tonnin suuruiset hiukkaspäästöt. Tätä päästö määrää voidaan Perssonin ja Simonsonin mukaan pitää varsin huomattavana; vertailukohdaksi he ehdottavat raskaan maantieliikenteen Ruotsissa vuosittain aiheuttamia hiukkaspäästöjä, jotka ovat heidän oman laskelmansa mukaan n. 2 000 tonnia.

Rakennus- ja liikennevälinepaloista aiheutuvien hiukkaspäästöjen kokonaismäärästä oli Perssonin ja Simonsonin mukaan hieman yli 80 % peräisin kipsilevyistä, jotka tulipalon aikana murenevät hiukkasiksi. Persson ja Simonson toteavat, että heidän käyttämänsä numeroarvot kipsilevyistä aiheutuvien hiukkaspäästöjen ominaispäästökertoimelle eivät perustu koetuloksiin vaan kokemukseen, ja ovat luonteeltaan lähinnä arvauksia. Ominaispäästökertoimen numeroarvoa ei kerrota suoraan, mutta esitetyistä luvuista voidaan jälkikäteen laskea, että ominaispäästökertoimen arvon on täytynyt olla n. 30 %.

Koska Perssonin ja Simonsonin käyttämä numeroarvo on varsin korkea ja koska sille esitetyt perustelut ovat melko kevyet ja koska käytetyllä numeroarvolla on erittäin voimakas vaikutus sekä päästölaskelman lopputuloksiin että niistä tehtäviin johtopäätöksiin, päätettiin, että osana nyt tehtyä työtä pyritään myös selvittämään kokeellisesti kipsilevyistä tulipalotilanteessa aiheutuvia hiukkaspäästöjä.

Koejärjestelyihin vaikuttavia tekijöitä

Hiukkaspäästöjen mittaustavat

Hiukkaspäästöjen mittaus savukaasuissa voidaan tehdä kahdella tavalla:

1. Valon vaimenemiseen perustuva optinen mittaus.
2. Näytteenottoon ja punnitukseen perustuva mittaus.

Valon vaimenemiseen perustuva optinen mittaus on yleisesti käytössä paloturvallisuuden liittyvissä testeissä. Menetelmässä mitataan savuhiukkasten aiheuttamaa näkyvyyden huononemista, jolla on yhteys ihmisten kykyyn löytää tiensä turvaan savun

täyttämistä rakennuksista. Tämä menetelmä ei anna suoraan tietoa savuhiukkasten massasta, mitä tarvittaisiin käytettäessä tuloksia ominaispäästökertoimen arviointiin. Savuhiukkasten massa voidaan kuitenkin laskea, jos savuhiukkasten ominaismassavaimennuskerroin tunnetaan. Analysoimalla laaja joukko koetuloksia on havaittu, että ominaismassavaimennuskertoimen arvo vaihtelee yleensä suhteellisen kapealla alueella (Mulholland & Croarkin 2000), joten optista menetelmää voidaan suhteellisen luotettavasti käyttää savuhiukkasten massan ja sitä kautta ominaispäästökertoimen määrittämiseen.

Näytteenottoon ja punnitukseen perustuva menetelmä ei vaadi etukäteisolettamuksia hiukkasten ominaisuuksista, joten se on periaatteessa yleispätevämpi ja antaa varmempia tuloksia. Menetelmän etuna on myös se, että savuhiukkaset todella kerätään talteen, mikä antaa tarvittaessa mahdollisuuksia laajempiinkin analyysiin, mm. hiukkaskokojakautuman ja hiukkasten kemiallisen koostumuksen määrittämiseen. Tämä menetelmä ei kuitenkaan yleensä kuulu palotesteihin, joten se joudutaan erikseen rakentamaan hiukkaspäästöjen mittauksia varten. Menetelmä on myös ongelmallinen sellaisissa tapauksissa, joissa hiukkaspäästöjä syntyy vain vähän, sillä tällöin punnituksen tarkkuus on huono.

Tulipalo-olosuhteiden synnyttäminen

Tulipaloa kuvaavat olosuhteet voidaan synnyttää kahdella eri tavalla:

1. Kuumennus apuliekillä.
2. Kuumennus sähkövastuksen synnyttämän säteilylämmön avulla.

Apuliekki voidaan synnyttää joko erityisellä polttimella (palotutkimuksessa nämä ovat usein metaania tai propaania käyttäviä kaasupolttimia) tai jonkin sopivasti valitun palavan materiaalin avulla (palotutkimuksessa käytetään usein palavilla nesteillä täytettyjä altaita tai puurimoista koottuja ritilöitä).

Jos tutkittavana oleva materiaali on voimakkaasti palavaa, ovat molemmat menetelmät hyviä. Apuliekistä aiheutuvat päästöt jäävät tällöin vähäisiksi tutkittavasta materiaalista aiheutuviin päästöihin verrattuina, ja apuliekin vaikutus tuloksiin voidaan ainakin periaatteessa eliminoida vähennyslaskulla (tutkittavan materiaalin aiheuttamat päästöt = kokonaispäästöt - apuliekin aiheuttamat päästöt). Tilanne on hankalampi tutkittaessa kipsilevyjä ja muita heikosti palavia materiaaleja, sillä tällöin ovat kokeessa syntyvät savukaasutkin suurimmalta osaltaan peräisin apuliekistä. Vähennyslaskussa joudutaan vähentämään toisistaan kaksi melkein yhtä suurta lukua, joten tuloksiin tulee aina jäämään erittäin suuri suhteellinen epävarmuus. Tämän vuoksi on sähkövastuksella tapahtuva kuumennus oikea koetekniikka kipsilevyjen ominaispäästöjä määritettäessä.

Koejärjestelyt

Koelaitteisto

Kipsilevyjen palokäyttäytymistä päätettiin tutkia kartiokalorimetrin avulla. Kartiokalorimetri perustuu koekappaleen kuumentamiseen sähkövastuksen synnyttämän lämpösäteilyn avulla, eli edellisessä kohdassa esitettyjen perustelujen valossa sen soveltuvuus kipsilevyistä aiheutuvien päästöjen tutkimiseen on hyvä. Kartiokalorimetrissä on hiukkaspäästöjen tutkimista varten valmiina sekä valon vaimenemiseen perustuva optinen mittausta että mittausyhde, jonka kautta savukaasuista voidaan imeä hiukkasnäyte punnitusta ja muita mahdollisia tutkimuksia varten.

Mikkola (1990) on esittänyt yksityiskohtaisen kuvauksen kartiokalorimetrin ja sen käyttömahdollisuuksista.

Kipsilevynäytteet

Kokeissa käytettiin tavallista, kartonkipäällysteistä kipsilevyä, jonka paksuus oli 12 mm. Levystä leikattiin normaalikokoiset kartiokalorimetrinäytteet (leveys x pituus 100 mm x 100 mm) Näytteet ilmastoitiin normaaliin tapaan (ilman lämpötila 23 ± 2 °C, ilman suhteellinen kosteus 50 ± 5 %), kunnes niiden massanmuutos oli alle 0,1 %/24 h.

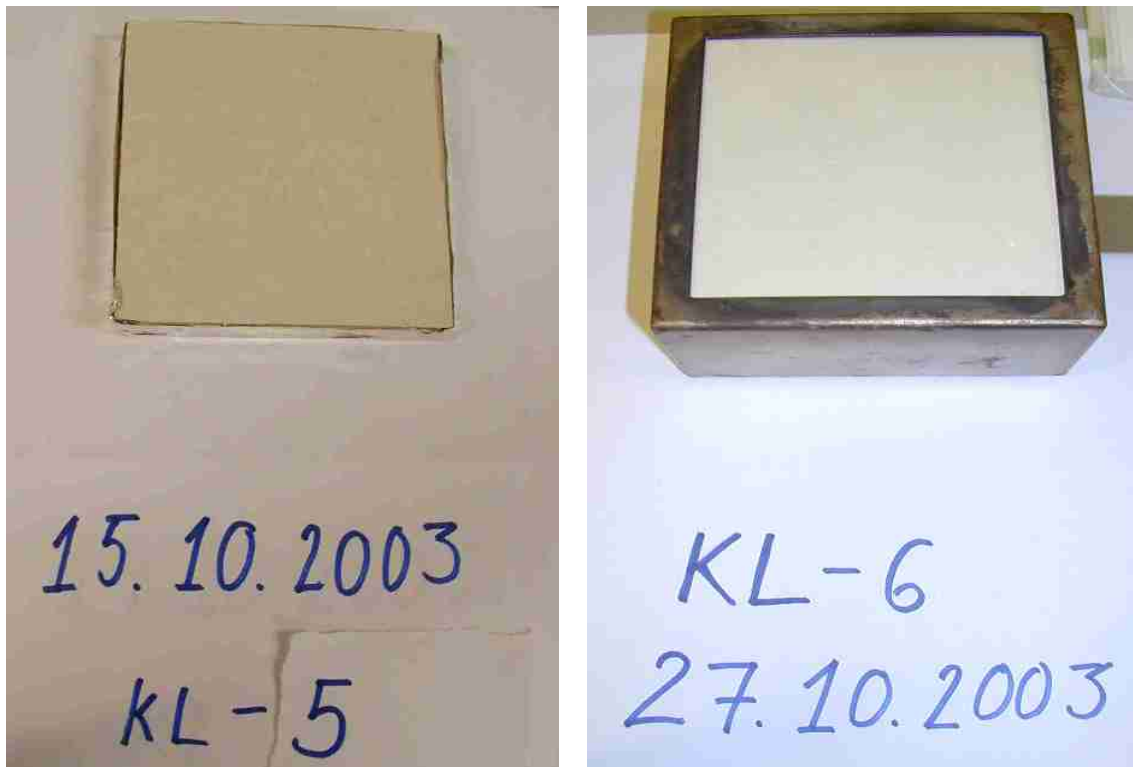
Valmiita näytteitä on esitetty kuvassa B1.

Koeolosuhteet

Kokeissa käytettiin kahta eri säteilytasoa: 25 kW/m^2 ja 50 kW/m^2 . Nämä säteilytasot ovat varsin korkeita ja esiintyvät tulipalon alkuvaiheessa ainoastaan liekin koskettamilla pinnoilla tai hyvin lähellä liekkiä. Yleissyttymisen (lieskahduksen) jälkeen säteilytasot nousevat näihin lukemiin ja korkeammallekin kaikkialla palavassa huoneessa.

Kokeita tehtiin sekä vaakasuorassa asennossa oleville että pystysuorassa asennossa oleville kipsilevyille. Ennakko-oletuksena oli, että vaakasuorassa asennossa oleva kipsilevy säilyy kokeessa suunnilleen ehjänä ja alkuperäisessä muodossaan, mutta pystysuorassa asennossa oleva kipsilevy saattaa kokeen jossain vaiheessa murentua ja hajota oman painonsa vuoksi. Kaikissa tapauksissa näytettä piti paikallaan näytteenpitimen ulkokehys, joka oli valmistettu ruostumattomasta teräksestä ja jätti lämpösäteilylle alttiiksi 94 mm x 94 mm suuruisen pinta-alan.

Koeaika vaihteli välillä 12–30 minuuttia.



Kuva B1. Kipsilevynäytteitä valokuvattuina ennen koetta. Vasemmalla näyte ennen näytteenpitimeen asettamista. Näytteen reunojen ympärillä näkyy alumiinifoliota, jolla näytteenpidintä suojataan palamisjätteiltä. Oikealla näyte näytteenpitimeen asettamisen jälkeen.

Koeolosuhteet pyrittiin kauttaaltaan valitsemaan niin ankariksi kuin ne kartiokalorimetriä käytettäessä voidaan ylimalkaan järkevästi saada. Tässä oli tavoitteena saada arvio hiukkaspäästöjen käytännön ylärajasta. On kuitenkin huomattava, että kaikkia tulipaloihin ja rakentamistapaan liittyviä asioita ei voida jäljitellä kartiokalorimetrillä tehtävissä kokeissa. Oikeiden tulipalojen hiukkaspäästöjä voivat lisätä mm. tulipalon heikentämien kipsilevyjen hajoaminen palasiksi ulkoisten kuormitusten vaikutuksesta tai sammutusveden aiheuttaman lämpöshokin vuoksi sekä suurissa tulipalossa esiintyvät voimakkaat konvektiovirtaukset, jotka saattavat kuljettaa mukanaan isompiakin savuhiukkasia kuin kartiokalorimetrissa esiintyvät ilma- ja savukaasuvirtaukset. Näitä ilmiöitä ei pystytty tutkimaan nyt tehdyissä kokeissa.

Mittaukset ja mittaustulosten käsittely

Yleistä

Kokeissa tehtiin normaalit kartiokalorimetrikokeisiin liittyvät mittaukset. Pääpaino oli hiukkaspäästöjen määrittämiseen liittyvissä mittauksissa.

Ominaispäästökertoimen määrittäminen savutiheysmittausten tuloksista

Ominaispäästökertoimet määritettiin kartiokalorimetrin normaalivarustukseen kuuluvan optisen savutiheysmittauksen tuloksista seuraavassa esitetyllä tavalla. On huomattava, että savumittauksia käsittelevässä kirjallisuudessa käytetään lukuisia eri merkintöjä laskelmissa tarvittaville suureille. Tässä esityksessä käytetään lähinnä standardin EN 13823 mukaisia merkintöjä.

Lasketaan koetulosten perusteella aluksi ominaisvaimennuskerroin k kaavalla

$$k = \frac{1}{\dot{V}} \ln \frac{I_0}{I} \quad (\text{B1})$$

missä \dot{V} on savukaasun tilavuusvirta, I_0 on savutiheysmittauksessa käytettävän valonlähteen lähettämän valon intensiteetti ennen valon kulkemista savun läpi ja I on valon intensiteetti sen jälkeen, kun valo on kulkenut savun läpi. Normaalisti I_0 mitataan kokeen alussa ennen näytteen palamista, jolloin savukaasukanavassa ei vielä kulje savuhiukkasia, ja I ja \dot{V} mitataan kokeen aikana ajan funktiona.

Kokonaissavuntuotto kokeen aikana on

$$TSP = \sum SPR(t) \cdot \Delta t = \sum k(t) \cdot \dot{V}(t) \cdot \Delta t \quad (\text{B2})$$

missä TSP on kokonaissavuntuotto (m^2), SPR on savuntuotto (m^2/s), k on vaimennuskerroin ($1/\text{m}$), \dot{V} on savukaasun tilavuusvirta (m^3/s) ja Δt on mittaustulosten tallennuksessa käytetty tallennusväli (s). Yhtälössä (7) käytetty merkintätapa korostaa sitä, että SPR , k ja \dot{V} ovat ajan funktioita.

Vaimennuskertoimelle k on voimassa yhtälö (Mulholland 2002)

$$k = \sigma \cdot M_s \quad (\text{B3})$$

missä σ on ominaismassavaimennuskertoimen (m^2/g) ja M_s on savuhiukkasten konsentraatio (g/m^3). Ominaismassavaimennuskertoimen arvon on havaittu käytännössä vaihtelevan vain melko kapealla alueella, ja hyvällä tarkkuudella voidaan käyttää keskimääräistä arvoa $\sigma = 8,7 \text{ m}^2/\text{g}$ (Mulholland & Croarkin 2000).

Sijoittamalla yhtälöön (B2) saadaan

$$TSP = \sum \sigma \cdot M_s(t) \cdot \dot{V}(t) \cdot \Delta t = \sigma \cdot \sum M_s(t) \cdot \dot{V}(t) \cdot \Delta t = \sigma \cdot \sum \dot{m}_s(t) \cdot \Delta t = \sigma \cdot \Delta m_s \quad (\text{B4})$$

missä Δm_s on savuhiukkasten kokonaismassa.

Savuhiukkasten ominaispäästökertoimen saadaan jakamalla savuhiukkasten kokonaismassa näytteen kokonaismassanmenetyksellä kokeen aikana:

$$\gamma = \frac{\Delta m_s}{\Delta m} = \frac{TSP}{\sigma \cdot \Delta m} \quad (\text{B5})$$

missä siis TSP ja Δm saadaan kartiokalorimetrikokeen tuloksista ja ominaismassavaimennuskertoimen σ arvoksi oletetaan $8,7 \text{ m}^2/\text{g}$.

Ominaispäästökertoimen määrittäminen hiukkasnäytteenoton ja punnituksen avulla

Normaalien mittausten lisäksi imettiin kunkin kokeen aikana poistokanavasta savukaasua näytteenottoputken kautta suodattimelle, joka oli ennen kokeen alkua kuivattu uunissa $105 \text{ }^\circ\text{C}$:n lämpötilassa ja punnitu. Kokeen jälkeen suodatin ja sillä oleva hiukkasnäyte kuivattiin samassa uunissa ja punnittiin. Hiukkasnäytteen massa laskettiin punnitustulosten erotuksena. Käytettävissä olevien laitteistojen asettamien rajoitusten vuoksi ei hiukkasnäytettä voitu ottaa isokineettisesti, vaan näytteenottoputkeen imettävä tilavuusvirta oli n. 2–3 kertaa isokineettistä virtausta korkeampi. Tämän vuoksi olivat näytteenottotekniikalla määritetyt hiukkaspitoisuudet (ja siis luonnollisesti myös ominaispäästökertoimet) todennäköisesti jonkin verran todellisia arvoja alhaisempia. Tarkkuutta määräävä tekijä oli käytännössä kuitenkin se, että hiukkasnäytteen kokonaismassat olivat hyvin alhaisia sekä suodattimien massaan että käytettävissä olevien vaakojen tarkkuuteen suhteutettuina. Tämän vuoksi liittyy näytteenottotekniikalla määritettyihin ominaispäästökertoimiin varsin suuri epävarmuus.

Näytteenottojakso kesti aina koko kokeen ajan, ja näytteenottoputkeen imettävä tilavuusvirtaus oli n. 0,5 % savukaasun koko tilavuusvirtauksesta. Tämän perusteella arviointiin kokeen aikana syntyneiden savuhiukkasten kokonaismääräksi

$$\Delta m_s = \frac{1}{0,5\%} \cdot m_{\text{näyte}} = 200 \cdot m_{\text{näyte}} \quad (\text{B6})$$

joten näytteenottotekniikalla määritettynä ominaispäästökertoimen arvo on

$$\gamma = \frac{\Delta m_s}{\Delta m} = 200 \cdot \frac{m_{\text{näyte}}}{\Delta m} \quad (\text{B7})$$

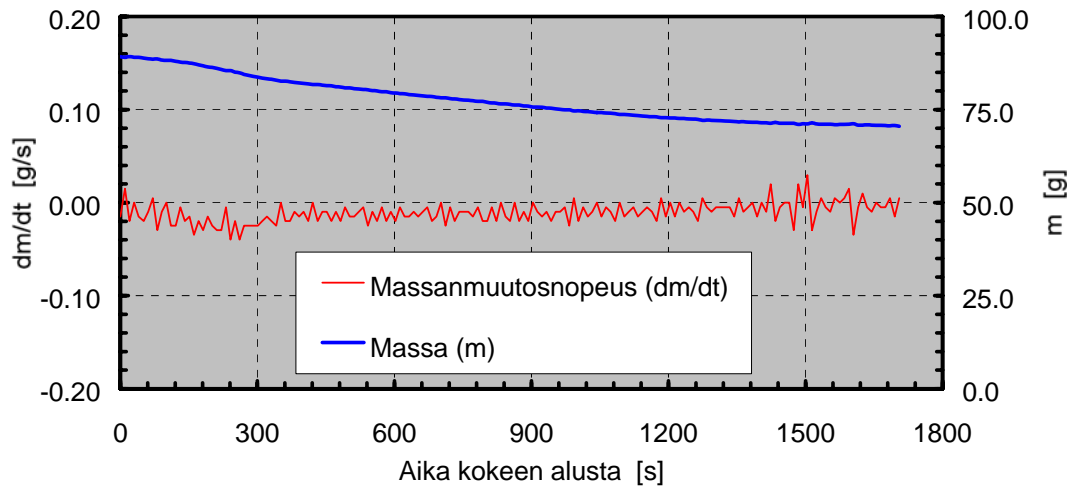
Tulokset

Kartiokalorimetrikokeista saatavia tuloksia on aluksi havainnollistettu kuvissa B2–B4. Yhteenveto tuloksista on jäljempänä taulukossa B1.

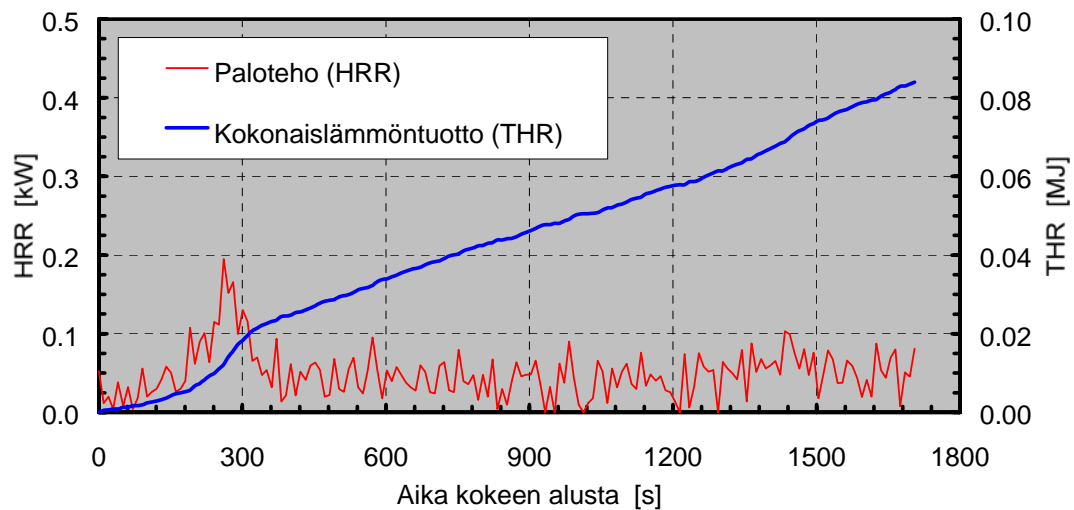
Kuvassa B2 on esitetty näytteen KL-6 massa ja massanmuutosnopeus ajan funktiona kokeen aikana. Näyte KL-6 oli kokeessa vaakasuorassa ja säteilytasona oli 25 kW/m². Massan muutos on nopeinta kahden ja kuuden minuutin välillä. Tässä vaiheessa päällyskartonki hiilti ja paloi pois (varsinaista liekillä tapahtuvaa palamista ei havaittu yhdessäkään 25 kW/m² säteilytasolla tehdyssä kokeessa). Kokonaismassanmuutos oli 18,7 g eli n. 21 % näytteen alkuperäisestä massasta. Kokonaismassanmuutos oli suunnilleen tällä tasolla kaikissa kokeissa, mikä pitää hyvin yhtä sen seikan kanssa, että 20 % kipsin massasta on kidevettä, joka poistuu kuumennettaessa.

Kuvassa B3 on esitetty näytteelle KL-6 mitatut paloteho ja kokonaislämmöntuotto ajan funktiona kokeen aikana. Päällyskartongin hiiltyminen ja palaminen kahden ja kuuden minuutin välillä näkyy tässä kuvassa hieman korkeampina palotehon arvoina. Kuuden minuutin jälkeen paloteho laskee ja kuvassa nähtävät arvot lienevät lähinnä kohinaa.

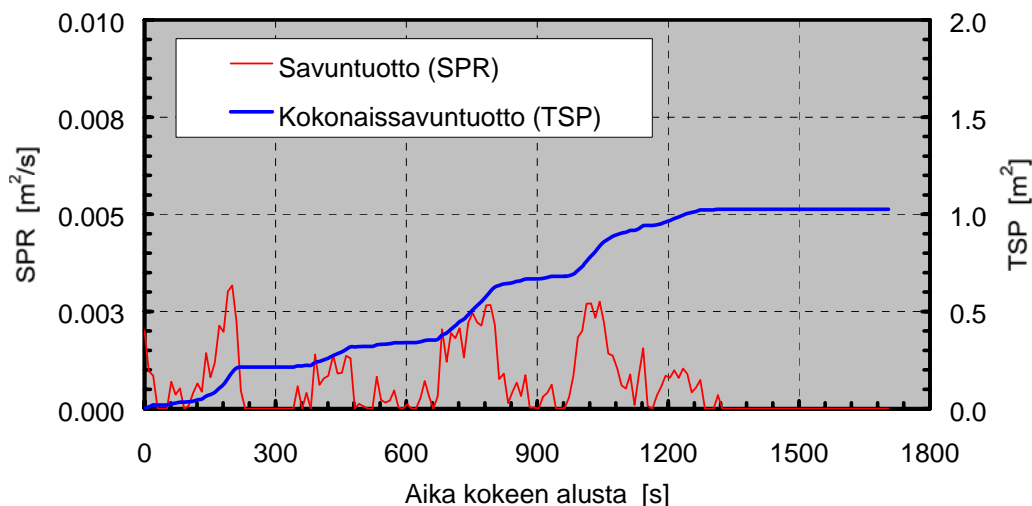
Kuvassa B4 on esitetty näytteelle KL-6 mitatut savuntuotto ja kokonaissavuntuotto ajan funktiona kokeen aikana. Kuvan perusteella on vaikea erottaa mitään yksittäisiä tapahtumia. Tässäkin kuvassa mittaussignaalit ja kohinataso ovat lähes samansuuruisia. Kokonaissavuntuotto on kokeen lopussa noussut arvoon 1,03 m².



Kuva B2. Näytteen KL-6 massa ja massanmuutosnopeus kokeen aikana. Näyte vaakasuorassa, säteilytaso 25 kW/m^2 .



Kuva B3. Näytteen KL-6 paloteho ja kokonaislämmöntuotto kokeen aikana. Näyte vaakasuorassa, säteilytaso 25 kW/m^2 .



Kuva B4. Näytteen KL-6 savuntuotto ja kokonaissavuntuotto kokeen aikana. Näyte vaakasuorassa, säteilytaso 25 kW/m^2 .

Käyttämällä edellä mainittuja, kokeessa KL-6 saavutettuja arvoja $TSP = 1,03 \text{ m}^2$ ja $\Delta m = 18,7 \text{ g}$ sekä savun ominaismassavaimennuskertoimelle suositeltua, yleispätevää arvoa $\sigma = 8,7 \text{ m}^2/\text{g}$ saadaan ominaispäästökertoimen arvoksi

$$\gamma = \frac{1,03 \text{ m}^2}{8,7 \frac{\text{m}^2}{\text{g}} \cdot 18,7 \text{ g}} = 0,006 \quad (\text{B8})$$

Hiukkasnäytteenottoon ja punnitukseen perustuva menetelmä antoi tässä kokeessa ominaispäästökertoimen arvoksi

$$\gamma = \frac{200 \cdot 0,0004 \text{ g}}{18,7 \text{ g}} = 0,004 \quad (\text{B9})$$

Yhtäpitävyys on kohtuullisen hyvä, kun otetaan huomioon se, että savun vähäisestä määrästä aiheutuvat mittausepävarmuudet olivat kumpaakin menetelmää käytettäessä merkittäviä.

Yhteenveto tuloksista on esitetty taulukossa B1. Havaitaan, että ominaispäästökertoimet ovat kauttaaltaan erittäin alhaisia, tyypillisesti alle 0,01. Erot savutiheysmittauksiin perustuvalla menetelmällä määritettyjen ja näytteenottoon ja punnitukseen perustuvalla menetelmällä määritettyjen ominaispäästökertoimien välillä eivät ole merkittäviä.

Taulukko B1. Yhteenveto kartiokalorimetrikokeiden tuloksista.

Koetiedot				Mittaustulokset			Ominaispäästökerroin [g/g]	
Koe	Asento	Säteily- taso [kW/m ²]	Kesto- aika [min]	Kokonais- savuntuotto [m ²]	Massan- muutos [g]	Hiukkas- näytteen massa [mg]	Savutiheys- mittauksesta	Näytteen- otto- mittauksesta
KL-1	Vaakasuora	25	15	1,18	14,0	0,3	0,010	0,004
KL-2	"-	25	25	0,95	17,3	0,5	0,006	0,006
KL-6	"-	25	30	1,03	18,7	0,4	0,006	0,004
KL-3	"-	50	12	0,38	16,1	0,0	0,003	0,000
KL-8	"-	50	22	0,08	21,3	0,0	0,001	0,000
KL-4	Pystysuora	25	17	0,37	18,6	0,3	0,002	0,003
KL-5	"-	50	12	0,56	19,2	0,3	0,003	0,003

Kipsilevyn asennolla ei koetulosten perusteella vaikuta olevan eroa. Pystysuorassa asennossa olevien näytteiden ei havaittu hajoavan tai romahtavan kokeiden aikana. Kokeiden jälkeen otetuissa valokuvissa ei myöskään voi havaita eroja vaakasuorassa asennossa olleiden näytteiden ja pystysuorassa asennossa olleiden näytteiden välillä (kuva B5).



Kuva B5. Kipsilevynäytteitä valokuvattuina kartiokalorimetrikokeen jälkeen. Vasemalla näyte KL-6 (vaakasuora asento kokeessa), oikealla näyte KL-4 (pystysuora asento kokeessa). Näytteiden pinnassa näkyvä hilseily on päällystekartongista jääneitä palamisjätteitä. Kummassakin kokeessa käytettiin säteilytystehoja 25 kW/m².

Johtopäätökset

Kipsilevyistä tulipalotilanteessa syntyvien hiukkaspäästöjen ominaispäästökerroin vaikuttaa nyt tehtyjen mittausten valossa varsin alhaiselta (n. 0,01). Käytetty säteilytaso ja kipsilevyn asento eivät vaikuttaneet ominaispäästökertoimeen merkittävästi.

Käytetty koemenetelmä ei pysty jäljittelemään kaikkia tulipaloissa tapahtuvia ilmiöitä. Kipsilevyistä tulipaloissa aiheutuvia hiukkaspäästöjä voivat lisätä myös mm. palon heikentämien kipsilevyjen hajoaminen palasiksi ulkoisten kuormitusten vaikutuksesta tai sammutusveden aiheuttaman lämpöshokin vuoksi sekä suurissa tulipalossa esiintyvät voimakkaat konvektiovirtaukset, jotka saattavat kuljettaa mukanaan isompiakin savuhiukkasia kuin kartiokalorimetrissa esiintyvät ilma- ja savukaasuvirtaukset. Näitä ilmiöitä ei pystytty tutkimaan nyt tehdyissä kokeissa.

Lähdeviitteet

Mikkola, E. 1990. Kartiokolorimetri. VTT Tiedotteita 1087, Espoo. ISBN 951-38-3638-X

Mulholland, G.W. 2002. Smoke production and properties. SFPE handbook of Fire Protection Engineering, 3. painos, Quincy, s. 2-258–2-268.

Mulholland, G.W. & Croarkin, C. 2000. Specific extinction coefficient of flame generated smoke. Fire and materials, Vol. 24, s. 227–230.

Persson, B. & Simonson, M. 1998. Fire Emissions into the Atmosphere. Fire Technology, Vol. 34, No. 3, s. 266–279.

Tekijä(t) Tillander, Kati, Mangs, Johan & Paloposki, Tuomas			
Nimeke Tulipalojen ympäristövaikutukset			
Tiivistelmä Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin tulipalojen ympäristövaikutuksia Suomessa. Tutkimuksessa arvioitiin tulipaloista aiheutuvien haitallisten päästöjen vuotuiset kokonaismäärät ja vertailtiin niitä muista lähteistä aiheutuviin päästöihin. Tulipaloista aiheutuvia paikallisia ympäristövaikutuksia ei käsitelty. Tehtyjen laskelmien perusteella vaikuttaa siltä, että kokonaispäästöihin verrattuna suhteellisesti merkittävimmät tulipaloista aiheutuvat päästöt ovat dioksiinien ja furaanien päästöt, hiukkaspäästöt ja polyaromaattisten yhdisteiden päästöt. Tulipaloista aiheutuvien päästöjen osuus dioksiinien ja furaanien kokonaispäästöistä oli laskelmien mukaan n. 10 %. Hiukkasten ja polyaromaattisten yhdisteiden osalta oli tulipaloista aiheutuvien päästöjen osuus kokonaispäästöistä muutaman prosentin luokkaa. Polyaromaattiset yhdisteet sekä dioksiinit ja furaanit kertyvät ainakin jossain määrin palokohteen seinä- ja kattopinnoille sekä irtaimistoon, mistä ne saattavat kulkeutua ympäristöön sammutusjätevesien mukana tai jälkivahinkojen torjuntaan liittyvien siivoustoimenpiteiden seurauksena. Sammutukseen ja jälkisiivoukseen liittyvät ympäristö- ja työsuojelunäkökohdat sekä sammutusjätevesien ja siivousjätteen hävittämistavan valinta saattavat jatkossa edellyttää tarkempia tutkimuksia tulipaloissa syntyvistä yhdisteistä ja niiden siivouskeinoista. Saadut tulokset ovat samansuuntaisia kuin aiemmissa ulkomaisissa tutkimuksissa esitetyt. Tuloksiin liittyy kuitenkin merkittävästi epävarmuutta. Erityisen vaikeaa oli arvioida luotettavasti tulipaloissa vuosittain tuhoutuvan materiaalin määrä. Tämä ongelma koskee kaikkia paloja, niin rakennus-, maasto- kuin liikennevälinepalojakin. Rakennuspaloissa oli ongelmana myös se, että eri materiaalien määrästä rakennuksissa voitiin tehdä vain karkeita arvioita.			
Avainsanat fire hazards, environmental impacts, environmental risks, hazardous emissions, dibenzodioxins, debenzofuranas, particulates, polyaromatic compounds, PAH, deposition			
Toimintayksikkö VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka, Kivimiehentie 4, PL 1803, 02044 VTT			
ISBN 951-38-6504-5 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)			Projektinumero
Julkaisu-aika Marraskuu 2004	Kieli Suomi, engl. tiiv.	Sivuja 72 s. + liitt. 16 s.	Hinta
Projektin nimi Paloturvallisuusanalyysin uudet simulointimenetelmät		Toimeksiantaja(t)	
Avainnimeke ja ISSN VTT Tiedotteita – Research Notes 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)			

Author(s) Tillander, Kati, Mangs, Johan & Paloposki, Tuomas			
Title Environmental effects of fires			
Abstract This study deals with the environmental effects of accidental fires in Finland. The total annual emissions of harmful substances from fires were estimated and compared with the emissions from other sources. Local effects of fires to the environment were not analyzed in this study. The results indicate that fire originated emissions of dioxins and furans, particulates and polyaromatic compounds are relatively the most significant in comparison to total emissions. It was estimated that approximately 10 % of total emissions of dioxins and furans originate from accidental fires. For particulates and polyaromatic compounds, a few per cent of total emissions appear to originate from accidental fires. As a result of a fire in a building, the wall and ceiling surfaces of the building and the building contents become at least to some extent contaminated by polyaromatic compounds and dioxins and furans. These substances may be carried to the environment with run-off water from fire fighting or during the decontamination process that takes place after the fire. Concerns regarding environmental and workplace safety may necessitate more detailed studies on the generation of harmful substances in fires, on their routes to the environment, and on the possibilities to reduce the risks by fire fighting tactics and decontamination procedures. The results agree well with those obtained in earlier studies which have been carried out in other countries. However, there is considerable uncertainty associated with the results. In particular, the amount of materials being destroyed in fires is difficult to estimate. This problem is associated with all fires: building fires, wildfires and vehicle fires. Analysis of building fires is further complicated by the fact that the amounts of different materials existing in buildings can only be estimated very roughly.			
Keywords fire hazards, environmental impacts, environmental risks, hazardous emissions, dibenzodioxins, debenzofuranas, particulates, polyaromatic compounds, PAH, deposition			
Activity unit VTT Building and Transport, Kivimiehentie 4, P.O.Box 1803, FIN-02044 VTT, Finland			
ISBN 951-38-6504-5 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)			Project number
Date November 2004	Language Finnish, engl. abstr.	Pages 72 p. + app. 16 p.	Price
Name of project Paloturvallisuusanalyysin uudet simulointimenetelmät		Commissioned by	
Series title and ISSN VTT Tiedotteita – Research Notes 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)			

Julkaisussa tarkastellaan tulipalojen ympäristövaikutuksia Suomessa. Tulipaloista aiheutuvien haitallisten päästöjen vuotuiset kokonaismäärät arvioidaan ja niitä vertaillaan muista lähteistä aiheutuviin päästöihin. Tulipaloista aiheutuvia paikallisia ympäristövaikutuksia ei käsitellä. Tehtyjen laskelmien perusteella vaikuttaa siltä, että kokonaispäästöihin verrattuna suhteellisesti merkittävimmät tulipaloista aiheutuvat päästöt ovat dioksiinien ja furaanien päästöt, hiukkaspäästöt ja polyaromaattisten yhdisteiden päästöt. Saadut tulokset ovat samansuuntaisia kuin aiemmissa ulkomaisissa tutkimuksissa esitetyt. Tuloksiin liittyy kuitenkin merkittävästi epävarmuutta.

VTT TIETOPALVELU
PL 2000
02044 VTT
Puh. 020 722 4404
Faksi 020 722 4374

VTT INFORMATIONSTJÄNST
PB 2000
02044 VTT
Tel. 020 722 4404
Fax 020 722 4374

VTT INFORMATION SERVICE
P.O.Box 2000
FIN-02044 VTT, Finland
Phone internat. + 358 20 722 4404
Fax + 358 20 722 4374
