

RIVM Rapport 609021051/2007

## **Emissies van schadelijke stoffen bij branden**

M.G. Mennen  
N.J.C. van Belle

Contact:  
M.G. Mennen  
Centrum Inspectieonderzoek, Milieuongevallendienst en Drinkwater  
Marcel.Mennen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van VROM-Inspectie, in het kader van het project M/609021: 'Ondersteuning VROM-Inspectie'.

© RIVM 2007

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

## Rapport in het kort

### Emissies van schadelijke stoffen bij branden

Het RIVM heeft onderzocht welke schadelijke stoffen vrijkomen bij branden met bepaalde soorten materialen, zoals autobanden, kunststoffen of hout. Hulpverleners en ondersteunende diensten kunnen deze gegevens gebruiken om bij een brand te bepalen op welke stoffen wordt gemeten, een risicobeoordeling te maken en eventuele maatregelen te treffen.

Van de meeste stoffen die bij brand vrijkomen zijn verhoogde concentraties in de lucht te meten, maar dat is niet per definitie schadelijk voor de gezondheid. Op locaties vanaf een kilometer van de brandhaard zijn deze risico's verwaarloosbaar. Uitzonderingen daarop zijn zeer grote branden. Sommige stoffen, zoals koolmonoxide en fijn stof, komen bij vrijwel elke brand vrij. Andere stoffen worden voornamelijk gevormd als er specifieke materialen in de brandhaard aanwezig zijn. Voorbeelden zijn zoutzuur en dioxinen bij verbranding van PVC.

In dit rapport staan per type materiaal de omvang van de uitstoot van de belangrijkste verbrandingsproducten in een beknopt en handzaam overzicht weergegeven. Voor het onderzoek zijn literatuurgegevens gecombineerd met metingen van de Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM. Deze dienst heeft in de afgelopen jaren bij meer dan vijftig branden de concentraties stoffen in de lucht en de neerslag ervan in de omgeving gemeten.

Het onderzoek maakt duidelijk dat van sommige stoffen meer inzicht gewenst is in de concentraties die bij brand vrijkomen en of zij schadelijk zijn voor mens en milieu. Een voorbeeld hiervan zijn broomhoudende brandvertragers in kunststoffen die in computers zitten.

#### Trefwoorden:

brand, emissie, schadelijke stoffen, metingen, buitenlucht, ambient air

# Abstract

## Emissions of hazardous compounds from fires

During the last decade the Environmental Incident Service of the RIVM has measured the levels of hazardous airborne compounds and deposited particles at more than fifty major fires. These data have been systematically classified with the aim of determining the types and levels of hazardous compounds released in fires of specific materials, such as plastics, wood and chemical waste. Literature data from incineration experiments and field measurements carried out near fires were also used.

The results of this study are summarized in a concise and practical table that gives the types and amounts of substances, both gaseous and particle bound, released in fires of certain materials. The table can be used by fire brigades and environmental measuring services to determine the appropriate measuring strategy for fires and to make a risk assessment of people exposed to the smoke.

The study shows that all fires generate substantial amounts of the common combustion products, including carbon monoxide, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and fine particles. Other components are only released from the combustion of specific materials – for example, hydrogen chloride and dioxins from the combustion of polyvinyl chloride.

Ambient air concentrations of emitted compounds are always increased downwind of the fire, even up to a few hundred meters from the source. This does not, however, imply by definition that those people exposed run enhanced health risks. At distances of 1 km or more from the fire concentrations are at a normal level, or only slightly elevated. The deposition of particles emitting from fires – with the exception of very large fires or special fires – barely results in any environmental contamination.

Measurement data are scarce on a number of compounds that may be formed in a fire and which are potentially risky, such as isocyanates, bromine containing fire retardants, nitrogen- and sulphur-containing PAHs, furans, nitriles, hydrogen bromide and hydrogen fluoride. More insight into the behaviour of these compounds and their emission from fires as well as their impact on both the environment and health of human beings is desired. Adequate methods for measuring the concentrations of these compounds near fires also need to be developed.

Key words:

fire, emission, hazardous compounds, measurements

## Inhoud

Samenvatting .....	7
1. Inleiding.....	9
1.1 Taak van de MOD.....	9
1.2 Project ‘Emissies bij branden’ .....	9
1.3 Opdracht vervolgstudie ‘meetresultaten MOD bij branden’ .....	10
1.4 Doel van het onderzoek .....	11
1.5 Leeswijzer .....	11
2. Overzicht branden en meetactiviteiten .....	13
2.1. Afbakening periode.....	13
2.2 Aantal en soorten branden .....	13
2.3 Meetstrategie.....	16
2.3.1 Meetlocaties .....	17
2.3.2 Welke stoffen worden gemeten?.....	19
2.3.3 Duur van de metingen.....	20
2.4 Verrichte meetactiviteiten bij branden.....	21
2.4.1 Luchtmetingen .....	21
2.4.2 Veeg- en grasmonsters .....	26
2.4.3 Bodemonsters.....	27
2.4.4 Blus- en oppervlaktewater .....	27
2.4.5 Bladders, brokstukken en verbrand materiaal.....	30
3. Resultaten MOD-metingen.....	31
3.1 Inleiding .....	31
3.2 Luchtmetingen: anorganische gasvormige componenten.....	31
3.3 Luchtmetingen: organische gasvormige componenten.....	33
3.4 Luchtmetingen: stofvormige componenten .....	37
3.5 Analyses van veegmonsters .....	41
3.6 Analyses van grasmonsters .....	44
3.7 Overige monsters .....	44
4. Resultaten literatuurstudie .....	49
4.1 Inleiding .....	49
4.2 Soorten verbrandingsexperimenten .....	49
4.3 Kunststoffen en additieven .....	52
4.3.1 PVC en PVC-houdende materialen .....	52
4.3.2 Overige ‘zuivere’ kunststoffen .....	54
4.3.3 Additieven.....	58
4.4 Rubber en rubberachtige materialen .....	62
4.5 Olie en olie-achtige materialen .....	65
4.6 Bestrijdingsmiddelen en overige chemicaliën .....	68
4.7 Hout en papier.....	71
4.8 Diverse .....	73
5. Overzicht geïmitteerde componenten bij branden .....	79
5.1 Inleiding .....	79
5.2 Gasvormige componenten .....	79

---

5.2.1 Koolmonoxide.....	79
5.2.2 Stikstofdioxiden en lachgas .....	80
5.2.3 Blauwzuur, isocyanaten en nitrillen.....	81
5.2.4 Ammoniak.....	82
5.2.5 Zwaveldioxide en waterstofsulfide .....	83
5.2.6 Zoutzuur en chloorgas.....	84
5.2.7 Vluchtige organische componenten .....	85
5.3 Stofdeeltjes en daaraan gebonden componenten .....	90
5.3.1 Fijn en totaal stof in lucht .....	90
5.3.2 Elementen in lucht, veegstof en gras .....	91
5.3.3 PAK's in lucht, veegstof en gras.....	95
5.3.4 Dioxinen in lucht, veegstof en gras.....	97
5.3.5 Overige componenten .....	98
5.4 Overzichtstabellen geëmitteerde stoffen.....	99
6. Discussie.....	105
6.1 Beperkingen van het onderzoek.....	105
6.2 Verspreiding en depositie .....	106
6.3 Lessen voor de toekomst.....	107
7. Conclusies en aanbevelingen.....	109
7.1 Conclusies .....	109
7.2 Aanbevelingen .....	111
Referenties.....	113
Bijlage 1: Achtergrondwaarden.....	123

## Samenvatting

Bij branden kunnen vele schadelijk stoffen worden gevormd en verspreid in de omgeving. De Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM heeft in de afgelopen tien jaar bij meer dan 50 branden metingen verricht op schadelijke stoffen. Daarbij is een groot aantal gegevens verzameld van concentraties stoffen in de lucht en depositie in de omgeving. In dit onderzoek hebben we deze gegevens systematisch geïnventariseerd. Daarnaast hebben we, door middel van een uitgebreide literatuurstudie, gegevens verzameld van onderzoeken met verbrandingsexperimenten op laboratoriumschaal en van andere veldmetingen bij branden.

De gegevens zijn gebruikt om meer inzicht te krijgen in enerzijds de omvang van de emissies en anderzijds de verschillende soorten stoffen die vrijkomen bij bepaalde typen branden of branden met bepaalde soorten materialen. Met de verzamelde gegevens is een beknopt en handzaam overzicht gemaakt in de vorm van twee overzichtstabellen, waarin per type brand of materiaal de omvang van de emissies van de meest relevante componenten is aangegeven. Eén tabel bevat de gasvormige componenten en de andere fijn stof en stofgebonden componenten. Deze tabellen kunnen door hulpverleners en ondersteunende diensten, waaronder de MOD zelf, worden gebruikt als leidraad bij het bepalen van de meetstrategie, het maken van de risicobeoordeling en het treffen van eventuele maatregelen bij een brand.

Uit het overzicht blijkt dat koolmonoxide, koolwaterstoffen (vooral aromatische), Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's), fijn stof en, in mindere mate, stikstofoxiden bij vrijwel elke brand worden geëmitteerd. Deze componenten komen vrij bij onvolledige verbranding van bijvoorbeeld hout, kunststoffen, brandstoffen en verf en die komen in vrijwel elke brand voor. Andere verbrandingsproducten komen voornamelijk vrij als er specifieke materialen in de brandhaard aanwezig zijn. Voorbeelden zijn zoutzuur, chloorkoolwaterstoffen en dioxinen bij verbranding van chloorhoudende materialen zoals PVC.

De omvang van de emissies kan per brand verschillen. Niet alleen de hoeveelheden en aard van de materialen spelen daarin een rol, maar vooral ook de omstandigheden tijdens de brand. Temperatuur en zuurstoftoevoer zijn daarbij twee belangrijke parameters. Over het algemeen geldt: hoe slechter de verbrandingscondities, des te meer schadelijke stoffen er worden gevormd. Om die reden kunnen juist in de smeulfase van een brand hoge concentraties schadelijke stoffen voorkomen in het benedenwinds gebied, te meer daar in die fase door de geringe pluimstijging de rook direct door het gebied heen trekt.

Concentraties in de lucht benedenwinds van een brand zijn vrijwel altijd verhoogd, soms zelfs tot op honderden meters van de brandhaard. Uit de gegevens die de MOD heeft verzameld is echter geen algemene richtlijn te halen in de zin van een bepaalde afstand tot waar risicovolle concentraties voorkomen. Daarvoor zijn de emissies en de verspreiding bij de door de MOD onderzochte branden te verschillend. Wel kan worden geconcludeerd dat vanaf 1 km en verder van de brandhaard de concentraties niet of

nauwelijks verhoogd zijn. Indien er al een verhoging is, is deze zo gering dat er bij eventuele blootstelling daaraan geen sprake is van gezondheidsrisico's. Deze bevindingen kunnen in de toekomst worden gebruikt bij de beoordeling van de gevolgen van een brand, waarbij wel een slag om de arm moet worden gehouden in het geval van zeer grote branden of branden met bijzondere kenmerken.

De depositie van stofdeeltjes uit een brand en de verontreiniging van gras en gewassen als gevolg daarvan, zijn minder sterk verhoogd dan concentraties in de lucht. Bij de branden, waar de MOD metingen heeft gedaan, is er in ongeveer de helft van de gevallen geen significante verhoging gevonden en in de andere helft meestal een matige verhoging. Ook blijkt de depositie vanaf enkele honderden meters van de brand en verder weg vrijwel nihil.

Het onderzoek heeft ook een aantal zaken aan het licht gebracht, die mogelijk nadere aandacht behoeven. Zo is er weinig bekend over concentraties stoffen 'in het eerste uur' van een brand. De MOD is namelijk pas na enkele uren aanwezig en de brandweer heeft een beperkt meetarsenaal. Om de meetmogelijkheden 'in het eerste uur' te vergroten zijn, in samenwerking met de brandweer, initiatieven ondernomen. Zo wordt momenteel binnen de brandweer het gebruik van Tedlar bags gestimuleerd. Hiermee kan de brandweer snel luchtmonsters nemen die door de MOD kunnen worden geanalyseerd op een breed scala aan componenten.

Ook volgt uit het onderzoek dat een aantal potentieel risicovolle componenten die bij branden kunnen worden gevormd mogelijk nader moeten worden bestudeerd. Dit zijn onder meer isocyanaten, broomhoudende brandvertragers, gebromeerde dioxinen, nitro-PAK's, zwavel-PAK's, furanen, nitrillen, waterstoffluoride (HF) en waterstofbromide (HBr). Meer inzicht in de emissies en concentraties van deze componenten bij branden, maar ook in hun schadelijkheid voor mens en milieu is gewenst. In aanvulling hierop is het ook noodzakelijk om voor deze componenten adequate meetmethoden te ontwikkelen en te operationaliseren, mits die niet al beschikbaar zijn.

Tot slot is er behoefte aan betere verspreidingsmodellen bij branden, waarbij vooral het effect van de pluimstijging zo goed mogelijk dient te worden geschat, en aan een meer gerichte methodiek voor de risicobeoordeling bij branden, waarbij rekening wordt gehouden met mogelijke (synergene) effecten als gevolg van kortdurende blootstelling aan mengsels van verbrandingsproducten. We hebben bij een brand immers te maken met een mengsel van veel stoffen van uiteenlopende aard.



# 1. Inleiding

## 1.1 Taak van de MOD

De Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM heeft als taak om bij een milieucalamiteit informatie te verzamelen om de eventuele gevolgen voor de volksgezondheid en het milieu te kunnen beoordelen. De MOD kan daartoe metingen verrichten, modelberekeningen doen (verspreiding, depositie, schatting van de blootstelling) en informatie over de vrijgekomen stoffen verzamelen en verstrekken. De uitvoering van deze werkzaamheden vindt plaats in nauw overleg met de hulpdiensten die zijn betrokken bij de rampenbestrijding, zoals de brandweer, de Geneeskundige Hulpverlening bij Ongevallen en Rampen (GHOR) en de politie. Een hulpdienst kan een beroep doen op assistentie van de MOD via het meldpunt VROM. Via dit meldpunt wordt het verzoek doorgegeven aan de stafafdeling Crisismanagement van de VROM-Inspectie, die tevens opdrachtgever is van de MOD. De dienstdoende crisiscoördinator van deze stafafdeling kan dit verzoek inwilligen en de MOD opdracht geven om uit te rukken.

Bij omvangrijke of complexe milieucalamiteiten werkt de MOD nauw samen met andere overheidsinstanties en kennisinstituten, zoals het KNMI, het RIZA en het RIKILT. Deze hebben zich verenigd in het Beleids Ondersteunend Team-milieu incidenten (BOT-mi), een samenwerkingsverband dat opereert onder de verantwoordelijkheid van de VROM-Inspectie stafafdeling Crisismanagement. Bij calamiteiten, waar meerdere instituten elk vanuit hun eigen expertisegebied bij betrokken (kunnen) zijn, wordt het BOT-mi operationeel en vindt gecoördineerd advisering plaats.

## 1.2 Project ‘Emissies bij branden’

Een type calamiteit waar de MOD veelvuldig mee te maken krijgt, is brand. De beoordeling van de directe en indirecte milieu- en gezondheidseffecten van branden is complex. Dat komt onder andere omdat bij een brand uit de aanwezige stoffen en materialen nieuwe verbindingen kunnen worden gevormd, afhankelijk van de omstandigheden tijdens de brand (temperatuur, zuurstoftoevoer). Ook de verspreiding van geëmitteerde stoffen kan per brand sterk verschillen, omdat die wordt bepaald door de pluimstijging die op haar beurt afhangt van de temperatuurontwikkeling en de omvang van de brand.

Binnen de broneffect benadering, zoals deze binnen het RIVM wordt toegepast voor de evaluatie van calamiteiten, is goede informatie op deze gebieden van groot belang. Daarom is in 2000 een RIVM SOR<sup>1</sup>-project gestart met de naam ‘Emissies bij brand’. Dit project had tot doel bestaande informatie en expertise op dit gebied te verzamelen met als

---

<sup>1</sup> SOR = Strategisch Onderzoek RIVM

einddoel een systematisch overzicht, waaruit snel kan worden afgelezen welke soorten verbindingen in welke mate verwacht kunnen worden bij verschillende typen branden. Dit overzicht kan worden gebruikt om bij een brand te bepalen welke stoffen de hoogste prioriteit hebben bij het uitvoeren van metingen, het maken van blootstellingsschattingen en het beoordelen van mogelijke gezondheidsrisico's. Ook zou het overzicht behulpzaam kunnen zijn bij het, indien nodig, treffen van maatregelen ter bescherming van de bevolking en van de aanwezige hulpverleners.

Het project omvatte:

1. Een inventarisatie van informatiebronnen en informatiehouders omtrent dit onderwerp.
2. Een inventarisatie van resultaten van metingen die de MOD heeft uitgevoerd bij verschillende branden.
3. Een literatuurstudie naar de aard van de emissies (welke stoffen komen er vrij) en naar modellen, meetmethoden en meetstrategieën om verspreiding en blootstelling bij brand vast te stellen.

De eerste twee onderdelen hebben geresulteerd in twee RIVM-rapporten, getiteld 'Inventarisatie informatiehouders van geëmitteerde stoffen bij brand' (Van de Werken *et al.*, 2002) en 'Resultaten van metingen door de Milieuongevallendienst bij branden' (Mennen, 2002). Het derde onderdeel, de literatuurstudie, is destijds niet afgemaakt, omdat het project om diverse redenen voortijdig is gestopt.

### **1.3 Opdracht vervolgstudie 'meetresultaten MOD bij branden'**

In het rapport 'Resultaten van metingen door de Milieuongevallendienst bij branden' (Mennen, 2002) zijn de meetgegevens, die de MOD heeft verzameld bij ongeveer 20 branden in de periode 1997 tot 2001, systematisch gerangschikt en geanalyseerd. Het rapport is destijds verspreid onder verschillende rampenbestrijdingsorganisaties, waaronder de brandweerkorpsen en het toenmalige NIBRA (tegenwoordig NIFV), en onder de Medisch Milieukundigen, waarvan een groot aantal tegenwoordig Geneeskundige Adviseurs Gevaarlijke Stoffen (GAGS) is binnen de GHOR-organisatie. Uit reacties van vertegenwoordigers van deze organisaties is gebleken dat het rapport als nuttig en waardevol is ervaren, mede omdat er gegevens in staan over stoffen – zoals PAK's en zware metalen – die door de brandweer niet gemeten worden, maar die voor een beoordeling van (langetermijn) effecten op mens en milieu wel van belang kunnen zijn.

Sinds 2001 is de MOD bij tientallen branden ingezet. Hierbij is wederom een groot aantal gegevens verzameld die van belang zijn voor het opbouwen van kennis en expertise over stoffen die vrijkomen bij branden. Ten dele waren dit typen branden, waar in de periode tot 2001 ook al metingen bij zijn gedaan. Er waren echter ook branden waar we als MOD nog geen ervaring mee hadden, bijvoorbeeld branden met autobanden en een brand in een kartonfabriek.

De VROM-Inspectie stafafdeling Crisismanagement heeft in 2006 opdracht gegeven een hernieuwde inventarisatie te maken van de meetresultaten van de MOD bij branden, waarbij in aanvulling op de eerdere studie ook de vanaf 2001 verzamelde gegevens worden geïntegreerd.

In de opdracht is tevens aangegeven de destijds afgebroken literatuurstudie alsnog af te maken. Dit is van belang, omdat de door de MOD verzamelde informatie in zoverre beperkt is dat *niet alle potentieel* vrijkomende stoffen bij een brand systematisch worden gemeten. Voor bepaalde componenten waarvan verwacht zou *kunnen* worden dat die ook bij een brand worden gevormd, bijvoorbeeld gebromeerde dioxinen en furanen, nitro-PAK's en aldehyden, heeft de MOD namelijk (nog) geen operationele meetmethode ter beschikking. De vraag is of de MOD zich in de toekomst op dergelijke stoffen moet gaan richten en er methoden voor moet ontwikkelen. Dat hangt af van de mate en frequentie, waarmee die stoffen vrijkomen bij branden, en van de mogelijke gezondheidsrisico's en schade aan het milieu, die deze stoffen veroorzaken. De literatuurstudie kan daar mogelijk meer duidelijkheid over geven.

## 1.4 Doel van het onderzoek

Dit onderzoek kent vier doelen:

- 1) Het actualiseren van meetgegevens van de MOD en gegevens uit andere onderzoeken in de literatuur over emissies bij branden.
- 2) Het verbeteren van inzicht in stoffen die vrijkomen bij branden, met name gericht op de vraag welke componenten specifiek vrijkomen bij bepaalde typen branden of branden met bepaalde soorten materialen.
- 3) Het maken van een beknopt en handzaam overzicht (als uitvloeisel van de eerste twee doelen), waarin per type brand of materiaal de omvang van de emissies van relevante componenten is aangegeven. Dit overzicht kan worden gebruikt bij het bepalen van de meetstrategie en de risicobeoordeling bij een brand.
- 4) Het vaststellen van noodzakelijke en gewenste verbeteringen in de gebruikte bemonsterings- en meetmethoden bij branden en van nieuw te ontwikkelen methoden en technieken. In de beschouwing hierover wordt ook de meetstrategie betrokken.

## 1.5 Leeswijzer

Dit rapport is verder als volgt ingedeeld. In hoofdstuk 2 geven we een overzicht van alle branden waarbij de MOD sinds 1997 is ingezet en van de meetactiviteiten die daarbij zijn verricht. In het overzicht zijn voor de volledigheid dus ook de branden uit het eerdere rapport meegenomen. Verder bevat dit hoofdstuk een toelichting op de meetstrategie die de MOD over het algemeen volgt.

De resultaten van de metingen van de MOD worden systematisch weergegeven in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 bespreken we de gegevens uit de literatuurstudie. Deze

gegevens zijn zo goed als mogelijk gerangschikt naar typen materialen, waar verbrandingsonderzoek naar is gedaan, zoals kunststoffen (in het bijzonder PVC), olie- en rubberachtige materialen, chemicaliën en hout.

In hoofdstuk 5 integreren we de resultaten van de ‘eigen’ metingen en de gegevens uit de literatuurstudie om inzicht te krijgen in welke componenten in verhoogde of sterk verhoogde mate vrijkomen bij verschillende typen branden. Aan het eind van hoofdstuk 5 worden deze inzichten samengevat in twee handzame tabellen, waarin per type brand of per soort materiaal de emissies van de meest relevante verbrandingsproducten zijn gegeven.

Hoofdstuk 6 bevat een discussie over de resultaten. Daarbij gaan we in op de vraag wat het onderzoek heeft opgeleverd, wat er nog aan kennis en methoden ontbreekt, maar bijvoorbeeld ook wat de beperkingen zijn van de in dit onderzoek gebruikte gegevens. Ten slotte worden in hoofdstuk 7 de conclusies van dit onderzoek weergegeven en worden enkele aanbevelingen gedaan.

Hoewel het uiteindelijke doel van de MOD-activiteiten is om eventuele effecten van incidenten op de volksgezondheid en het milieu te kunnen bepalen, gaan we in dit rapport niet in op de gezondheidsrisico's en milieuschade. Deze effecten hangen namelijk niet alleen samen met de vrijkomende componenten, maar vooral ook met de verspreiding en blootstelling en die kunnen van incident tot incident verschillen. Dit onderzoek is uitsluitend gericht op de aard en omvang van de emissies aan componenten bij verbranding van verschillende soorten materialen.

## 2. Overzicht branden en meetactiviteiten

### 2.1. Afbakening periode

De MOD bestaat ongeveer 20 jaar, maar ze is in de eerste jaren van haar bestaan nog niet vaak ingezet bij branden.

De informatie die in deze rapportage is verwerkt, is afkomstig van MOD-acties bij branden in de periode medio 1997 tot voorjaar 2007. De informatie die de MOD vóór 1997 bij branden heeft verzameld is nogal beperkt en wordt niet bruikbaar geacht voor deze inventarisatie.

### 2.2 Aantal en soorten branden

In de geselecteerde periode is de MOD een kleine 100 maal opgeroepen in verband met een brand. Niet al deze oproepen hebben geleid tot een uitruk van de MOD om ter plaatse metingen te verrichten. In een aantal gevallen zijn uitsluitend verspreidingsberekeningen uitgevoerd, is een advies gegeven over de vorming van mogelijke schadelijke stoffen bij de desbetreffende brand of is informatie verstrekt over bepaalde stoffen (vluchtigheid, toxicologie). Enkele malen zijn door de MOD analyses verricht van lucht- of veegmonsters, die door de brandweer zijn genomen. Bij deze branden is de MOD niet ter plaatse geweest. Al deze gevallen zijn niet verwerkt in dit rapport, omdat ze gelet op de doelstelling van deze rapportage onvoldoende informatie leveren.

De 56 branden, waarbij door de MOD ter plaatse wel metingen zijn verricht, zijn vermeld in het overzicht in Tabel 2.1. Deze tabel bevat de locatie van de brand, het type bedrijf of gebouw en het soort materiaal dat verbrand is, de aanvangsdatum, duur en omvang van de brand en de fase waarin de MOD haar werkzaamheden verrichtte. Deze bestaan meestal uit metingen en bemonsteringen om de *concentraties van stoffen in de lucht* te bepalen. Daarnaast worden vaak, meestal in de laatste fase of soms na de brand, veeg- en grasmonsters genomen om de *verspreiding en depositie van stofdeeltjes* vast te stellen. Bij enkele branden zijn uitsluitend veeg- en grasmonsters genomen na de brand, omdat de MOD niet tijdens de brand is opgeroepen of omdat ze om andere redenen niet eerder bij de brand aanwezig kon zijn.

In de kolom 'locatie' is de plaatsnaam gegeven, waar de brand plaatsvond. In Enschede, Naarden en Son heeft de MOD tweemaal metingen gedaan bij een brand. In de kolom zijn deze branden onderscheiden met de aanduiding *I* of *II* achter de plaatsnaam.

De vermelde cijfers in de kolom 'duur van de brand' zijn grove schattingen, omdat in de meeste gevallen niet bekend is wanneer er geen sprake meer is van noemenswaardige emissies van stoffen uit de brandhaard. Men zou als eindtijd kunnen kiezen het moment waarop het sein brand meester wordt gegeven, maar bij sommige branden kunnen daarna nog aanzienlijke emissies plaatsvinden tijdens de nablus- en smeulfase. Vaak meet de MOD juist tijdens de smeulfase, omdat zij te maken heeft met een zekere aanrijtijd

Tabel 2.1. Overzicht van de branden, waarbij de MOD metingen heeft verricht

Locatie	Type bedrijf of gebouw	Datum aanvang	Duur van de brand	Omvang	Fase activiteiten MOD
Amsterdam	Cacaobonenopslag	3 oktober 1997	20 uur <sup>1)</sup>	2	Tijdens brand
Heerhugowaard	Meubelwinkel, snackbar, fietsenwinkel en enkele koelinstallaties	26 maart 1998	7 uur	3	Tijdens brand
Putten	Opslagloods met voornamelijk kunststof, o.a. PVC	2 mei 1998	50 uur	3	Na brand
Schiedam	Cacaobonenopslag	21 maart 1999	40 uur <sup>1)</sup>	2	Tijdens smeulfase
Waalwijk	Groothandel in leer en rubber	6 januari 2000	12 uur	3	Tijdens smeulfase
Aalsmeer	Verffabriek	8 maart 2000	10 uur	3	Tijdens smeulfase
Drachten	Chemisch afvaldepot <sup>2)</sup>	12 mei 2000	12 uur	3	Tijdens en na brand
Enschede I	Vuurwerkfabriek en groot aantal gebouwen	13 mei 2000	15 uur	4	Tijdens en na brand
Naarden I	Metaalsmelter	28 juni 2000	2 uur	1	Na brand
Beverwijk	Transformator	2 september 2000	7 uur	1	Na brand
Genemuiden	Tapijtfabriek <sup>3)</sup>	13 oktober 2000	10 uur <sup>1)</sup>	2	Tijdens smeulfase
AVR Rijnmond	Opslagloods voor grof huisvuil <sup>4)</sup>	27 oktober 2000	10 uur	3	Tijdens smeulfase
Moerdijk	Stapel B-hout en (non) ferro materialen <sup>5)</sup>	30 oktober 2000	48 uur	3	Tijdens smeulfase
Hasselt	Fabriek voor kunststof (nylon-PVC) matten	7 maart 2001	8 uur	3	Tijdens smeulfase
's Heerenberg	Kunststofverwerkend bedrijf <sup>6)</sup>	11 maart 2001	12 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase
Hazeldonk	Kunststofopslagloods (voornamelijk polyetheen)	16 maart 2001	15 uur	3	Na brand
Slagharen	Uitgaanscentrum	7 mei 2001	10 uur	3	Tijdens brand en smeulfase en na brand
Alkmaar	Stook- en smeerolie en koelmiddelen	9 juni 2001	8 uur	2	Tijdens smeulfase
IJsselmuiden	Tapijten en levensmiddelen	1 augustus 2001	10 uur	3	Na brand
Wilp	Bouw- en sloopafval <sup>7)</sup> bij afvalrecycling bedrijf	18 november 2001	10 uur	3	Tijdens brand en smeulfase
Vlaardingen	Vrachtschip: o.a. PUR, verf en thinner <sup>8)</sup>	6 maart 2002	12 uur	3	Tijdens brand en smeulfase
Lichtenvoorde	Kunststoffenfabriek (PE granulaat van bierkratten)	1 mei 2002	2 uur	2	Na brand
Maasvlakte	Afval van doekfilters in een C2-deponie <sup>9)</sup>	4 juni 2002	8 uur	2	Tijdens (broei)brand <sup>11)</sup>
Joure	Dakbrand (bitumen, olie en teer) bij Snijtech	14 augustus 2002	6 uur <sup>1)</sup>	2	Na brand
Kampen	Autobandenopslag (banden recycling fabriek)	18 september 2002	30 uur	3	Tijdens smeulfase en na brand
Naarden II	Chemisch laboratorium van smaakstoffenfabriek	2 november 2002	8 uur	2	Tijdens en na brand
Barneveld	Recycling bedrijf (oplosmiddelen en rubberafval)	21 januari 2003	5 uur	2	Tijdens smeulfase en na brand
Montfoort	Autobandenrecyclingfabriek	30 januari 2003	8 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase
Assen	Loods met autobanden	21 februari 2003	55 uur	4	Tijdens brand en smeulfase
Weesp	Fabriek voor tape en kitten	15 april 2003	10 uur	3	Tijdens brand en smeulfase
Zevenaar	Inktfabriek (oplosmiddelen en pigmenten)	20 juli 2003	10 uur	3	Tijdens smeulfase
Enschede II	Grondstoffenopslag van een bandenfabriek <sup>10)</sup>	22 augustus 2003	20 uur	3	Tijdens brand en smeulfase

Kerkrade	Loods met schoenen en rubber materialen	20 oktober 2003	10 uur	2	Na brand
Wormer	Cacaobonenopslag	18 december 2003	50 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens smeulfase <sup>11)</sup>
Botlek	Silo met houtpulp (brand ontstaan door broei)	9 maart 2004	60 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase <sup>12)</sup>
Den Haag	Schaatsbaancomplex	5 april 2004	6 uur	2	Tijdens smeulfase
Eerbeek	Kartonfabriek	17 april 2004	10 uur	3	Tijdens smeulfase
Son I	Opslagloods voor afval <sup>15)</sup>	8 juni 2004	40 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase
Klundert	Chemisch bedrijf (halffabrikaten voor wasmiddelen)	31 juli 2004	4 uur	2	Na brand
Lutjewinkel	Kaasfabriek	3 december 2004	6 uur	2	Tijdens smeulfase
Raamsdonksveer	Kunststoffenfabriek (polyethen producten)	1 maart 2005	10 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase
Best	Bedrijvenpand met metaalgroothandel, opslag van elektronica en verhuurbedrijf van heftrucks	6 mei 2005	16 uur	3	Tijdens smeulfase
Son II	Opslagloods voor afval <sup>15)</sup>	15 juni 2005	15 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase
Middelharnis	Opslagloods met papier en hout	8 september 2005	6 uur <sup>1)</sup>	2	Na brand
Pijnacker	Opslag van chemicaliën voor natuurgeneesmiddelen	31 maart 2006	10 uur	3	Tijdens brand en smeulfase
Brunssum	Opslagloods met restafval en hout	16 mei 2006	20 uur	2	Tijdens smeulfase
Emmercompascuum	Groothandel in transportbanden	30 juni 2006	8 uur	2	Tijdens smeulfase en na brand
Harderwijk	Recycling bedrijf: bouwafval met veel kunststoffen	18 juli 2006	40 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens smeulfase
Scheveningen	Loods met vis, koelinstallatie, visnetten en polyester jachten	14 augustus 2006	8 uur	2	Tijdens brand en smeulfase
Tilburg	Metaalbewerkingsbedrijf (chemicaliën)	3 september 2006	5 uur	2	Tijdens smeulfase en na brand
Weert	Bedrijfsverzamelgebouw (meubels, panelen en kunststof bloemen)	16 oktober 2006	10 uur	3	Tijdens brand en smeulfase
Emmeloord	Polyesterverwerkend bedrijf	9 november 2006	4 uur	2	Tijdens smeulfase en na brand
Haarlem	Lijm- en kunststoffenfabriek (in pandige brand)	29 november 2006	2 uur	1	Na brand
Leerdam	Glasfabriek (loods met glas en verpakkingen)	1 januari 2007	15 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase
Velsen	Vistrawler (o.a. PUR en koelmiddelen)	30 januari 2007	60 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase
Helmond	Bedrijf voor verwerking van metaalafval	15 april 2007	6 uur	2	Tijdens smeulfase en na brand

1) Wegens gebrek aan voldoende gegevens zeer grove schatting van de duur van de brand.

2) In het depot lagen batterijen en loodaccu's, verfresten, lijmen, oplosmiddelen, zuren, asbest, PCB's, bestrijdingsmiddelen, TL-buizen en computerapparatuur opgeslagen.

3) In de loods lag een divers mengsel van behandeld en onbehandeld hout, houtproducten, (halogeenhoudende) kunststoffen, metalen, GFT, papier en karton.

4) De stapel bestond uit geschilderd hout, spaanplaat (deels geplastificeerd), hard- en zachtboard, gebruikte meubelen en, in beperkte mate, ferro- en non-ferro materialen.

5) Bij het bedrijf lagen grote hoeveelheden polypropyleen en mogelijk ook polyurethaan opgeslagen. Ook is een deel van een opslagloods voor landbouwwerktuigen verbrand.

6) Het betrof ongeveer 800 ton afval bestaande uit hout (60%), puin (10%), papier (15%), PVC (5%) en overige (10%), waaronder polyethen.

7) Op het schip brandde onder andere het isolatiemateriaal (polyurethaan) en een container met verf en thinner.

8) Het betrof doekfilters met stof afkomstig van een ijzerfabriek. Het stof bevatte ijzer, lood, strontium, chroom en zink, en veroorzaakte een broei-achtige brand.

9) In het magazijn lagen onder meer zwavelhoudende aminen, andere zwavelverbindingen en chloorhoudende stoffen opgeslagen.

10) Tijdens de brand is gedurende 3 uur gemeten op een breed spectrum aan stoffen. Daarna zijn tijdens het smeulen aanvullende metingen met passieve samplers gedaan.

11) Deze broei-brand was moeilijk onder controle te krijgen en heeft daarom lang geduurd. De MOD heeft in verschillende fasen en perioden metingen verricht.

12) Huishoudelijk afval, afvalhout, bouw- en sloopafval en resten vloerbedekking.

waardoor er, afhankelijk van de locatie van de brand en de snelheid van de melding, één tot enkele uren liggen tussen het begin van de brand en de eerste metingen van de MOD. Een andere belangrijke reden om juist in de smeulfase te meten is dat dan de meest schadelijke stoffen worden gevormd en de verspreiding vaak ongunstig is met grotere potentiële gezondheidsrisico's tot gevolg. In tegenstelling tot bij een felle brand stijgt de rookpluim tijdens de smeulfase nauwelijks, waardoor de concentraties van vrijkomende stoffen op leefniveau hoog kunnen zijn.

De omvang van elke brand is uitgedrukt in een schaal, variërend van 1 (relatief kleine brand) tot 4 (zeer grote brand). De schatting van de omvang is gebaseerd op het oppervlak van het gebouw dat verbrand is, het volume of de massa aan verbrande materialen en de aard van de verbrande materialen, voor zover daar gegevens van beschikbaar waren. Ook de omvang en aard van de emissies zijn meegewogen bij het vaststellen van de score. De schaalindeling is niet gebaseerd op door de brandweer gehanteerde classificaties zoals de Gecoördineerde Regionale Incidentenbestrijdings Procedures (GRIP)-indeling, omdat die andere doelen dienen.

In de laatste kolom wordt onderscheid gemaakt tussen 'tijdens de brand', 'tijdens de smeulfase' en 'na de brand'. Hiermee wordt het volgende bedoeld:

- 'tijdens de brand': de fase, waarin sprake is van een hevige brand; we merken op dat de MOD vanwege haar aanrijtijd geen metingen doet in de allereerste fase van de brand;
- 'tijdens de smeulfase': de fase waarin de brand niet meer hevig is maar er nog wel een forse rookontwikkeling plaatsvindt; in het algemeen is het sein 'brand meester' dan al gegeven;
- 'na de brand': de fase waarin de brand volledig of nagenoeg volledig is uitgewoed.

In de praktijk gaan deze fasen niet abrupt maar geleidelijk in elkaar over. In de kolom is aangegeven tijdens welke fase het grootste deel van de meetactiviteiten door de MOD is verricht. Soms is dat tijdens meerdere fasen gebeurd. In de gevallen dat de MOD na de brand is ingezet, ging de aandacht vooral uit naar het bepalen van de verspreiding en depositie van stofdeeltjes en de eventuele contaminatie van gewassen. Bij de andere branden lag de nadruk op metingen in de lucht, hoewel ook dan geregeld de depositie of contaminatie van gewassen is onderzocht.

## 2.3 Meetstrategie

Voordat we de resultaten van de metingen bespreken, geven we in deze paragraaf eerst een toelichting op de meetstrategie die de MOD volgt als ze wordt ingezet bij branden. Deze toelichting is van belang om de meetgegevens goed te kunnen interpreteren in het kader van deze studie.

De meetstrategie van de MOD is er op gericht om de blootstelling van omwonenden en passanten en de milieubelasting zo goed mogelijk in kaart te brengen. Zo kan een inschatting worden gemaakt van de mogelijke gezondheidsrisico's voor de bevolking en



kunnen de hulpdiensten indien nodig beschermingsmaatregelen treffen. Ook kan de eventuele milieuschade als gevolg van de calamiteit worden ingeschat.

Blootstelling van omwonenden kan plaatsvinden door inademing van stoffen in de lucht (inhalatoire blootstelling), door huidcontact met stoffen die zich in de lucht of op objecten bevinden (dermale blootstelling), door consumptie van bij de calamiteit verontreinigde gewassen (orale blootstelling) en door inname van stofdeeltjes via handmond gedrag (ingestie). Milieuschade kan optreden door depositie en opname van stoffen in de bodem (en het grondwater) of het oppervlaktewater.

Bij de meeste branden is blootstelling door inademing het meest relevant, omdat stoffen zich snel door de lucht kunnen verspreiden en mensen nu eenmaal continu ademen. Daarom richt de MOD zich in de eerste instantie vooral op metingen in de lucht. Die metingen worden in principe gedaan op ademhoogte (1 tot 2 m boven de grond), ook wel leefniveau genoemd. In een later stadium worden veelal ook monsters genomen van gedeponeerde stofdeeltjes (veegmonsters), van gewassen of van de bodem. In een enkel geval worden monsters van mogelijk verontreinigd oppervlaktewater genomen, maar meestal doet de betrokken waterkwaliteitsbeheerder dat. Soms neemt de MOD monsters van verbrande materialen zoals asresten of verspreide brokstukken om stoffen te identificeren zodat ook in de lucht-, veeg- en gewasmonsters gericht naar deze stoffen kan worden gezocht.

Bij het bepalen van de meetstrategie spelen de volgende drie aspecten een belangrijke rol:

- (1) de meetlocatie(s),
- (2) de te meten stoffen, en
- (3) de duur van de metingen.

### **2.3.1 Meetlocaties**

Om de meetlocaties te bepalen, wordt eerst in kaart gebracht hoe de schadelijke stoffen zich verspreiden. Hiervoor wordt meestal een indicatieve berekening uitgevoerd met een verspreidingsmodel<sup>2</sup>, in combinatie met visuele waarnemingen (rookpluim) en met verkennende metingen met één of meer sensoren. Op basis van de verspreiding van de pluim wordt bepaald waar in het benedenwinds gebied de hoogste concentratie in de lucht op leefniveau wordt verwacht. In de regel worden daar de eerste luchtmetingen verricht. De reden hiervoor is dat daar, waar de concentraties het hoogst zijn, het nauwkeurigst metingen verricht kunnen worden. Omdat bij calamiteiten metingen vaak van korte duur zijn, is de detectielimiet relatief hoog.

---

<sup>2</sup> Meestal wordt een eenvoudig Gaussisch pluimverspreidingsmodel gebruikt. Het probleem daarbij is dat de pluimstijging vaak moeilijk is te modelleren, omdat er geen gegevens zijn over de warmteontwikkeling van de brand. Een andere onzekerheid wordt gegenereerd door het feit dat een brand een oppervlaktebron is en de meeste modellen uitgaan van puntbronnen. Resultaten moeten daarom altijd worden getoetst met visuele waarnemingen (rookpluim) of verkennende metingen met sensoren (concentraties).

Vaak wordt, afhankelijk van de omstandigheden en de beschikbaarheid van apparatuur, ook nog op één of meer andere locaties gemeten. Door de meetwaarden te combineren met verspreidingsberekeningen kan een (worst case) schatting van de blootstelling in het effectgebied worden gemaakt. Soms is het niet mogelijk op de 'ideale' meetlocatie te meten, bijvoorbeeld omdat zich daar een oppervlaktewater bevindt of omdat meten op die plaats te gevaarlijk is. In dat geval wordt gezocht naar een locatie tussen de plaats waar de concentraties het hoogst zijn en de plaats waar de hoogste potentiële blootstelling plaatsvindt. In de regel is dat daar waar zich de meest nabij gelegen woningen of bedrijven bevinden.

Bij branden moet rekening worden gehouden met de zogenaamde pluimstijging. Bij flinke branden met een grote warmteontwikkeling zal de rookpluim stijgen en pas op zekere afstand de grond raken. Deze afstand kan honderden meters tot kilometers bedragen. Bij smeulende branden is de pluimstijging vaak gering en raakt de pluim al op korte afstand (tientallen meters) de grond. Omdat de MOD zo veel mogelijk probeert te meten op de plaats van het hart van de rookpluim op leefniveau, liggen de meetlocaties bij branden met een grote pluimstijging soms ver van de brand. Een nadeel hierbij is, dat de concentratie op een benedenwinds gelegen punt sterk kan fluctueren vanwege variatie in de windrichting en windsnelheid. Bovendien zijn de concentraties vanwege de verdunning in de pluim over een grote afstand laag. Daarom worden in die gevallen, indien mogelijk, ook zeer dicht bij de brandhaard metingen verricht, zodat een beeld wordt verkregen van de samenstelling van de rook die bij de brand vrijkomt.

Behalve luchtmetingen worden bij branden vaak monsters genomen, gericht op het vaststellen van de depositie en de daardoor mogelijk ontstane verontreiniging van gewassen of de bodem. Veegmonsters en monsters van gewassen of bodem worden genomen op een aantal locaties in het gebied waar de rookpluim over heen is getrokken. Hoeveel en welke monsters worden genomen hangt sterk af van een aantal zaken zoals de omvang van het verspreidingsgebied, de aan- of afwezigheid van gewassen in dit gebied, welke schadelijke stofdeeltjes er naar verwachting zijn gevormd en neergedaald en of het verspreidingsgebied een woonwijk betreft, een industrieel gebied of een natuurgebied. Ook vragen van de lokale autoriteiten ('zijn gewassen uit moestuinen van omwonenden geschikt voor consumptie?') kunnen daarbij een rol spelen.

Veegmonsters geven een indicatie van de mate van *depositie* van stofdeeltjes en daarin aanwezige verontreinigingen zoals zware metalen en PAK's. Daarnaast kunnen analyses van veegmonsters duidelijkheid geven over de *samenstelling* van de gedeponeerde stofdeeltjes, die eventueel gerelateerd kan worden aan de samenstelling van bemonsterd luchtstof. Een voorwaarde voor het nemen van veegmonsters is dat er geschikte oppervlakken aanwezig zijn om de monsters te nemen.

Analyses van gewasmonsters kunnen direct gegevens leveren op basis waarvan kan worden vastgesteld of ze geschikt zijn voor consumptie. In plaats van gewasmonsters worden veelal grasmonsters genomen. Het voordeel van gras is dat het vaak op meerdere plaatsen in het benedenwinds gebied en in ruime mate voorhanden is. Weliswaar wordt gras niet door mensen geconsumeerd, maar voor het indicatief berekenen van de

potentiële blootstelling via consumptie van gewassen kan ook van de gemeten gehalten in gras worden uitgegaan. Ook is van een aantal stoffen bekend hoe hoog de achtergrondgehalten in gras zijn, zodat uit de analyseresultaten direct kan worden bepaald of er sprake is van een significante verhoging. Een derde voordeel is dat de analyse-resultaten van de grasmonsters ook kunnen worden gebruikt om na te gaan of er een overschrijding is van de veevoedernormen; bij overschrijding kan dan besloten worden het gras niet als veevoeder te gebruiken.

Analyses van bodemmonsters leveren direct informatie over de verontreiniging van de bodem. De gemeten gehalten kunnen worden vergeleken met streef- of achtergrondwaarden of worden getoetst aan bodeminterventiewaarden<sup>3</sup>. De ervaring leert dat bij branden zeer zelden sprake is van bodemverontreiniging door verspreiding en depositie van de bij de brand vrijkomende stoffen. De voornaamste reden hiervoor is dat het om een depositie van beperkte duur gaat. Wel kan de bodem verontreinigd raken in het geval er sterk verontreinigd bluswater de bodem in stroomt of als er stoffen uitlogen uit de brandresten.

### 2.3.2 Welke stoffen worden gemeten?

Bij branden komen naast waterdamp en kooldioxide altijd koolmonoxide, stikstofoxiden, stofdeeltjes (roet), PAK's en vluchtige organische componenten (VOC's) vrij. In welke mate deze stoffen vrijkomen, hangt af van de materialen die verbrand worden en van de omstandigheden tijdens de brand. Daarnaast kunnen bij sommige branden specifieke stoffen worden gevormd. Een bekend voorbeeld zijn zoutzuur en dioxinen, die ontstaan bij verbranding van PVC, en zwaveldioxide dat vrijkomt bij de verbranding van rubberachtige materialen.

Bij branden is de meetstrategie van de MOD er meestal op gericht om concentraties van zoveel mogelijk schadelijke componenten te bepalen. Afhankelijk van het type brand, kunnen prioriteiten worden gesteld ten aanzien van de te meten stoffen. Zo zal bij een brand met organische materialen, bijvoorbeeld verven en lakken, de aandacht eerst uitgaan naar PAK's en VOC's en daarna pas naar eventuele andere stoffen.

Omdat bij branden altijd stofdeeltjes vrijkomen, worden er in ieder geval luchtstoffilters bemonsterd. Door weging van deze filters kan berekend worden hoe hoog de concentraties stofdeeltjes zijn. Vervolgens kan het bemonsterde luchtstof worden geanalyseerd op stofgebonden componenten zoals PAK's, zware metalen en dioxinen. Naast luchtstofmetingen worden ook concentraties gasvormige componenten gemeten. De MOD beschikt over een breed scala aan instrumenten om diverse gasvormige componenten te kunnen meten, zowel anorganische (stikstofoxiden, zwaveldioxide, chloor, zoutzuur, waterstofcyanide, ammoniak) als organische (benzeen, toluen, styreen, chloormethaan, et cetera). Ook kunnen luchtmonsters worden gescreend op zogenaamde

---

<sup>3</sup> Wettelijke door het ministerie van VROM vastgestelde normen die aangeven wanneer de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor mens, dier en plant ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd. Voor sommige stoffen bestaan geen interventiewaarden maar indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging (EBVC). Deze hebben hetzelfde doel, maar geen wettelijke status.

‘onbekende’ componenten, dat wil zeggen componenten die niet in het gebruikte standaard analyse pakket zijn opgenomen, maar die wel bij de brand zijn gevormd. Eventueel genomen veeg-, gewas- en bodemonsters worden meestal geanalyseerd op dezelfde componenten als waar de luchtstofmonsters op worden onderzocht.

### 2.3.3 Duur van de metingen

Bij metingen en bemonsteringen in de lucht speelt de duur een belangrijke rol. Hoe lang moet worden gemeten, hangt af van de situatie. Uiteraard zal met meten worden gestopt zodra er geen noemenswaardige bron meer is (lees: zodra de brand nagenoeg is geblust of er geen noemenswaardige hoeveelheid rook meer vrijkomt), maar ook kan eerder tot stoppen worden besloten als er voldoende meetgegevens zijn verzameld of als op grond van de tot dan toe bekende resultaten en waarnemingen kan worden vastgesteld dat er geen risico's meer zijn.

Voor de duur van de metingen is het van belang onderscheid te maken in momentane, continue en tijdsgemiddelde metingen.

Momentane metingen geven een beeld van de concentratie op een zeker moment. Ze worden vaak gebruikt om een indicatie te krijgen van de ernst van de situatie. Met de meetbuisjes, die door de brandweer worden gebruikt, worden bijvoorbeeld momentane metingen gedaan. De MOD gebruikt vaak Tedlar bags, waarmee in korte tijd een luchtmonster wordt genomen dat vervolgens op meerdere gasvormige componenten wordt geanalyseerd. Ook deze methode geeft een indicatie van de concentraties aan stoffen op het moment van de monsternamming. Het voordeel van momentane metingen is dat ze snel en relatief eenvoudig kunnen worden uitgevoerd en snel informatie kunnen geven over acute gevaren. Nadeel is dat ze slechts een indicatie geven van de concentraties aan stoffen en geen goed beeld geven van de gemiddelde blootstelling aan deze stoffen. Omdat het concentratieverloop op een zekere meetlocatie benedenwinds nogal sterk kan variëren, kan de concentratie bepaald met een momentane methode sterk verschillen van de gemiddelde concentratie op die locatie.

Om wel een goed beeld te krijgen van de gemiddelde blootstelling kunnen continue en tijdsgemiddelde metingen worden gedaan. Bij een continue meting wordt het verloop van de concentratie van een stof in de tijd voortdurend gevolgd. Door de meetwaarden over een zekere periode te middelen, kan de gemiddelde concentratie van de stof op de desbetreffende locatie worden berekend. Ook kan bepaald worden in hoeverre de concentratie verandert als gevolg van wijzigingen in de omstandigheden, bijvoorbeeld een draaiende wind of een afname van de emissies door het bedwingen van de brand. Bij tijdsgemiddelde metingen wordt gedurende een zekere periode een monster genomen, dat daarna wordt geanalyseerd. Het monster wordt veelal genomen op een medium, zoals een filter, een absorptiebuis of een impinger. De bemonsteringsduur hangt af van de gebruikte flow en de analytische detectielimiet voor de te bepalen component(en). Als hoge concentraties worden verwacht, kan een korte bemonsteringsduur worden gehanteerd en kunnen tijdens de brand meerdere monsters achter elkaar worden genomen, zo nodig op verschillende locaties. Met zulke methoden kan wel de gemiddelde

concentratie van een stof worden bepaald, maar het verloop van de concentratie kan niet worden gevolgd. Voordeel van deze methoden is dat de monsters vaak op meerdere stoffen tegelijk kunnen worden geanalyseerd.

Ook de toxische werking van de te meten stoffen kan bepalend zijn. Van stoffen die alleen bij kortdurende blootstelling aan hoge concentraties effecten bewerkstelligen, zijn de piekconcentraties relevant. Deze kunnen met metingen van beperkte duur worden vastgesteld. Voor stoffen met een chronische werking als gevolg van langdurige blootstelling zijn we eerder geïnteresseerd in gemiddelde concentraties over langere tijd. Welke methoden worden ingezet, hangt af van de omstandigheden, de te meten stoffen en de fase waarin de brand verkeert. De MOD gebruikt vaak meerdere (typen) methoden tegelijk om een zo compleet mogelijk totaalbeeld te krijgen. De praktische beschikbaarheid van mensen en middelen kan daarbij echter een beperkende factor zijn.

Veeg-, gewas- en bodemonsters worden na een brand genomen of eventueel in de eindfase, als de depositie grotendeels heeft plaatsgevonden. De tijdsduur van de bemonsteringen speelt hierbij geen rol.

## 2.4 Verrichte meetactiviteiten bij branden

In de Tabellen 2.2 en 2.3 is een beknopt overzicht gegeven van de meetactiviteiten die door de MOD zijn verricht bij de branden uit Tabel 2.1. Voor meer details wordt verwezen naar de afzonderlijke rapportages van de MOD-werkzaamheden in de referentielijst.

### 2.4.1 Luchtmetingen

Tabel 2.2 geeft een overzicht van de door de MOD uitgevoerde luchtmetingen en aanvullende analyses in bemonsterd luchtstof. Zoals we hebben aangegeven in paragraaf 2.1, zijn bij enkele branden geen luchtmetingen uitgevoerd, omdat de MOD pas na de brand is opgeroepen of de brand al was bedwongen tijdens de aanrijtijd van de MOD.

In de tabel is onderscheid gemaakt tussen gasvormige componenten en stofdeeltjes.

In de eerste kolom is, evenals in Tabel 2.1, de locatie van de brand aangegeven.

In de tweede kolom is per brand aangegeven welke gasvormige componenten zijn gemeten en op welke afstanden van de brand dat is gebeurd. Het betreft de volgende anorganische gasvormige componenten:

- koolmonoxide (CO);
- blauwzuur (HCN);
- zoutzuur (HCl);
- chloorgas (Cl<sub>2</sub>);

- stikstofoxiden ( $\text{NO}_x$ )<sup>4</sup>;
- zwaveldioxide ( $\text{SO}_2$ );
- zwavelwaterstof ( $\text{H}_2\text{S}$ );
- ammoniak ( $\text{NH}_3$ ).

De concentraties van deze componenten worden gemeten met elektrochemische cellen. Daarnaast meet de MOD vaak VOC's (Vluchtige Organische Componenten). Hiervoor worden verschillende methoden gebruikt, namelijk

- bemonstering op actief koolbuizen (in de tabel aangeduid met *VOCak*);
- bemonstering met passieve samplers (in de tabel aangeduid met *VOCps*);
- bemonstering in Tedlar bags (in de tabel aangeduid met *VOCTb*).

Eén keer zijn canisters gebruikt om VOC's te bemonsteren (aangeduid met *VOCcan*).

De monsters worden geanalyseerd met GC<sup>5</sup> of GC-MS<sup>6</sup>. In enkele gevallen is een mobiele GC ingezet, waarmee de concentraties van enkele aromaten en gechloroerde VOC's in de lucht direct zijn gemeten. Deze groep is in Tabel 2.1 aangeduid als *BTEX-CE* (benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen en gechloroerde ethenen).

Bij enkele branden zijn ook concentraties aldehyden (*ald* in Tabel 2.1) bepaald, met behulp van zogenaamde DNPH-cartridges. Dit zijn cartridges, geïmpregneerd met DiNitroPhenylHydrazine (DNPH), een reagens dat de bemonsterde aldehyden chemisch bindt.

Verder worden bij branden meestal stofdeeltjes in de lucht bemonsterd, hetzij *TSP* (grof stof), hetzij *PM<sub>10</sub>* (fijn stof), hetzij beide. Dit is aangegeven in de derde kolom van Tabel 2.2. *TSP* (Total Suspended Particulate) is de verzamelnaam van stofdeeltjes met een aërodynamische diameter tot ongeveer 100  $\mu\text{m}$ . *PM<sub>10</sub>* geeft de fractie fijn stof aan (deeltjes met een aërodynamische diameter tot ongeveer 10  $\mu\text{m}$ ). In een aantal gevallen zijn ook semi-vluchtige componenten zoals *PAK's* bemonsterd door in het instrument voor het stoffilter een Poly Urethaan Filter (*PUF*) te monteren. De deeltjesgebonden componenten komen terecht op het stoffilter en de gasvormige in het *PUF*.

In de vierde kolom is vermeld op welke componenten de bemonsterde stofdeeltjes zijn geanalyseerd. Bij vrijwel alle branden zijn de luchtstoffilters geanalyseerd op elementen, in het bijzonder zware metalen, en Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (*PAK's*), omdat deze meestal in verhoogde mate voorkomen. Daarnaast wordt luchtstof soms geanalyseerd op dioxinen. In enkele gevallen zijn andere analyses uitgevoerd, namelijk op polychloorbiphenylen (*PCB's*), op 'onbekende' organische componenten (door middel van een GC-MS screening, in de tabel aangeduid als *OSscr*) en op koolstof, stikstof en zwavel. Die aanvullende analyses hadden een specifiek doel, gerelateerd aan de desbetreffende brand. Zo was er bij de cacaobonenbrand in Schiedam behoefte aan inzicht in het percentage koolstof en stikstof in het stof dat bij de brand was gevormd.

---

<sup>4</sup> Stikstofoxiden is de verzamelnaam voor stikstofoxide (NO) en stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>)

<sup>5</sup> GC = Gas Chromatografie

<sup>6</sup> GC-MS = Gas Chromatografie met Massa Spectrometrie

Over de elementanalyses merken we nog op dat die tot 2001 werden gedaan door destructie van het luchtstoffilter gevolgd door ICP-MS-analyse<sup>7</sup>. Sinds begin 2001 worden luchtstoffilters geanalyseerd met behulp van XRF<sup>8</sup>-analyse, vaak al in het veld. In de eerste tijd dat de XRF-analyser werd gebruikt, werd deze nog vooral ingezet als screeningmethode. Als werd aangetoond dat één of meerdere milieurelevante elementen in sterk verhoogde gehalten in het luchtstof voorkwamen, dan werd een aanvullende kwantitatieve ICP-MS-analyse verricht. De XRF-screening is geleidelijk aan verbeterd en een aanvullende ICP-MS analyse is nog maar zelden noodzakelijk. Voordeel van de XRF analyse is dat deze snel en ter plaatse van de brand kan worden gedaan, maar de detectielimiet is voor de meeste elementen wel hoger dan bij ICP-MS-analyse. Een ander voordeel van XRF-analyse is dat de gemeten waarde voor het element chloor kan worden gebruikt om te bepalen of een analyse op dioxinen noodzakelijk is. We hebben uit de meetresultaten bij een tiental branden een empirisch verband vastgesteld tussen het chloorsignaal van de XRF-analyser en het dioxinegehalte op het luchtstoffilter. Dit verband wordt sindsdien gebruikt om, alle onnauwkeurigheden in acht nemend, te bepalen of na een brand een tijdrovende en kostbare dioxine-analyse al dan niet noodzakelijk is.

Tot de stofgerelateerde componenten horen ook asbestvezels. Deze kunnen bij branden vrijkomen en zich verspreiden via de lucht. Het protocol 'Plan van aanpak asbestbranden' voorziet in een snelle aanpak om blootstelling en risico's als gevolg van de verspreiding van asbest bij of na een brand tegen te gaan. Dit protocol wordt toegepast door de brandweer en andere hulpdiensten, daarbij ondersteund door gespecialiseerde bureaus voor het meten en het verwijderen van met asbest verontreinigde materialen. Daarom doet de MOD, een uitzondering daargelaten, geen onderzoek naar concentraties asbest bij branden en wordt er in dit rapport geen aandacht besteed aan asbest.

---

<sup>7</sup> ICP-MS = Ion Coupled Plasma Mass Spectrometry

<sup>8</sup> XRF = Röntgen Fluorescentie

Tabel 2.2. Overzicht van de door de MOD verrichte luchtmetingen bij de verschillende branden

Locatie	Gassen in de lucht	Luchtstof	Analyses
Amsterdam	CO, HCN, BTEX-CE (1 km)	TSP (1 km)	–
Heerhugowaard	CO, HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , VOCak (25 m)	TSP (25 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Putten	Geen	Geen	–
Schiedam	CO, HCN (10-80 m) en VOCcan (5-10 m)	TSP, PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (10-70 m)	Elementen (C, N, S apart) <sup>1)</sup> , PAK's, OCscr
Waalwijk	VOCTb (150 m, 2, 3 en 7 km)	TSP, PM <sub>10</sub> (7 km)	Elementen
Aalsmeer	BTEX-CE <sup>1)</sup> (10 m)	TSP+PUF (10 m)	Elementen, PAK's
Drachten	CO, HCN, VOCak (20 m)	TSP (20 m)	Elementen, PAK's <sup>2)</sup> , PCB's, dioxinen
Enschede I brand nafase	CO, HCN, HCl, NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , BTEX-CE (50 m) <sup>3)</sup> VOCak en VOCps <sup>4)</sup>	TSP (50 m) <sup>3)</sup> TSP en PM <sub>10</sub> <sup>4)</sup>	Elementen, PAK's <sup>2)</sup> , OCscr Elementen, PAK's <sup>2)</sup> , OCscr, dioxinen
Naarden I	Geen	TSP (250 m)	Lood, tin
Beverwijk	Geen	Geen	–
Genemuiden	CO, BTEX-CE, VOCak (350 m)	TSP+PUF (350 m)	Elementen, PAK's
AVR Rijnmond	BTEX-CE en VOCak (200 m)	PM <sub>10</sub> +PUF (200 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Moerdijk	CO en VOCps (100-300 m)	TSP en PM <sub>10</sub> (200 m)	Elementen, PAK's
Hasselt	CO, HCl (20-100 m)	TSP+PUF (50 m)	Elementen, dioxinen
's Heerenberg	CO, HCN, VOCak (50 m)	TSP (50 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Hazeldonk	Geen	Geen	–
Slagharen	HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , VOCak (30-1800 m)	PM <sub>10</sub> (30 en 1800 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Alkmaar	CO (5-50 m), VOCak (50 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (50 m)	Elementen, PAK's, OC screening
IJsselmuiden	Geen	Geen	–
Wilp	CO, HCN, Cl <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , VOCak, VOCTb (25 m en 4 km)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (25 m) <sup>5)</sup>	Elementen, PAK's, dioxinen
Vlaardingen	CO, HCN, NO, NO <sub>2</sub> , VOCps, VOCTb (25 m tot 200 m)	TSP+PUF (100 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Lichtenvoorde	Geen	Geen	–
Maasvlakte	VOCTb (50 m)	PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub> , TSP (50 m)	Elementen, PAK's
Joure	Geen	Geen	–
Kampen	Geen	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (25 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Naarden II	VOCTb (in rookpluim op 100 m hoogte) <sup>6)</sup>	Geen	–
Barneveld	VOCak (10 m)	TSP (10 m)	Elementen, PAK's
Montfoort	VOCak, VOCTb (5 en 50 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (5 en 50 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Assen	CO, NO, NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , HCN, VOCak, VOCTb (100-1000 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (100-1000 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Weesp	CO, NO, NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , HCN, VOCak, VOCTb (30-2500 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (400 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Zevenaar	SO <sub>2</sub> , HCN, HCl, VOCak (30-50 m)	TSP+PUF (30 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Enschede II	NO, NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , HCN, NH <sub>3</sub> , VOCak, VOCTb (10-2000 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (10-2000 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Kerkrade	Geen	Geen	–



Wormer	HCN, CO <sup>7)</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>7)</sup> , VOCak, VOCTb, VOCps (25-800 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (200 m) <sup>7)</sup>	Elementen, PAK's
Botlek <i>brand smeulfase</i>	CO, HCN, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCak, VOCTb, ald (300-8600 m) CO, HCN, Cl <sub>2</sub> , VOCTb, ald (100-2700 m)	Geen TSP+PUF (100 m)	Elementen <sup>8)</sup> –
Den Haag	VOCTb, VOCps (200-1200 m)	Geen	–
Eerbeek	VOCak, VOCTb (10-225 m)	TSP+PUF (75 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Son I <i>brand smeulfase</i>	CO, NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , HCN, HCl, VOCak, VOCTb (5 m) VOCak, VOCTb, VOCps (300-3000 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (5 m) PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (300-2700 m)	Elementen, PAK's, dioxinen Elementen, PAK's, dioxinen
Klundert	Geen	Geen	–
Lutjewinkel	VOCak, VOCTb (30-250 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (250 m)	Elementen, PAK's
Raamsdonksveer	CO, HCN, VOCak, VOCTb (70-4500 m)	TSP+PUF (70 en 1700 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Best	VOCak, VOCTb (70 en 250 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (70 en 250 m)	Elementen, PAK's
Son II	CO, SO <sub>2</sub> , HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCak, VOCTb (10-1700 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (10-1700 m)	Elementen, PAK's
Middelharnis	Geen	Geen	–
Pijnacker	VOCak, VOCTb (50-3400 m)	TSP+PUF (50-3400 m)	Elementen, PAK's
Brunssum	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCak, VOCTb (25 m)	TSP+PUF (25 m)	Elementen, PAK's
Emmercomp.	VOCak, VOCTb (25 m, 100 m en 6 km)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (25-100 m),	Elementen, PAK's
Harderwijk	VOCak, VOCTb (10, 150 en 1200 m)	TSP+PUF (10 en 150 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Scheveningen	VOCak, VOCTb, VOCps (150-4000 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (150 en 300 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Tilburg	NO <sub>x</sub> , H <sub>2</sub> S, HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCak, VOCTb (65 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (65 m)	Elementen, PAK's
Weert	CO, HCN, Cl <sub>2</sub> , VOCak, VOCTb (10-70 m)	TSP+PUF (70 m)	Elementen, PAK's
Emmeloord	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCak en Tb, ald (25-1200 m)	PUF (1200 m)	Vluchtige PAK's
Haarlem	CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCN, HCl, NH <sub>3</sub> , VOCak en Tb, ald (binnen)	Geen	–
Leerdam	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCak en Tb, ald (25-700 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (300 en 700 m)	Elementen, PAK's
Velsen	CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , VOCak, VOCTb, ald (200-5000 m)	PM <sub>10</sub> , TSP+PUF (200-5000 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Helmond	VOCak, VOCTb (100-500 m)	TSP+PUF (100 m)	Elementen, PAK's

1) Van het bemonsterde stof is ook het gehalte aan koolstof, stikstof en zwavel bepaald.

2) Geen kwantitatieve bepaling van de gehalten, maar uitsluitend controle op de aanwezigheid van PAK's.

3) Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerkopslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.

4) Deze metingen zijn op verschillende dagen na de brand uitgevoerd in en direct rond het terrein van de vuurwerkkramp.

5) De stofmetingen zijn op twee meetlocaties op 25 m van de brand uitgevoerd, waarbij de eerste locatie onder de rookpluim lag (de pluimstijging was in die fase nog hoog) en de tweede in de rookpluim (bij lage pluimstijging).

6) Met behulp van een helikopter zijn op ongeveer 100 m hoogte twee luchtmonsters (gaszakken) uit de stijgende rookpluim genomen.

7) Een dag na de MOD-inzet zijn op ongeveer 200 m van de brand in het benedenwindse gebied de concentraties aan CO, NO<sub>2</sub> en fijn stof gedurende 3 tot 4 uur gemonitord.

8) De luchtstofmonsters en PUF's zijn niet geanalyseerd op PAK's, omdat op basis van de gemeten stofconcentraties nauwelijks verhoogde gehalten aan PAK's werden verwacht.

## 2.4.2 Veeg- en grasmonsters

Tabel 2.3 heeft betrekking op de genomen veeg- en grasmonsters of, in een enkel geval, monsters van gewassen of andere vegetatie. Deze bemonsteringen en de aanvullende analyses worden gedaan om de verspreiding en depositie van schadelijke stoffen en de eventuele contaminatie van gewassen en de bodem als gevolg daarvan vast te stellen. Dat gebeurt niet altijd, omdat de aandacht meestal uit gaat naar gezondheidsrisico's door blootstelling via de lucht en maar in een aantal gevallen ook naar andere vormen van blootstelling. Als er in het benedenwinds van de brand gelegen gebied geen gras of vegetatie aanwezig is, worden alleen veegmonsters genomen. Ook het omgekeerde komt wel eens voor, dat wil zeggen bij gebrek aan geschikte locaties voor veegmonsters worden alleen grasmonsters genomen.

Soms worden er bij branden naast monsters uit het benedenwinds gelegen gebied ook referentiemonsters van gras of veegstof genomen op locaties die niet onder de rook van de brand hebben gelegen. De gegevens van deze referentiemonsters zijn gebruikt om lokale achtergrondgehalten te bepalen.

Veegmonsters worden genomen door met behulp van gedrenkte watten gedeponeerde stof van een glad oppervlak te veegen. De watten worden gedrenkt in water, voor elementanalyses, of in een organisch oplosmiddel, voor analyses op organische componenten. Uit het analyseresultaat en de omvang van het bemonsterde oppervlak wordt de depositie berekend. Bij de brand in Helmond bleek op één locatie zoveel stof te zijn gedeponerd, dat het met een kwastje en schepje bijeen kon worden geveegd. Het op deze wijze bijeengeveegde stof is geanalyseerd om de samenstelling te bepalen.

Voor het nemen van grasmonsters wordt op de te bemonsteren locatie een oppervlak van 5 bij 5 meter afgezet, waaruit steekproefsgewijs gras wordt geknipt tot een pot van 1 liter is gevuld.

In de tabel is bij elk van de branden aangegeven hoeveel veeg- en grasmonsters zijn genomen en op welke afstanden van de brand dat is gebeurd. Verder is vermeld op welke componenten de veeg- en grasmonsters zijn geanalyseerd: elementen, PAK's en, minder vaak, dioxinen of andere componenten.

Voor de analyses worden in principe dezelfde methoden gebruikt als voor de luchtstofmonsters. Echter, een XRF-analyse (elementen) op grasmonsters is vanwege de vorm van de matrix niet zinvol. Ook veegmonsters kunnen niet voldoende nauwkeurig worden geanalyseerd met XRF, maar een indicatieve screening is wel mogelijk. Als daaruit blijkt dat een nauwkeuriger analyse op bepaalde elementen nodig is, wordt een aanvullende kwantitatieve analyse met ICP-MS gedaan. Een besluit tot het al dan niet analyseren van veegstof of gras op dioxinen wordt gebaseerd op resultaten van de lucht- en luchtstofmetingen en informatie over de verbrande materialen. Anders dan bij luchtstofmonsters, is er vanwege de inhomogeniteit van de veegmonsters geen kwantitatief voldoende onderbouwd verband te leggen tussen het XRF-sigitaal voor chloor en het dioxinegehalte in het veegstof.

### 2.4.3 Bodemmonsters

In Slagharen zijn enkele dagen na afloop van de brand naast gras- ook bodemmonsters genomen en wel op 11 locaties in het benedenwinds gebied en op één locatie op 4,5 km bovenwinds van de plaats van de brand (referentiemonster). Doel hiervan was te onderzoeken of de verspreiding en depositie van bij de brand vrijgekomen schadelijke stoffen ook hadden geleid tot een significante toename van de verontreiniging in de benedenwinds gelegen bodem. Dat bleek niet het geval, ondanks dat in enkele veeg- en grasmonsters wel verhoogde gehalten aan enkele elementen, PAK's en dioxinen waren gevonden.

Ook in Drachten is in het benedenwindse gebied bodemonderzoek uitgevoerd. Dit onderzoek, dat overigens pas een half jaar na de brand werd verricht, is gedaan door Tauw Milieu (Theelen en Hoven, 2001). Op basis van een statistische analyse concludeerde Tauw dat er sprake lijkt te zijn van een beperkte beïnvloeding door de brand op de gehalten aan enkele zware metalen in de bodem. De bodem was echter niet ernstig verontreinigd.

Mennen (2002) concludeerde, onder meer op basis van deze gegevens, dat de bodem in het benedenwindse gebied van een brand over het algemeen niet merkbaar verontreinigd zal raken als gevolg van de emissie, verspreiding en depositie van stofdeeltjes bij een brand. De voornaamste reden hiervoor is dat het om een depositie van beperkte duur gaat. Wel zou de bodem verontreinigd kunnen raken als er sterk verontreinigd bluswater de bodem in stroomt of als er stoffen uitlogen uit de brandresten, maar zulke gevallen zijn niet bij de MOD noch uit de literatuurstudie bekend.

### 2.4.4 Blus- en oppervlaktewater

Bij de branden in Putten, Aalsmeer, Rijnmond en Montfoort zijn op verzoek van de brandweer of het bevoegd gezag ook monsters van het bluswater meegenomen en door middel van analyses gescreend op verontreinigingen. Deze informatie was vooral van belang om te bepalen hoe het bluswater moest worden afgevoerd of verwerkt en zal hier niet verder worden gebruikt.

In Den Haag zijn enkele monsters genomen van water uit een sloot waar bluswater in was gelopen. Deze zijn geanalyseerd op PAK's. Uit de resultaten bleek dat er een lichte overschrijding was van de milieunormen voor met name de lichtere PAK's, waarschijnlijk veroorzaakt door de emissies van de brand.

Tabel 2.3. Overzicht van de door de MOD genomen veeg- en grasmonsters bij de verschillende branden

Locatie	Veegmonsters	Analyses	Grasmonsters	Analyses
Amsterdam	Geen	–	Geen	–
Heerhugowaard	Geen	–	Geen	–
Putten	1 (400 m)	Elementen, PAK's, dioxinen	Geen	–
Schiedam	Geen	–	Geen	–
Waalwijk	Geen	–	Geen	–
Aalsmeer	1 (100 m)	PAK's	2 (50-100 m) <sup>1)</sup>	PAK's
Drachten	Geen	–	Circa 30 (0,3-30 km) <sup>2)</sup>	Elementen, PAK's PCB's, dioxinen
Enschede I brand nafase	3 (200-500 m) <sup>3)</sup> Circa 30 (0,4 – 4,6 km) <sup>3)</sup>	Elementen Elementen	Geen Circa 30 (0,6 – 24 km) <sup>3)</sup>	– Elementen
Naarden I	11 (250-400 m)	Lood, tin	Geen	–
Beverwijk	4 (0-5 m) <sup>4)</sup>	Elementen, PAK's, PCB's, dioxinen	Geen	–
Genemuiden	Geen	–	3 (300-400 m)	Elementen
AVR Rijnmond	Geen	–	3 (300 m-1 km) <sup>5)</sup>	– <sup>5)</sup>
Moerdijk	Geen	–	Geen	–
Hasselt	3 (100-1000 m)	Dioxinen	2 (50-75 m)	Dioxinen
's Heerenberg	17 (250-800 m)	Elementen, PAK's, dioxinen	3 (250-400 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Hazeldonk	Geen	–	12 (1,5-5,5 km)	Elementen, PAK's
Slagharen	2 (30 en 1800 m)	Elementen, PAK's	16 (350 m - 9,3 km) <sup>6)</sup>	Elementen, PAK's, dioxinen
Alkmaar	Geen	–	Geen	–
IJsselmuiden	2 (1100 m)	Elementen, PAK's, dioxinen	8 (1,5-11 km)	Elementen, PAK's, dioxinen
Wilp	Geen	–	2 (25 m en 4 km) <sup>7)</sup>	Elementen, PAK's, dioxinen
Vlaardingen	4 (30 tot 300 m)	Elementen, PAK's,	Geen	–
Lichtenvoorde	13 (10-1100 m)	Elementen, dioxinen	Geen	–
Maasvlakte	Geen	–	Geen	–
Joure	3 (600-1100 m)	Elementen, PAK's	3 (600-1900 m)	PAK's
Kampen	4 (1,5-11 km)	Elementen, PAK's	7 (100 m-11 km)	PAK's, dioxinen <sup>8)</sup>
Naarden II	3 (1,1 en 5 km)	Elementen, PAK's	5 (1,1 en 5 km)	Elementen, PAK's
Barneveld	4 (300 en 750 m)	Elementen, PAK's	Geen	–
Montfoort	2 (25 m en 4,2 km)	Elementen	Geen	–
Assen	5 (100-1500 m)	Elementen, PAK's	1 (1500 m)	PAK's
Weesp	6 (400-2500 m)	Elementen, PAK's	4 (400-2500 m)	PAK's, dioxinen
Zevenaar	4 (10-50 m)	Elementen, PAK's	8 (100-1000 m)	PAK's, dioxinen
Enschede II	4 (750-2000 m)	Elementen, PAK's, dioxinen	3 (800-2000 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Kerkrade	2 (3000 m)	Elementen, PAK's	2 (2500 m)	PAK's

Wormer	2 (200 m)	– <sup>5)</sup>	Geen	–
Botlek	3 (2600-2900 m)	– <sup>5)</sup>	1 (2600 m)	– <sup>5)</sup>
Den Haag	Geen	–	Geen	–
Eerbeek	5 (450-850 m)	Elementen, PAK's, dioxinen	Geen	–
Son I	Geen	–	4 (300-1400 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Klundert	4 (750-5800 m)	PAK's	4 (750-5800 m)	PAK's
Lutjewinkel	6 (30-350 m)	Elementen, PAK's	7 (30-850)	PAK's
Raamsdonksveer	4 (350-1700 m)	Elementen, PAK's	Geen	–
Best	4 (50-250 m)	Elementen	Geen	–
Son II	4 (30-2200 m)	Elementen, PAK's	3 (400-4000 m)	PAK's
Middelharnis	2 (100 m en 20 km) <sup>9)</sup>	Elementen en asbest <sup>9)</sup>	Geen	–
Pijnacker	2 (3400 m)	Elementen, PAK's	3 (600-3400 m)	Elementen, PAK's
Brunssum	6 (250-1400 m)	Elementen, PAK's	6 (250-1400 m)	Elementen, PAK's
Emmercomp.	6 (25-6000 m)	Elementen, PAK's	4 (25-6000 m)	Elementen, PAK's
Harderwijk	2 (150 m en referentie)	PAK's, dioxinen	2 (1200 m en referentie)	PAK's, dioxinen
Scheveningen	1 (300 m)	Elementen, PAK's	Geen	–
Tilburg	2 (4400-6200 m)	Elementen, PAK's	4 (65-6200 m)	Elementen, PAK's
Weert	4 (100-650 m)	Elementen, PAK's	Geen	–
Emmeloord	4 (25-1200 m)	Elementen, PAK's	4 (600-1900 m)	Elementen, PAK's
Haarlem	3 binnen en 1 buiten	Elementen	Geen	–
Leerdam	6 (25-800 m)	Elementen, PAK's	3 (300-700 m) <sup>5)</sup>	– <sup>5)</sup>
Velsen	10 (200m-15 km)	Elementen, PAK's, dioxinen	15 (100m-15 km)	Elementen, PAK's, dioxinen
Helmond	4 (50-3000 m) <sup>10)</sup>	Elementen, PAK's	3 (500-3000 m) <sup>5)</sup>	– <sup>5)</sup>

1) Eén grasmonster en één monster boerenkool uit een moestuin.

2) Deze monsters zijn op verschillende dagen genomen, deels door het RIVM, deels door de Algemene Inspectie Dienst van het ministerie van LNV. Een deel van de monsters is geanalyseerd op elementen en gescreend op dioxinen met behulp van de Calux methode. Vier monsters zijn geanalyseerd op PAK's, PCB's en dioxinen.

3) Afstand van de meetlocatie tot de voormalige vuurwerkopslagplaats.

4) Er zijn vier veegmonsters genomen van wanden van de verbrande transformator en twee veegmonsters van een brandweerpak dat enkele uren was gebruikt door een brandweerman die zijn werkzaamheden zeer dicht bij de brand had uitgevoerd.

5) De veeg- en/of grasmonsters die bij deze brand zijn genomen, zijn niet nader geanalyseerd omdat op basis van de analyses van andere monsters geen verhoogde gehalten aan schadelijke componenten in het veegstof c.q. gras werden verwacht.

6) Er zijn 4 grasmonsters genomen tijdens de smeulfase (op 350 tot 1800 m) en 12 enkele dagen na de brand (op 600 m tot 9,3 km). Alle monsters zijn geanalyseerd op elementen en, gescreend op dioxinen. De na de brand genomen monsters zijn ook geanalyseerd op PAK's.

7) Naast weidegras zijn ook brandnetels en op de bodem aanwezige bladeren bemonsterd en geanalyseerd.

8) Met behulp van de Calux-methode (zie noot 2).

9) Er zijn enkele monsters verspreide schilfers genomen. Hierbij is niet de gebruikelijke methode voor monstername van veegstof gebruikt. De monsters zijn behalve op elementen ook geanalyseerd op asbest, op specifiek verzoek van de betrokken AGS.

10) Op één locatie is het gedeponeerde stof met een kwastje en schepje bijeengeveegd en vervolgens geanalyseerd op elementen.

### **2.4.5 Bladders, brokstukken en verbrand materiaal**

Bij een aantal branden (Putten, 's Heerenberg, Hazeldonk, Slagharen, IJsselmuiden, Kerkrade, Best, Middelharnis en Weert) zijn in de omgeving van de brandhaard brokstukken of bladders materiaal bemonsterd, die bij de brand waren vrijgekomen en vervolgens met de rookpluim mee waren verspreid, soms tot op enkele kilometers afstand van de brandhaard. Vragen vanuit de bevolking of een betrokken overheidsinstelling over de mogelijke risico's voor omwonenden of werknemers die met de brokstukken in aanraking konden komen (opruimwerkzaamheden) waren meestal de aanleiding om deze monsters te nemen en te analyseren. Ook eventuele contaminatie van gras (veevoer) of gewassen was soms aan de orde. De brokstukken en bladders zijn geanalyseerd op elementen en soms ook op organische verontreinigingen zoals PAK's en dioxinen. Hiervoor zijn dezelfde methoden gebruikt als voor de veeg- en grasmonsters. Daarnaast zijn bij enkele branden (Putten, Beverwijk, Hasselt, Lichtenvoorde, Maasvlakte, Assen en de Botlek) monsters van de brand- en asresten genomen en geanalyseerd op elementen en/of organische verontreinigingen. De informatie uit deze analyses was van belang om vast te kunnen stellen of speciale voorzorgsmaatregelen genomen dienden te worden bij het opruimen en slopen van de restanten gebouw en materiaal. Ook is de informatie gebruikt om te bepalen welke componenten er aanwezig waren in de verbrande materialen, zodat in de in de omgeving genomen luchtstof-, veeg- en grasmonsters gericht naar de aanwezigheid van deze componenten kon worden gezocht.

Bij de brand in de Botlek is, onder verwarming tot 70°C, een headspace analyse gedaan van de lucht boven enkele monsters onverbrand materiaal (houtpulp) uit de silo. Doel hiervan was te bepalen welke gasvormige componenten uit het hout vrijkwamen en na te gaan of deze ook in de omgeving gedetecteerd konden worden.

De resultaten van deze analyses zullen in het volgende hoofdstuk worden besproken voor zover ze van belang zijn voor de inventarisatie van bij branden vrijkomende componenten.

## 3. Resultaten MOD-metingen

### 3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de metingen die door de MOD bij de onderzochte branden zijn uitgevoerd systematisch in kaart gebracht. Het doel hiervan is een indruk te krijgen van de mate waarin bepaalde componenten vrijkomen bij verschillende typen branden. In de volgende paragrafen worden achtereenvolgens de resultaten gegeven van de:

- anorganische gasvormige componenten in lucht,
- organische gasvormige componenten in lucht,
- stofvormige componenten in lucht,
- veegmonsters,
- gras- en gewasmonsters,
- overige monsters zoals brokstukken en asresten.

We merken op dat in de tabellen in dit hoofdstuk steeds alleen die branden (locaties) zijn genoemd, waar de betreffende soort metingen is gedaan. Voorbeeld: in de tabel met veegmonsters zijn alleen de branden opgenomen waar veegmonsters zijn genomen.

### 3.2 Luchtmetingen: anorganische gasvormige componenten

In Tabel 3.1 staan de resultaten van de luchtmetingen op de anorganische gasvormige componenten koolmonoxide (CO), blauwzuur (HCN), zoutzuur (HCl), chloorgas (Cl<sub>2</sub>), zwaveldioxide (SO<sub>2</sub>), stikstofdioxide (NO<sub>x</sub>), ammoniak (NH<sub>3</sub>) en waterstofsulfide (H<sub>2</sub>S). In de tabel zijn ook de afstanden van de metingen tot de brandhaard vermeld.

De meetresultaten zijn uitgedrukt als de verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de achtergrondwaarde. Hierdoor kan snel inzicht worden gekregen in hoeverre er sprake is van een verhoging ten opzichte van het 'normale' niveau in de buitenlucht. In Bijlage 1 is een overzicht van de gebruikte achtergrondwaarden gegeven en is ook beschreven welke bronnen zijn geraadpleegd om de deze waarden vast te stellen..

Bij de meeste branden is gemeten op CO en veelal ook op HCN. CO wordt vaak en HCN soms in verhoogde mate aangetoond. De andere anorganische gassen zijn minder vaak gemeten. Dit hangt samen met de meetstrategie (welke stoffen worden verwacht) en de daarin gestelde prioriteiten. HCl, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en NH<sub>3</sub> zijn enkele keren verhoogd aangetroffen en Cl<sub>2</sub> en H<sub>2</sub>S vrijwel niet. Daarbij zij opgemerkt dat de detectielimiet van de gebruikte sensoren veelal op een niveau boven de achtergrondconcentraties ligt. Het valt dus niet uit te sluiten dat bij sommige branden verhoogde concentraties van deze componenten kunnen voorkomen, maar deze verhoging is dan beperkt en in ieder geval niet schadelijk. We komen hier in hoofdstuk 5 op terug.

Tabel 3.1 Resultaten van de luchtmetingen van anorganische gasvormige componenten, uitgedrukt als verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de achtergrondwaarde

Locatie	Afstand	CO	HCN	HCl	Cl <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	H <sub>2</sub> S
Amsterdam	1 km	1	n.a.	–	–	–	–	–	–
Heerhugowaard	25 m	10	n.a.	n.a.	n.a.	–	–	–	–
Putten	50 m 1-2 km	–	–	50.000 <sup>1)</sup> 2000 <sup>1)</sup>	–	–	–	–	–
Schiedam	10 m 80 m	10-30 2-4	n.a. n.a.	–	–	–	–	–	–
Aalsmeer	20 m	20	–	–	–	–	–	–	–
Drachten	20 m	40	50.000	–	–	–	–	–	–
Enschede I brand	50 m <sup>2)</sup>	20	n.a.	n.a.	–	–	n.a.	n.a.	–
Genemuiden	350 m	1	–	–	–	–	–	–	–
Moerdijk	100 m 200 m	20 5	–	–	–	–	–	–	–
Hasselt	20-100 m	2-5	–	1000-3000	–	–	–	–	–
's Heerenberg	50 m	20-100	2000	–	–	–	–	–	–
Slagharen	30 m 350-1300 m 1800 m	–	2000 n.a. n.a.	n.a. 300-1000 n.a.	n.a. n.a. n.a.	n.a. n.a. n.a.	n.a. n.a. n.a.	n.a. n.a. n.a.	n.a.
Alkmaar	5 m 50 m	1-5 1	–	–	–	–	–	–	–
Wilp	25 m 4 km	10-100 <sup>3)</sup> 1	10.000 <sup>3)</sup> n.a.	–	n.a. n.a.	–	n.a. n.a.	–	–
Vlaardingen	25-50 m	10-25	5000	–	–	–	n.a.	–	–
Naarden II	10 m	–	10.000 <sup>1)</sup>	–	–	–	–	–	–
Assen	100 m > 200 m	n.a. n.a.	(100.000) <sup>4)</sup> n.a.	–	–	1000 n.a.	n.a. n.a.	–	–
Weesp	30 m 400-2500 m	10 n.a.	(20.000) <sup>4)</sup> (3000) <sup>4)</sup>	–	–	300 n.a.	20 5	–	–
Zevenaar	30-50 m	–	(3000) <sup>4)</sup>	n.a.	–	100	–	–	–
Enschede II	10 m 1000 m	–	100.000 3000	–	–	n.a. n.a.	250 n.a.	300 n.a.	–
Wormer	200 m 200 m later <sup>5)</sup>	– 5-10	2000 –	–	–	–	– 5	–	–
Botlek brand smeulfase	300 m 150 m	20 60	n.a. n.a.	– –	n.a. n.a.	– –	– –	n.a. –	– –
Son I brand	5 m	20	(4000) <sup>4)</sup>	8000	–	1000	70	–	–
Raamsdonksveer	70 m	n.a.	n.a.	–	–	–	–	–	–
Son II	10 m 400 m	200 n.a.	(30.000) <sup>4)</sup> n.a.	8000 n.a.	n.a. n.a.	1500 n.a.	–	300 n.a.	–
Brunssum	25 m	–	(40.000) <sup>4)</sup>	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Tilburg	65 m	–	(40.000) <sup>4)</sup>	n.a.	n.a.	–	n.a.	n.a.	n.a.
Weert	70 m	60	10.000	–	n.a.	–	–	–	–
Emmeloord	600 m	–	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Haarlem	binnen	5 <sup>6)</sup>	n.a.	n.a.	–	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Leerdam	300 m	–	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Velsen	200 m 2-5 km	10 l.v.	2000 n.a.	n.a. n.a.	n.a. n.a.	300 l.v.	l.v. l.v.	n.a. n.a.	n.a. n.a.

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet

l.v. = licht verhoogd



- 1) Meetresultaten van de brandweer.
- 2) Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerkopslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.
- 3) HCN is uitsluitend gemeten op 25 m in de fase dat de pluimstijging gering was en de rookpluim zich bijna horizontaal verspreidde. In die fase werden ook de hoogste CO-concentraties gemeten. In de beginfase, toen de rookpluim meer omhoog steeg, werd geen HCN aangetoond op 25 m (detectielimiet: 1 ppm) en was de CO-concentratie circa tienmaal de achtergrondwaarde.
- 4) Het signaal van de HCN-sensor is mogelijk een gevolg van kruisinterferentie door waterdamp of SO<sub>2</sub>.
- 5) Resultaten van de aanvullende monitoring activiteiten, een dag na de MOD-inzet (zie Tabel 2.2).
- 6) Alleen in de ruimte waar de brand woedde is CO aangetoond, in de andere ruimtes van het gebouw niet.

### 3.3 Luchtmetingen: organische gasvormige componenten

Vluchtige organische componenten zijn bij vrijwel iedere brand gemeten. In Tabel 3.2 zijn de resultaten van deze metingen weergegeven, uitgedrukt als verhouding ten opzichte van de achtergrondwaarde.

Van de VOC's, benzeen (B), toluen (T), ethylbenzeen (E), xylenen (X), styreen (S) en naftaleen (N), zijn de relatieve concentraties apart vermeld. Deze componenten worden bij een groot aantal branden in verhoogde tot sterk verhoogde mate gevonden. Andere – minder vaak voorkomende – VOC's zijn samengevoegd onder een groepsnaam, waarbij voornamelijk onderscheid is gemaakt tussen niet-gehalogeneerde aromatische verbindingen, in de tabel aangeduid als aromaten (Ar), en niet-gehalogeneerde alifatische verbindingen zoals alkanen, cyclische alkanen en alkenen, in de tabel aangeduid als alkanen (Al). De verhoudingen zijn gebaseerd op somwaarden van concentraties. We vermelden erbij dat soms van enkele aromatische of alifatische verbindingen verhoogde concentraties zijn gevonden en van andere niet. Gehalogeneerde VOC's zijn, uitgezonderd een enkel geval, niet in verhoogde gehalten aangetoond.

In de laatste kolom van de tabel staan specifieke VOC's genoemd die bij een bepaalde brand in verhoogde concentraties zijn gemeten. Het gaat om onder meer furanen, alcoholen en een enkele gechlorideerde aromatische verbinding. Indien bij de component een getal is gegeven, geeft dat de concentratieverhoging aan. Indien er geen getal is gegeven, is de component wel geïdentificeerd maar niet gekwantificeerd.

Aldehyden zijn apart vermeld in Tabel 3.3. Deze groep organische componenten wordt pas sinds korte tijd min of meer routinematig gemeten bij branden en daarom hebben we er in beperkte mate meetgegevens van. Deze resultaten maken echter duidelijk dat bij branden aldehyden regelmatig in verhoogde mate voorkomen en daarom zijn ze in een aparte tabel opgenomen.

De resultaten van de VOC- en aldehydemetingen worden besproken in paragraaf 5.2.7.



Locatie	Afstand	B	T	E	X	S	N	Ar	Al	Opmerkingen
Best	70 m <sup>12)</sup>	100	10	10	5	100	200	n.a.	5	
	250 m	10	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	n.a.	l.v.	
Son II	10 m	2000	300	900	100	15000	2500	25	80	chloorm: 20000 <sup>8)</sup> 1,3-btd: 10000 <sup>8)</sup> chloorm: 3000 <sup>8)</sup> 1,3-btd: 1000 <sup>8)</sup>
	30 m	500	40	200	20	3500	500	5	20	
	400 m 1700 m	60 n.a.	10 n.a.	25 n.a.	5 n.a.	400 n.a.	40 n.a.	l.v. n.a.	l.v. n.a.	
Pijnacker	50-3400 m	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	
Brunssum	25 m	100	10	50	10	800	5	l.v.	l.v.	
Emmercomp.	25-100 m	10	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	Dibutylftalaat
Harderwijk	10 m	400	60	250	20	5000	800	40	60	
	150 m	25	5	20	5	200	30	l.v.	10	
	1200 m	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Scheveningen	150 m	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	100	40	l.v.	l.v.	
	300-4000 m	n.a.	l.v.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Tilburg	65 m	n.a.	l.v.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	10 <sup>9)</sup>	
Weert	10 m	2000	150	800	10	5000	200	40	10	Alkenen, furanen, aldehyden, nitrillen en methylstyreen
	70 m	200	30	150	5	500	200	10	l.v.	
Emmeloord	25 m	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	400	l.v.	l.v.	l.v.	
	600-1200 m	n.a.	l.v.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Haarlem	Laagste <sup>10)</sup>	25	l.v.	l.v.	l.v.	50	50	l.v.	l.v.	Dichlrm.: 500.000 <sup>10)</sup> Dichlrm.: 30.000 <sup>10)</sup>
	Hoogste <sup>10)</sup>	350	10	10	5	300	500	10	10	
Leerdam	25 m	500	50	25	25	200	n.a.	40	500	Ketonen, alkenen, furanen en alcoholen
	300 m	10	l.v.	l.v.	l.v.	l.v.	n.a.	l.v.	l.v.	
Velsen	200 m	100	10	l.v.	5	n.a.	100	l.v.	10	
	2000 m	25	l.v.	l.v.	l.v.	n.a.	5	n.a.	n.a.	
	5000 m	l.v.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Helmond	100 m	10	10	5	10	n.a.	n.a.	l.v.	l.v.	
	500 m	n.a.	l.v.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet

l.v. = licht verhoogd

- 1) Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerkopslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.
- 2) De verhoogde concentraties VOC's zijn waarschijnlijk vooral het gevolg van de emissies uit aanwezige machines en voertuigen, die werden gebruikt bij de sloop- en opruimwerkzaamheden.
- 3) De monsters zijn genomen vanuit een heliocopter, in de stijgende rookpluim genomen op 100 m hoogte. De VOC-concentraties op leefniveau in de omgeving waren niet verhoogd.
- 4) Op grotere afstand dan 1000 m waren de VOC-concentraties niet meer verhoogd.
- 5) Gemeten tijdens de smeulfase van de brand. Er zijn ook metingen gedaan tijdens de fase van uitslaande brand. De concentraties waren toen 5 tot 10 keer (voor de alifaten zelfs 50 keer) zo laag.
- 6) Luchtmonster genomen vlak boven een partij brandend materiaal uit de silo (soort emissiemeting). Een head space analyse van een monster niet verbrande houtpulp (zie paragraaf 3.7) wees uit dat een deel van deze stoffen, vooral aromaten, aldehyden en ketonen (zie Tabel 3.3), voorkomen in de pulp.
- 7) In de luchtmonsters nabij de brand zijn furan en 2-methylfuran aangetoond. Deze stoffen komen voor in houtproducten, waaronder papier. De gegeven factor is gebaseerd op een geschat achtergrondniveau voor furanen in de buitenlucht van (maximaal) 0,1 µg m<sup>-3</sup>.

- 8) In de luchtmonsters nabij de branden in Son zijn 1,3-butadien en enkele chloorkoolwaterstoffen aangetoond. 1,3-Butadien is een bestanddeel van synthetische rubber. De chloorkoolwaterstoffen kunnen worden gevormd uit chloorhoudende materialen zoals PVC. Bij deze branden zijn ook HCl en dioxinen gevormd. De gegeven factor voor 1,3-butadien is gebaseerd op een geschat achtergrondniveau in de buitenlucht van (maximaal)  $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ .
- 9) Dicht bij de brandhaard zijn hoge concentraties lineaire, vertakte en cyclische alkanen gemeten. Deze stoffen lagen ook opgeslagen in het bedrijf (oplosmiddelen en dergelijke).
- 10) VOC's zijn in diverse ruimtes van de fabriek gemeten, zowel de ruimte waar de brand had gewoed als aanliggende ruimtes. De vermelde hoogste en laagste waarden geven een indicatie van de concentraties die in de verschillende ruimtes zijn gemeten. De hoge concentraties dichloormethaan zijn te verklaren doordat dit oplosmiddel in grote hoeveelheden lag opgeslagen in het bedrijf. Daarnaast zijn veel aldehyden gevonden (zie Tabel 3.3).

Tabel 3.3 Resultaten van de luchtmetingen van aldehyden, uitgedrukt als verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de achtergrondwaarde

Locatie	Afstand	Form-aldehyde	Acet-aldehyde	Acroleïne	Aceton	Overige aldehyden
Botlek materiaal	0 m <sup>1)</sup>	200	500	500	–	100-1000 <sup>1)</sup>
brand	100 m	10-20	10-20	10-20	–	10-20
smeulfase	300 m – 8,6 km	l.v.	l.v.	l.v.	–	l.v.
Emmeloord	25 m 600-1200 m	l.v. l.v.	l.v. l.v.	l.v. l.v.	l.v. l.v.	l.v. l.v.
Haarlem	Laagste <sup>2)</sup> Hoogste <sup>2)</sup>	2000 500	1000 200	4000 1000	– –	1000-20.000 <sup>2)</sup> 100-5000 <sup>2)</sup>
Leerdam	25 m 300 m	500 3	500 3	1000 3	– –	2000 10
Velsen	200 m 2000 m 5000 m	20 3 1	10 2 1	25 3 1	20 3 1	40 5 1

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet

l.v. = licht verhoogd

1) Luchtmonster genomen vlak boven een partij brandend materiaal uit de silo. Naast formaldehyde en acetaldehyde zijn ook acroleïne, propionaldehyde, butyraldehyde, hexanal, aceton, furanen en pinenen aangetoond. Een head space analyse van een monster niet verbrande houtpulp (zie paragraaf 3.7) wees uit dat de in het luchtmonster aangetoonde verbindingen ook voorkomen in de pulp. Alleen acroleïne werd niet in de houtpulp teruggevonden. Deze stof is waarschijnlijk gevormd door verbranding van aldehyden en andere koolwaterstoffen. Van propionaldehyde en butyraldehyde is de achtergrondwaarde niet goed bekend. De gegeven factoren voor de overige aldehyden zijn gebaseerd op een geschat achtergrondniveau in de buitenlucht van (maximaal)  $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ .

2) Aldehyden zijn in diverse ruimtes van de fabriek gemeten, zowel de ruimte waar de brand had gewoed als aanliggende ruimtes. De vermelde hoogste en laagste waarden geven een indicatie van de concentraties die in de verschillende ruimtes zijn gemeten. De overige aldehyden zijn onder meer propionaldehyde en butyraldehyde. Naast de aldehyden zijn ook nog alcoholen, ketonen, ethers en furanen gevonden.

### 3.4 Luchtmetingen: stofvormige componenten

In Tabel 3.4 staan de resultaten van de luchtmetingen op stofdeeltjes en de daarin geanalyseerde componenten. Er is onderscheid gemaakt tussen de concentratie fijn stof en de concentraties aan stofgebonden componenten: elementen, PAK's<sup>9</sup>, benz(a)pyreen, dioxinen en in een enkel geval PCB's en andere organische verontreinigingen. Ook is in de tabel de afstand van de metingen ten opzichte van de brandhaard vermeld.

Net als in de voorgaande tabellen zijn de meetresultaten uitgedrukt als de verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de achtergrondwaarde. De achtergrondwaarden zijn gegeven in Bijlage 1, evenals een beschrijving van de daarvoor geraadpleegde bronnen. In die bijlage staan ook de volledige namen van de elementen; in Tabel 3.4 zijn ze voor de overzichtelijkheid weergegeven met hun chemisch symbool.

De resultaten voor dioxinen en andere organische verontreinigingen staan samen in de laatste kolom. Als daar uitsluitend een getal is vermeld, geeft dat de concentratie dioxinen aan ten opzichte van de achtergrondwaarde. Van andere organische componenten is steeds de naam en, indien vastgesteld, de relatieve concentratie vermeld. Van enkele componenten is geen getal gegeven, omdat de concentratie daarvan niet kwantitatief kon worden bepaald.

Bij sommige branden is alleen de concentratie totaal stof (TSP) bepaald. De concentratie TSP is vervolgens omgerekend naar die van fijn stof (PM<sub>10</sub>) door te delen door een factor 1,25. De gecorrigeerde concentratie is vervolgens gedeeld door de achtergrondconcentratie PM<sub>10</sub>. De correctiefactor is gebaseerd op resultaten van een diverse MOD-metingen bij branden en literatuurgegevens. Hieruit blijkt dat het stof in die rookpluimen voor het grootste deel (70% tot 95%) uit fijn stof bestaat (zie paragraaf 5.3.1).

De concentratie PAK's is steeds berekend door de concentraties afzonderlijke PAK's<sup>9</sup> te sommeren. Daarnaast is in de tabel apart de relatieve concentratie benz(a)pyreen vermeld. De reden hiervoor is dat benz(a)pyreen als indicator-PAK wordt gebruikt in het luchtkwaliteitsnormen en bij de beoordeling van gezondheidseffecten. Bij enkele branden zijn alleen deeltjesgebonden PAK's bemonsterd en geen vluchtige PAK's, omdat geen PUF's zijn gebruikt (zie ook paragraaf 2.4.1). In die gevallen zijn de gemeten concentraties deeltjesgebonden PAK's gedeeld door de achtergrondconcentratie aan deeltjesgebonden PAK's. In de tabel is dit aangegeven. Overigens blijkt uit de metingen dat bij branden de afzonderlijke PAK's grofweg in dezelfde verhoudingen tot elkaar worden teruggevonden.

---

<sup>9</sup> Niet alleen de stofgebonden, maar ook de vluchtige PAK's zijn hierbij inbegrepen. De volgende PAK's worden standaard geanalyseerd: naftaleen, acenaftyleen, acenaftteen, fluoreen, fenanthreen, anthraceen, fluorantheen, pyreen, benzo(a)anthraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, dibenzo(ah)anthraceen, benzo(ghi)peryleen en indeno(123cd)pyreen.

Tabel 3.4. Resultaten van de luchtmetingen van stofvormige componenten, uitgedrukt als verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de achtergrondwaarde

Locatie	Afstand	Fijn stof	Elementen	PAK's	B(a)P	Dioxinen en andere componenten
Amsterdam	1 km	4	–	–	–	–
Heerhugowaard	25 m	15-50	Ni, Pb, Sb, Sn, Ti: 10-50 Ba, Cu, Cr, Zn: 3-5	25-50	160-300	500-1500
Schiedam	70 m	10-35	Metalen: n.a. C: 60%; N: 4%, S: <1,5% <sup>1)</sup>	10	30	Diverse organische componenten <sup>1)</sup>
Waalwijk	7 km	4-8	n.a.	–	–	–
Aalsmeer	10 m	40	Pb: 200 Ba, Sn, Zn: 20-50	350	4000	–
Drachten	20 m	180	Ba, Cd, Cu, Pb, Sn, Zn: 100-1000	10-100	50-200	50.000 PCB's: 5 <sup>2)</sup>
Enschede I brand	50 m <sup>3)</sup>	40	Sn, Zn, Pb: 100-500 Ba, Cd, Cu, Sr, Ti: 10-50; Al, Cr: 5	<3-5	5-10	–
Naarden I	250 m	– <sup>4)</sup>	n.a.	–	–	–
Genemuiden	350 m	– <sup>4)</sup>	n.a.	<3	<10	–
AVR Rijnmond	200 m	30	Cd, Pb, Sb, Sn, Zn: 50-300 Cu, Ti: 5-10	60 <sup>5)</sup>	270	1000
Moerdijk	200 m	20	Pb, Zn: 100-1000 As, Cd, Cu, Ti: 10-50	10 <sup>5)</sup>	25	–
Hasselt	50 m	– <sup>4)</sup>	Pb, Zn: 3	–	–	250
's Heerenberg	50 m	– <sup>4)</sup>	Ni, Pb, Sn, Zn: 100-1000 Ba, Cd, Cr, Cu: 10-50	800 <sup>5)</sup>	1800	50.000
Slagharen	30 m 1800 m	15 3	Pb: 100; Zn: 25; Cu: 10 Pb, Zn: 10; Cu: 3	55 <sup>5)</sup> 4 <sup>5)</sup>	200 20	4500 60
Alkmaar	50 m	7	n.a.	25	–	Alkanen en ftalaten
Wilp	25 m <sup>6)</sup>	60	Ba, Ti: 40 Al, Ca, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn: 3-20	15	120	70
Vlaardingen	100 m	10-50	Sb: 1000; As, Cu, Ni, Zn: 100-300 Al, Ca, Cd, Cr, Pb, Sn: 10-50	100	200	1500
Maasvlakte	50 m	5	Cr, Ni: 20-50 Al, Fe, Mn, Pb, Sr, Ti: 5-10	1 <sup>5)</sup>	1	–
Kampen	25 m	60	Mn, Pb, Ti: 10-20; Ni: 50 Br, Zn: 200-300	65	300	–
Barneveld	10 m	4	Cd, Ni: 10-20	5	10	–
Montfoort	5 m 50 m	200 30	Br: 1000; Cd, Ni, Zn: 100-300 Ba, Cu, Pb, Ti: 10-20 Br, Ni, Sn: 20-50	1200 25	1500 70	niet verhoogd
Assen	100 m 200 m 1000 m	100 15 3	Br: 1000; Zn: 100; Cu, Pb, S: 10 <sup>7)</sup> Br: 200; Zn: 50; S: 3 <sup>7)</sup> Br, Zn: 10-30	800 60 10	3500 300 50	100 n.a. niet verhoogd
Weesp	400 m	10	Br, Ni, Zn: 20-50 Pb, Ti: 10-20	50	250	150
Zevenaar	30m	6	Br: 1000 Cu, Pb, Ti, Zn: 10-20	25	100	1000
Enschede II	10 m 800-1000 m 2000 m	– <sup>4)</sup>	Cd: 500; Ni, Zn: 50-100 Cr 20; Cu, Pb: 5; S: 3 <sup>7)</sup> Ni, Cd: 50; Zn: 5 Ni: 10	1000 20 10	10.000 70 5	niet verhoogd niet verhoogd niet verhoogd

Locatie	Afstand	Fijn stof	Elementen	PAK's	B(a)P	Dioxinen en andere componenten
Wormer	200 m	30-50	Cr, Ni: 20-50 Cu, Pb, Ti, Zn: 5	100	300	–
Botlek <i>smeulfase</i>	100 m	5	Cr, Zn: 50 Ba, Ni, Pb, Ti: 10-20	–	–	–
Eerbeek	75 m	8	Ca: 30; Cr, Ni, Ti: 5-10	50	100	50
Son I brand	5 m	200	As, Br, Pb, Sb, Sn: 500-1000 Cu, Ti, Zn: 50-100; Al, Ca: 10-20 Pb, Zn: 10-20	700	2000	13.000
	2300 m			10	25	600
<i>smeulfase</i>	350 m	–	Sn: 200; Pb, Zn: 5-10	15	50	700
Lutjewinkel	250 m	5	Sn: 100; Sb, Pb, Zn: 20-50	10	30	–
Raamsdonksveer	70 m	40	Br, Cd, Sb: 300-1000 Pb, Ti, Zn: 50-100; Ca, Cu: 20-30 niet verhoogd	85	200	900
	1700 m	3		1	1	< 25
Best	70 m	40	As, Br, Sn: 500-1000 Cd, Cu, Pb, Ni, Sb: 100-200 Zn: 50; Ca, Ti: 10	750	7500	–
	250 m	10	Br, Sn: 100; Pb, Ni: 30-50 Cu, Zn : 10-20	200	1600	–
Son II	10-30 m	80-500	Br, Cd, Ni, Pb, Sb, Sn: 100-1000 Al, Ca, Cu, Ti, Zn: 50-200		3000 <sup>8)</sup>	sterk verhoogd <sup>8)</sup>
	400 m	20	Ni, Sb, Sn: 50; Br, Pb: 20-30 Ca, Cu, Ti, Zn: 10		100 <sup>8)</sup>	licht verhoogd <sup>8)</sup>
	1700 m	4	Sb, Ni: 50		1 <sup>8)</sup>	niet verhoogd <sup>8)</sup>
Pijnacker	50 m	2	n.a.	10	10	–
	3400 m	1	n.a.	1	1	–
Brunssum	25 m	8	Ni, Sn: 50-100; Al, Ca, Zn: 5	8	7	–
Emmercomp.	25 m	2	Cd, Ni, Sn, Sb 50-100 Ba, Pb: 5-10	15	25	–
	100 m	1	Ni : 25	5	1	–
Harderwijk	10 m	60	Cd: 500; Br, Pb, Sb, Sn: 50-100 Al, Ca, Cu, Ti, Zn: 10-20	350	1300	3500
	150 m	3	Al, Pb, Ti: 10	10	10	50
Scheveningen	150 m	80	Sb: 1000; Ba, Cu, Zn: 50-100 Cd, Fe, Pb: 10-20	100	500	1000
	300 m	10	Cd, Sb: 100; Zn : 10	60	100	500
Tilburg	65 m	2	Sb: 100; Ba, Sb: 10	2	3	–
Weert	70 m	20	Br: 500; Sb: 50; Ba, Pb, Ti, Zn: 10	100	800	–
Emmeloord	600 m	–	–	1	–	–
Leerdam	300 m	2	Ba, Br, Ca, Cr, Mn, Ti: 10-30 Cu, Pb: 5	20	60	–
	700 m	3	Ca, Cr : 5	3	8	–
Velsen	200 m	60	Br, Cd, Cu, Sb, Sn, Zn: 100-500 As, Pb: 50; Al, Ba, Ca, Ti: 5-20	200	900	900
	2000 m	4	Ba, Br, Cu, Pb, Sb, Zn: 10-50 Al, Ca, Ti: 5	50	300	300
	5000 m	1	niet verhoogd	1	3	10
Helmond	100 m	5	Mg : 300	3	5	–

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet

- 1) Het bemonsterde stoffilter is kwantitatief geanalyseerd op het gehalte aan koolstof, stikstof en zwavel en kwalitatief op organische componenten. Het gehalte aan koolstof (C), stikstof (N) en zwavel (S) is uitgedrukt als percentage van de *totale massa aan stofdeeltjes*, niet ten opzichte van de achtergrondconcentratie. Als organische componenten werden aangetoond alkaanzuren, alkaan- en alkeennitrillen, cafeïne en esters van vetzuren.
- 2) Bepaald op grond van de gemeten concentraties van 7 indicator PCB's, namelijk PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 en PCB180.
- 3) Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerkopslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.
- 4) Er zijn wel stofdeeltjes bemonsterd, maar de massa van het filter is na de bemonstering niet bepaald. Hierdoor kan de concentratie aan bemonsterde stofdeeltjes niet worden berekend.
- 5) Berekend op basis van stofgebonden PAK's (er zijn geen PUF's bemonsterd of geanalyseerd).
- 6) Gegeven zijn de waarden die zijn gemeten op 25 m in de fase dat de rookpluim zich bijna horizontaal verspreidde. In de beginfase, toen de rookpluim sterk steeg, werden veel lagere concentraties gevonden.
- 7) De factor geeft de verhoging aan totaal zwavel weer ten opzichte van de achtergrondconcentratie aan totaal zwavel. Echter, de achtergrondwaarde wordt vooral bepaald door anorganische verbindingen (sulfaten, sulfides), terwijl bij deze brand waarschijnlijk vooral organische zwavelverbindingen zijn gevormd, afkomstig van de verbranding en ontleding van het gevulkaniseerde rubber. Zie ook paragraaf 5.3.2.
- 8) De luchtstofmonsters zijn vanwege technisch-analytische problemen niet geanalyseerd op PAK's, maar uitsluitend op benz(a)pyreen dat als indicator voor PAK's wordt gebruikt. Ook zijn de filters niet geanalyseerd op dioxinen. De kwalitatieve indicatie in de tabel is gebaseerd op de hoogte van de chloorgehalten in de monsters, gemeten met XRF (zie paragraaf 2.4.1).

Ook de concentraties aan PCB's zijn gesommeerd (zie voetnoot 2 in de tabel). De concentraties dioxinen zijn berekend door de concentraties afzonderlijke PCDD's en PCDF's te vermenigvuldigen met hun TEF<sup>10</sup> en deze vervolgens te sommeren. Op deze wijze wordt een concentratie dioxinen uitgedrukt in TEQ<sup>10</sup> verkregen.

In de tabel zijn alleen die elementen vermeld, waarvan bij de betreffende brand verhoogde waarden zijn gemeten. De aandacht gaat daarbij vooral uit naar elementen die bekend staan als schadelijk voor mens en milieu.

---

<sup>10</sup> TEQ = Toxiciteits EQuivalenten; dit is een internationaal afgesproken maat voor de totale concentratie van polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en polychloordibenzofuranen (PCDF's), elk gewogen met hun specifieke Toxiciteits Equivalentie Factor (TEF), een maat voor de relatieve giftigheid van de betreffende verbinding ten opzichte van die van 2,3,7,8-TCDD, de meest giftige dioxine.



### 3.5 Analyses van veegmonsters

In Tabel 3.5 staan de analyseresultaten van de veegmonsters. Er is onderscheid gemaakt in elementen, PAK's en dioxinen. Behalve PCB's (zie voetnoot 3 bij de tabel) zijn er geen andere verontreinigingen in de veegmonsters waargenomen. In de tabel zijn ook de afstanden tot de brandhaard vermeld van de locaties of het gebied waar de veegmonsters zijn genomen.

De depositie van een component wordt berekend door het gemeten gehalte in een veegmonster te delen door het oppervlak dat bemonsterd is. Op deze wijze wordt een gemiddelde depositie over de periode dat de brand heeft geduurd, uitgedrukt als massa per oppervlakte, verkregen. Deze wordt vervolgens gedeeld door de daarmee corresponderende achtergronddepositie.

De achtergrondwaarden zijn afgeleid uit gegevens van diverse meetcampagnes en referentiemetingen bij enkele branden en uit literatuurgegevens. Ze zijn gegeven in Bijlage 1. Omdat voor de meeste componenten het aantal gegevens beperkt tot zeer beperkt is, kan alleen een indicatieve waarde van de achtergronddepositie worden bepaald. Aangezien ook de door de MOD gemeten deposities een grote mate van onzekerheid kennen (onder meer vanwege de mogelijke bijdrage van al aanwezige contaminatie op de bemonsterde oppervlakken), is er voor gekozen de verhoudingen van de gemeten deposities ten opzichte van de achtergrondwaarden niet in een getal uit te drukken, maar in een schaal van 0 tot +++ . Deze schaalindeling is als volgt:

0	=	niet of nauwelijks verhoogd (minder dan een factor 3),
+	=	licht verhoogd (tot ongeveer een factor 10),
++	=	verhoogd (tot ongeveer een factor 100),
+++	=	sterk verhoogd (meer dan een factor 100)

De totale deposities van PAK's en dioxinen zijn verkregen door (gewogen) sommatie van de deposities, analoog aan de werkwijze die is gevolgd bij de luchtstofmetingen.

Tabel 3.5. Resultaten van de analyses van de veegmonsters

Locatie	Afstand	Elementen	PAK's	Dioxinen
Putten	400 m	Alle: 0	0	0
Aalsmeer	50-100 m	–	++	–
Enschede	< 400 m 400-1000 m 1–5 km	Pb: ++; Ba, Cd, Cu, Sr, Ti, Zn: + Ba, Cu, Pb, Sr, Ti, Zn: ++ Cd, Mn, Ni, Sb, : + Ba, Cu, Pb, Sr, Ti, Zn : ++; Mn, Ni: +	–	–
Naarden I	250-400 m	Sn, Pb: 0 <sup>1)</sup>	–	–
Beverwijk	5 m	Cu, Pb, Ti: +++ <sup>2)</sup> Ba, Cr, Sb, Sn, Zn: ++ <sup>2)</sup> Cd: + <sup>2)</sup>	+ <sup>2)</sup>	++ <sup>2,3)</sup>
Hasselt	100-200 m 1000 m	–	–	+ 0
's Heerenberg	300-400 m 400-800 m	Pb: ++; Cu, Ni, Zn: + Alle: 0	+ 0	+ 0
Slagharen	30 m 1800 m	Cu, Pb, Zn : + Alle: 0	+ 0	–
IJsselmuiden	1100 m	Alle: 0	+ <sup>4)</sup>	0
Vlaardingen	30-300 m	Alle: 0	0	–
Lichtenvoorde	10 m 250-1100 m	Al, Ca, Ni, Ti, Zn: + Alle: 0	– –	0 0
Joure	600 m 1100 m	Alle: 0 Alle: 0	+ 0	–
Kampen	1,5-11 km	Alle: 0	0	–
Naarden II	1,1 en 5 km	Alle: 0	0	–
Barneveld	300 m 750 m	Alle: 0 Alle: 0	+ 0	–
Montfoort	25 m	Zn: +	–	–
Assen	100 m 1000 m 1500 m	Br, S, Zn: + Alle: 0 <sup>5)</sup> S, Zn: (+) <sup>5)</sup>	++ + <sup>5)</sup> ++ <sup>5)</sup>	–
Weesp	400 m 2500 m	Ba, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti: + Alle: 0	++ +	–
Zevenaar	10-50 m	S, Zn: +	+	–
Enschede	800-1000 m 2000 m	Zn: + Alle: 0	0 0	– –
Kerkrade	3000 m	Alle: 0	0	–
Eerbeek	450-850 m	Alle: 0	0	0
Klundert	750-5800 m	–	0	–
Lutjewinkel	30 m 250 m	Fe, Pb: + Alle: 0	+ 0	– –
Raamsdonksveer	350 70-1700 m	Alle: 0 Alle: 0	+ 0	– –
Best	70 m 200-300 m	Ti, Zn: + Fe, Pb, Ti, Zn: +	–	–
Son II	30 m 400 m 1700-2200 m	Alle: 0 Alle: 0 Alle: 0	++ <sup>6)</sup> + <sup>6)</sup> 0 <sup>6)</sup>	(+) <sup>6)</sup> 0 <sup>6)</sup> 0 <sup>6)</sup>

Locatie	Afstand	Elementen	PAK's	Dioxinen
Middelharnis	100 m-20 km	Alle: 0	–	–
Pijnacker	3400 m	Alle: 0	0	–
Brunssum	25-100 m 600 m 900 m	Fe, Pb, Sn: + Cr, Fe, Zn: + Fe: +	0 0 + <sup>7)</sup>	– – –
Emmercomp.	25-100 m 200-6000 m	Cd, Cu, Sb, Zn: + Alle: 0	++ 0	– –
Harderwijk	150 m	–	0	0
Scheveningen	300 m	Alle: 0	+	–
Tilburg	4400-6200 m	Alle: 0	0	–
Weert	100-650 m	Alle: 0	+	–
Emmeloord	25 m 600-1200 m	Ba, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Zn: + Alle: 0	+ 0	– –
Haarlem	binnen	Alle: 0	–	–
Leerdam	25 m 300 m 500-800 m	Fe: + Alle: 0 Alle: 0	++ + 0	– – –
Velsen	200 m 2 – 15 km	Br, S, Ti, Zn: + Alle: 0	– 0	– –
Helmond	100-500 m 3000 m	Al, Cu, Fe, Mg,, Mn, Ni, Pb, Sr: + <sup>8)</sup> Alle: 0	+ 0	– –

– = niet gemeten

- 1) Het bemonsterde stof is uitsluitend geanalyseerd op lood en tin, omdat dit de enige metalen waren die bij de brand in de schoorsteen van het bedrijf zouden kunnen zijn geëmitteerd.
- 2) De berekende deposities hebben betrekking op de twee veegmonsters die zijn genomen van een tijdens de brand gebruikt brandweerpak (zie noot 5 van Tabel 2.3). In de veegmonsters van de wanden van de verbrande transformator zijn dezelfde componenten aangetroffen, maar daar is geen depositie uit te berekenen.
- 3) De veegmonsters bevatten ook PCB's. De achtergronddepositie aan PCB's is echter niet goed bekend. Hierdoor valt de mate van verhoging niet te kwantificeren.
- 4) De verhoging betreft uitsluitend de PAK's fluorantheen, fenanthreen en pyreen. Waarschijnlijk is deze verhoging niet gerelateerd aan de brand. De verhoudingen tussen de gehalten aan verschillende PAK's wijkt namelijk sterk af van die welke normaliter bij branden wordt gevonden.
- 5) In het veegmonster dat op 1500 m van de bron is genomen, waren de gehalten aan PAK's zwavel en zink hoger dan in het veegmonster op 1000 m. Dit zou kunnen zijn veroorzaakt, doordat de rookpluim in de beginfase van de brand op 1500 m van de bron en verder de grond raakte, waardoor daar relatief meer stofdeeltjes, afkomstig van de brand, zijn gedeponneerd.
- 6) De veegmonsters zijn vanwege technisch-analytische problemen niet geanalyseerd op PAK's, maar uitsluitend op benz(a)pyreen dat als indicator voor PAK's wordt gebruikt. De factoren zijn berekend op basis van het benz(a)pyreengehalte in het veegstof. Op basis van de gemeten chloorgehalten in de veegmonsters is geconcludeerd dat de depositie aan dioxinen niet of nauwelijks verhoogd is.
- 7) De hoogste depositie aan PAK's is gemeten op de locatie die het verst van de brand lag (900 m). Vermoedelijk is die depositie door iets anders veroorzaakt dan door de brand.
- 8) Het gedeponneerde stof dat met een kwastje en schepje bijeen is geveegd (zie Tabel 2.3) bestond voor 40% uit magnesium en bevatte daarnaast één tot enkele procenten aluminium, ijzer, silicium, koper en strontium.

### 3.6 Analyses van grasmonsters

De resultaten van de analyses van de grasmonsters, inclusief monsters van andere vegetatie, staan in Tabel 3.6. Er is onderscheid gemaakt in de gemeten gehalten aan elementen, PAK's, dioxinen en PCB's. Andere verontreinigingen zijn niet in de grasmonsters waargenomen. In de tabel zijn ook de afstanden tot de brandhaard vermeld van de locaties of het gebied waar de monsters zijn genomen.

De meetresultaten zijn steeds uitgedrukt als de verhouding van het gemeten gehalte in gras of vegetatie ten opzichte van de achtergrondwaarde in gras. Net als voor de achtergronddepositie zijn de achtergrondgehalten in gras afgeleid uit gegevens van diverse meetcampagnes, referentiemetingen bij enkele branden en literatuurgegevens. En ook hier geldt dat voor een aantal van de onderzochte componenten de hoeveelheid gegevens beperkt tot zeer beperkt is en alleen een indicatieve achtergrondwaarde kan worden bepaald. In Bijlage 1 is een overzicht van de gebruikte achtergrondwaarden gegeven.

De gehalten zijn over het algemeen gemeten in veldvochtig gras of gewas. De reden hiervoor is dat vanwege het spoedkarakter van analyses bij calamiteiten vaak de tijd ontbreekt om het drooggewicht te bepalen. Bovendien gaat het om een indicatie van de verontreiniging. Om de verhoging ten opzichte van de achtergrondwaarden 'eerlijk' te berekenen, zijn deze eveneens uitgedrukt als gehalten in veldvochtig gras.

Het droge stof gehalte van veldvochtig gras varieert normaliter van 20 tot 40%. Omdat de berekende verhoudingen van gemeten gehalten ten opzichte van de achtergrondwaarden een grote mate van onzekerheid kennen, is er voor gekozen de verhoudingen niet in een getal uit te drukken, maar in dezelfde schaal als bij Tabel 3.5 (zie paragraaf 3.5).

De totale gehalten aan PAK's, dioxinen en PCB's zijn, analoog aan de werkwijze die is gevolgd bij de luchtstofmetingen, verkregen door (gewogen) sommatie van de gehalten aan afzonderlijk gemeten componenten.

### 3.7 Overige monsters

In hoofdstuk 2 is duidelijk gemaakt dat de analyses van bodemmonsters en van monsters blus- en oppervlaktewater, die bij enkele incidenten zijn genomen, geen bruikbare informatie geven voor deze studie. Wel zouden er relevante gegevens kunnen worden gehaald uit de analyses van monsters bladders, brokstukken, asresten en ander verbrand materiaal. Deze monsters zouden immers componenten kunnen bevatten die ook bij de brand zijn geëmitteerd en in het benedenwinds gebied terecht zijn gekomen. In deze paragraaf zullen we die resultaten bespreken.

#### *Brokstukken en bladders*

Bij de branden in Putten, Hazeldonk, Slagharen, IJsselmuiden, Kerkrade, Middelharnis en Weert zijn tot op soms grote afstand (één tot enkele kilometers) van de brandhaard

brokstukken en bladders aangetroffen, die met de rookpluim mee zijn verspreid. In enkele gevallen bleek uit analyses van de samenstelling van deze monsters, dat er een verband was met de materialen in de brandhaard. In Putten en Hazeldonk werden in enkele flinterachtige brokjes hoge gehalten aan silicium gevonden. Waarschijnlijk betrof dit stukken glasvezel, afkomstig uit vezelversterkt polyester plaatmateriaal, waar het verbrande gebouw – in beide gevallen betrof het een opslagloods – deels uit was opgetrokken. Ook in de witte schilfers die benedenwinds van de brand in Middelharnis zijn bemonsterd, werd veel silicium gevonden, naast magnesium, titanium, koper, lood, zink, aluminium en antimoon. De samenstelling vertoonde veel gelijkenis met die van een monster isolatiemateriaal (glas- of steenwol) afkomstig uit een nog niet verbrand deel van het gebouw. Een ander monster bij Putten bevatte veel chloor en andere elementen, die wezen op PVC-achtig materiaal. Dit monster kwam overeen met die van monsters uit de brandhaard, waarover hieronder meer.

Bij Hazeldonk werden ook bladders gevonden, waarin vooral veel ijzer en enkele andere metalen werden aangetoond, waarschijnlijk afkomstig van metalen constructiedelen van de loods (in de loods lagen kunststoffen opgeslagen). In de grasmonsters waren deze metalen niet verhoogd terug te vinden. Ook de brokstukken die benedenwinds van de brand in Kerkrade zijn bemonsterd, zijn vermoedelijk afkomstig van metalen delen van de loods. Hierbij wordt gedacht aan dakbedekking, omdat de monsters vooral veel zink bevatten en daarnaast ook lood, chroom, koper en titanium. Opvallend genoeg was het gehalte aan PAK's in deze monsters laag, terwijl in de loods schoenen en rubberachtige materialen waren opgeslagen.

In Emmercompascuum werden uit een tuin nabij de brand brokstukken bemonsterd, afkomstig van de verbrande rubberen transportbanden. Een analyse van de brokstukken gaf aan dat deze veel zwavel en zink bevatten, net als de asresten van de brand met autobanden in Assen, die hieronder wordt besproken. Het lucht- en veegstof bij die brand bevatte ook hoge gehalten aan broom, maar dit element werd niet teruggevonden bij de brand in Emmercompascuum.

Verbrandingsresten die benedenwinds van de brand in Weert zijn bemonsterd bevatten veel barium, zink, zwavel en calcium. Enkele van deze elementen zijn mogelijk afkomstig van lithopoon, een witte verf die uit bariumsulfaat en zinksulfide bestaat en die onder meer wordt toegepast in meubelpanelen. Het calcium zou kunnen wijzen op verbrand gipsmateriaal.

De samenstelling van de brokstukken die bij de branden in Slagharen en IJsselmuiden zijn bemonsterd gaven geen duidelijk verband te zien met de materialen in de brandhaard of met de samenstelling van de luchtstof- en veegmonsters.

### ***Asresten en materialen***

Bij de branden in Putten, Beverwijk, 's Heerenberg, Hasselt, Lichtenvoorde, Maasvlakte, Assen en de Botlek zijn uit of nabij de brandhaard monsters van de asresten en materialen genomen en geanalyseerd.

Tabel 3.6. Resultaten van de analyses van de gras- en gewasmonsters

Locatie	Afstand	Elementen	PAK's	Dioxinen en PCB's
Aalsmeer	50-100 m <sup>1)</sup>	–	++	–
Drachten	300 m	Cd: ++ ; Pb, Ni: +	0	++ PCB's: 0
	1 km	Pb: ++; As, Ba, Cr, Cu, Hg, Ni, V: + <sup>2)</sup>	0	+ (3 km), 0 (13 km) PCB's: 0
	3-13 km	Alle: 0	0	
Enschede	< 1,5 km	Ba, Cd, Cu, Pb, Sr, Zn: +	–	–
	> 1,5 km	Alle: 0	–	–
Genemuiden	300-400 m	Alle: 0	–	–
Hasselt	50-75 m	–	–	++
's Heerenberg	250-400 m	Ni, Pb, Zn : +	+	++
Hazeldonk	1,5-5,5 km	0	0	–
Slagharen	350 m	Alle: 0 <sup>5)</sup>	0 <sup>5)</sup>	++ <sup>5)</sup>
	1300-1600 m	Alle: 0 <sup>5)</sup>	0 <sup>5)</sup>	+ <sup>5)</sup>
	1800 m	Alle: 0 <sup>5)</sup>	0 <sup>5)</sup>	0 <sup>5)</sup>
IJsselmuiden	1,5-11 km	Alle: 0	0 <sup>4)</sup>	0
Wilp	25 m <sup>5)</sup>	Alle: 0	+	+
	4 km <sup>5)</sup>		0	0
Joure	600-1900 m	–	0	–
Kampen	100 m	Alle: 0	+	+
	200 m-11 km	Alle: 0	0	0
Naarden II	1,1 en 5 km	Alle: 0	0	–
Assen	1,5 km	Alle: 0	+	–
Weesp	400 m	–	+	+
	2500 m		0	++ <sup>6)</sup>
Zevenaar	100-1000 m	–	+	++
Enschede	750-1000 m	Zn: +	+	+
	2000 m	Alle: 0	0	0
Kerkrade	2500 m	–	(+) <sup>7)</sup>	–
Son I	300 m	Alle: 0	(+)	++
	850-1400 m	Alle: 0	0	+
Klundert	750 m	–	0	–
	2800 m	–	++ <sup>8)</sup>	–
Lutjewinkel	30-850 m	–	0	–
Best	4 (50 – 250 m)	Fe, Ti, Zn: +	–	–
Son II	3 (400-4000 m)	–	0	–
Pijnacker	600-1400 m	Al, Cr, Fe, V: + <sup>9)</sup>	+	–
	3400 m	Alle: 0	0	–
Brunssum	100 m	Al, Cd, Fe, Pb: +	+	–
	600-1400 m	Alle: 0	0	–
Emmercomp.	25-100 m	Sb: +	+	–
	200-6000 m	Alle: 0	0	–
Harderwijk	1200 m	–	0	0
Tilburg	65-120 m	Al, Cd, Co, Cr, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, Zn: +	++	–
	4400-6200 m	Alle: 0	0	–

Locatie	Afstand	Elementen	PAK's	Dioxinen en PCB's
Emmeloord	600-1900 m	Alle: 0	0	–
Velsen	200 m	–	++	–
	1 – 3 km	Alle: 0	0 <sup>10)</sup>	+ <sup>10)</sup>
	4 – 15 km	Alle: 0	0 <sup>10)</sup>	+ <sup>10)</sup>

– = niet gemeten

- 1) Er is één monster gras en één monster boerenkool uit een moestuin genomen en geanalyseerd.
- 2) Resultaten van de bemonstering 3 dagen na de brand. Het hoge gehalte voor lood op 1 km heeft mogelijk een andere oorzaak, namelijk een al aanwezige lokale verontreiniging.
- 3) Enkele dagen na de brand zijn tot 9 km van de brand aanvullende grasmonsters genomen, welke zijn geanalyseerd op elementen, PAK's en dioxinen. In geen van de monsters werden significant verhoogde elementen aangetroffen. Op één locatie (op 2500 m) werd een verhoogde gehalte aan PAK's gevonden, maar die verhoging is zeer waarschijnlijk niet gerelateerd aan de brand. Dioxinen werden tot op 1600 m afstand in licht verhoogde mate teruggevonden.
- 4) Op één locatie, op 7 km van de brand, werden relatief hoge gehalten aan enkele PAK's (fluorantheen, fenanthreen en pyreen) gevonden. Waarschijnlijk is deze verhoging niet gerelateerd aan de brand.
- 5) Naast weidegras zijn ook brandnetels en op de bodem aanwezige bladeren bemonsterd en geanalyseerd.
- 6) Het congenerepatroon van de in dit grasmonster aangetroffen dioxinen week duidelijk af van dat wat normaliter wordt gevonden bij branden. Het verhoogde gehalte is dus waarschijnlijk een gevolg van een andere bron dan de brand.
- 7) In één grasmonster werd een licht verhoogd gehalte aan met name zwaardere PAK's gevonden, in het andere grasmonster was het PAK-gehalte nauwelijks verhoogd.
- 8) In het grasmonster op 2800 m van de bron waren de gehalten aan PAK's veel hoger dan in het grasmonster op 750 m. De verhoging is waarschijnlijk veroorzaakt door een andere bron dan de brand.
- 9) Deze grasmonsters zijn genomen in een kassengebied. De verhoogde gehalten aan metalen zijn mogelijk veroorzaakt door slijtage van of uitloging uit de frames van de kassen.
- 10) In het gebied op 1 km van de brand en verder zijn hier en daar verhoogde gehalten aan PAK en dioxinen in gras gevonden, maar die zijn (op basis van het verspreidingspatroon) niet gerelateerd aan de brand.

Elementanalyses van de monsters in Putten gaven aan dat de monsters voornamelijk bestonden uit koolstof (meer dan 50%) en verder veel chloor bevatten en in mindere mate calcium, titanium en antimoon. Met InfraRood Analyse werd aangetoond, dat de monsters ook ftalaten bevatten. Op basis van deze gegevens werd afgeleid dat de asresten voor een groot deel uit PVC-materiaal bestonden, wat ook werd vermoed op grond van de beschikbare informatie over het bedrijf, een firma die onder meer kunststofafval verhandelde. Zoals aangegeven in de vorige alinea, wees de samenstelling van één van de benedenwinds genomen monsters ook op PVC-achtig materiaal.

In 's Heerenberg en Hasselt zijn eveneens grote partijen kunststoffen (PVC, polyetheen en polypropyleen) verbrand. De asrestmonsters uit deze branden zijn alleen geanalyseerd op dioxinen en deze bleken duidelijk in verhoogde mate aanwezig, net als in de monsters in de omgeving. In de asresten van de brand in Lichtenvoorde en ook in enkele monsters onverbrand materiaal – verschillende kunststofproducten; waarschijnlijk geen PVC – zijn elementen aangetoond die waren terug te vinden in de benedenwinds genomen veegmonsters, namelijk zink, calcium en titanium. Een deel van de partij, bestaande uit geel granulaat, bevatte cadmium, maar dat werd in de veegmonsters niet teruggevonden, mogelijk vanwege haar relatief hoge vluchtigheid.

Bij de brand in een C2-deponie op de Maasvlakte, waar een hoeveelheid doekfilters van een ijzergieterij was gaan broeien, werden in de luchtstofmonsters veel elementen aangetroffen die ook in de asresten voorkwamen: ijzer, lood, silicium, zink, calcium en mangaan. Ook kwam de door de MOD gemeten samenstelling van de asresten goed overeen met de analysegegevens die de ijzergieterij had opgegeven. De concentraties metalen in de luchtmonsters waren echter niet hoog, omdat de monsternamen plaats vonden toen er nog nauwelijks rookontwikkeling was. Opvallend genoeg bevatte het luchtstof ook nikkel, dat niet in de asresten is gevonden.

In Assen brandde een grote opslag met autobanden af. Zowel in de asresten als in de benedenwinds genomen lucht- en veegstofmonsters werden veel zwavel, broom, ijzer en zink gevonden. Ter verificatie zijn enkele stukken van twee autobanden geanalyseerd. Alle monsters bevatten zwavel, zink, magnesium en silicium (één tot enkele procenten) en enkele monsters ook ijzer, chloor, broom, aluminium en calcium. De elementpatronen vertoonden gemiddeld genomen een redelijke gelijkenis met die van de asresten. Op de vraag welke zwavel- en broomverbindingen bij dit soort branden worden gevormd, gaan we in hoofdstuk 5 nader in.

In Beverwijk zijn na een brand in een afgedankte transformator veegmonsters genomen van de wanden van de verbrande transformator en daarnaast enkele monsters asresten. Alle monsters bevatten hoge gehalten aan PCB's, PAK's en dioxinen. De PCB's zijn afkomstig van restanten olie in de transformator. Dioxinen en PAK's zijn waarschijnlijk gevormd uit de PCB's, maar ook verbranding van PVC, dat onder andere voorkomt in kabelmantels, kan daar een rol bij hebben gespeeld. In de veegmonsters zijn hoge tot zeer hoge gehalten aan metalen (zink, koper, lood, barium, chroom en titanium) gevonden. Ook in de brandresten kwamen sommige van deze metalen verhoogd voor. De metalen zijn afkomstig van onderdelen van de transformator zoals de bedrading en de wanden. Bij deze brand zijn geen luchtmonsters genomen (de brand was namelijk al uit toen de MOD werd ingezet), maar wel veegmonsters van een brandweerpak. In deze veegmonsters werden dezelfde componenten gevonden als in de veegmonsters van de wanden en in de asresten, maar dan in lagere gehalten.

Ook bij de brand in een silo in de Botlek is onderzoek gedaan naar de samenstelling van het materiaal uit de brand. Het betrof hier onverbrand materiaal (houtpulp) uit de silo. Enkele monsters pulp zijn verwarmd tot 70°C, waarna een zogenaamde headspace analyse is gedaan van de lucht boven de monsters. Doel hiervan was te bepalen welke gasvormige componenten uit het hout vrijkwamen en na te gaan of deze ook in de omgeving gedetecteerd konden worden. In de lucht boven de pulp werden hoge concentraties VOC's gevonden (in de orde van enkele  $\text{mg m}^{-3}$  tot honderden  $\text{mg m}^{-3}$ ). Deze gegevens zijn verwerkt in de Tabellen 3.2 en 3.3.



## 4. Resultaten literatuurstudie

### 4.1 Inleiding

In paragraaf 2.3.2 is duidelijk gemaakt dat de meetstrategie van de MOD er op is gericht om bij een brand een zo compleet mogelijk beeld te krijgen van concentraties schadelijke componenten in de leefomgeving. De MOD heeft daartoe een breed scala aan instrumenten en methoden ter beschikking. Echter, niet *alle* bij een brand potentieel vrijkomende stoffen worden systematisch door de MOD gemeten. Ten eerste is daar meestal te weinig tijd voor – bij een brand worden immers veel verschillende stoffen gevormd en de meettijd is beperkt – maar ook is van sommige potentieel vrijkomende componenten weinig bekend. Voorbeelden hiervan zijn gebromeerde dioxinen en furanen, nitro-PAK's en aldehyden.

Om hier inzicht in te krijgen hebben wij een literatuurstudie verricht naar stoffen die bij branden vrijkomen. Dit inzicht is van belang voor zowel het verbeteren van de risicobeoordeling als de ontwikkeling van nieuwe adequate meetmethoden. Voor de literatuurstudie is een brede screening gedaan in wetenschappelijke tijdschriften en rapporten en via internet.

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de literatuurstudie samengevat. In paragraaf 4.2 geven we een overzicht van de soorten verbrandingsexperimenten en metingen die zijn gedaan. Daarna bespreken we in een aantal opeenvolgende paragrafen de resultaten van de onderzoeken van de verschillende soorten materialen, waarbij de aandacht vooral uitgaat naar de soorten componenten, die vrijkomen bij verbranding, en hun emissiefactoren.

In hoofdstuk 5 zullen we deze resultaten integreren met die van de eigen metingen om zo tot een zo compleet mogelijk overzicht te komen van de soorten en hoeveelheden aan stoffen die bij verschillende typen branden (kunnen) vrijkomen.

### 4.2 Soorten verbrandingsexperimenten

De algemene indruk uit de literatuurstudie is dat slechts beperkt systematisch onderzoek is gedaan naar emissies van stoffen bij branden. Wel is er veel onderzoek verricht naar fysische aspecten van branden zoals de snelheid van ontbranden, de warmteontwikkeling en het temperatuurverloop. In een aantal van deze studies is ook aandacht besteed aan emissies van stoffen, maar dan vooral 'bekende' verbrandingsproducten zoals koolmonoxide, kooldioxide en stikstofoxiden.

De meeste gerichte onderzoeken naar emissies van stoffen bij branden bestaan uit experimenten op laboratoriumschaal en zijn gericht op specifieke materialen, stoffen of processen. Daarbij worden in een experimentele opstelling, bijvoorbeeld een pyrolyse-oven, onder gecontroleerde omstandigheden kleine hoeveelheden materialen verbrand en

worden de hoeveelheden vrijkomende gassen en (soms) stofdeeltjes gemeten. Relatief veel van deze onderzoeken zijn gericht op de verbranding van rubberachtige materialen en kunststoffen (vooral PVC), maar ook bestrijdingsmiddelen, chemicaliën, olie en hout zijn bestudeerd.

Een probleem bij experimenten op laboratoriumschaal is dat ze onder gecontroleerde omstandigheden plaatsvinden, waarbij meestal één of twee parameters worden gevarieerd en andere zaken constant worden gehouden. Op die wijze kan bijvoorbeeld worden bestudeerd welke en hoeveel stoffen vrijkomen bij verschillende temperaturen en zuurstof-brandstof verhoudingen. Bij 'echte' branden zijn de omstandigheden echter vrijwel niet onder controle te houden en is de variatie van parameters afhankelijk van vele factoren, zoals de weersomstandigheden, de constructie van het gebouw en de werkwijze die wordt gevolgd bij de bestrijding van de brand. Ook zijn er vaak grote hoeveelheden van diverse materialen in de brandhaard aanwezig. Hierdoor zijn de resultaten van laboratoriumexperimenten niet direct te vertalen naar situaties met 'echte' branden, zeker wat betreft de omvang van de emissies. De laboratoriumexperimenten zijn wel nuttig voor de identificatie van stoffen en bestudering van processen, maar minder om de omvang van de emissies te bepalen.

In enkele studies is getracht om met simulatie-experimenten de werkelijkheid van een 'echte' brand te benaderen door grotere hoeveelheden materialen te gebruiken. In het TOXFIRE-project (Petersen en Markert, 1999) zijn emissies van diverse componenten gemeten bij verbranding van chloorhoudende materialen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën op kleine, middelgrote en grote schaal. De experimenten op kleine schaal werden gedaan onder gecontroleerde omstandigheden, maar bij die op grote schaal, uitgevoerd in ruimtes van enkele kubieke meters en met 50 tot 100 kg materiaal, werden bijvoorbeeld de temperatuur en zuurstoftoevoer 'vrijgelaten'. Het verloop van deze branden, de snelheid van ontbranden, temperatuurontwikkeling en ook de emissiefactoren van verbrandingsproducten bleken dan ook te verschillen met die van de experimenten op kleine en middelgrote schaal. Op basis van de resultaten is getracht correctiefactoren af te leiden om de emissiefactoren uit de kleine schaal experimenten te vertalen naar de werkelijke schaal bij 'echte' branden. Dit bleek echter niet eenvoudig, omdat er geen duidelijke relatie was te leggen tussen emissiefactoren, bepaalde brand-gerelateerde parameters en de schaalgrootte van de experimenten.

Het STEP Combustion Project (Smith-Hansen, 1994) had een vergelijkbare opzet als TOXFIRE. Naast bestrijdingsmiddelen en chemicaliën zijn in dit project ook enkele veel voorkomende kunststoffen onderzocht. Ook Hertzberg *et al.* (2003) verbrandden verschillende soorten materialen, waarbij zij emissies van stofdeeltjes, isocyanaten en aminen bepaalden.

Lönnermark en Blomqvist (2005a; 2005b) verrichtten verbrandingsproeven op grote schaal met autobanden en met afval van elektrische apparaten. In een overzichtsartikel van Särqvist (1993) is een groot aantal experimenten beschreven waarbij meubels, apparaten, huishoudelijke artikelen en zelfs hele kantooropstellingen en auto's werden verbrand. Ruokojärvi *et al.* (2000) gingen nog een stap verder. Zij verbrandden grote

hoeveelheden materialen zoals hardboard, meubels en plastic, die zij hadden opgeslagen in een gebouw dat voor brandweeroefeningen werden gebruikt. Op deze wijze werden woningbranden gesimuleerd. De omstandigheden werden niet onder controle gehouden, net als in het geval van 'echte' branden. Enkele jaren eerder deden zij vergelijkbare experimenten, maar dan met huishoudelijk afval op een stortplaats.

Veldmetingen bij echte, dat wil zeggen niet gesimuleerde, branden zijn slechts sporadisch uitgevoerd. In 1975 en 1977 vonden in de USA, in respectievelijk New York en Beverly Hills, twee grote PVC-branden plaats. De gevolgen van deze branden in termen van vrijgekomen stoffen en daaraan gerelateerde gezondheidseffecten zijn uitgebreid onderzocht (Wallace *et al.*, 1982).

Marklund *et al.* (1989) deden onderzoek naar de depositie en emissies van dioxinen als gevolg van een grote PVC-brand in Zweden. Na een brand in een ruimte in een universiteitsgebouw in New York namen Deutsch en Goldfarb (1988) luchtmonsters, veegmonsters, stofmonsters en monsters van tapijt en analyseerden deze op dioxinen. In de betreffende ruimte waren diverse chemicaliën, PVC-materialen en kantoormeubilair aanwezig. Des Rosiers (1987) publiceerde analysedata van dioxinen in roet- en veegmonsters bij zes branden waarin PCB's waren betrokken. Een ander onderzoek naar de verspreiding en depositie van dioxinen is verricht door Draper *et al.* (1988) na een grote brand in California in 1987. Hierbij verbrandde ongeveer 4500 kg pentachloorfenol en een deel van een partij hout dat met dit middel was geïmpregneerd. Wichmann *et al.* (1996) vonden dioxinen in roetmonsters van kleding en handschoenen gedragen door brandweerlieden tijdens het bestrijden van een grote brand. De onderzoekers vermeldden helaas niet welke materialen er verbrand zijn.

Wobst *et al.* (1999) analyseerden veegmonsters op dioxinen, PAK's en PASH (zwavelhoudende polycyclische aromaten), afkomstig uit twee afgebrande woningen met verschillende typen materialen. De ene woning bevatte bijvoorbeeld vrijwel geen kunststoffen, de andere juist veel. Ook Desmet (2005) nam enkele luchtmonsters bij woningbranden en analyseerde die op een breed spectrum aan organische componenten. Behalve bij woningbranden testte Desmet zijn methode uit tijdens een grote, langdurige brand in een in afbouw zijnde teerfabriek in Marly bij Brussel, eind 2003. Deze wordt besproken in paragraaf 4.5, evenals de grote brand die in 2005 uitbrak na een reeks explosies in een opslagdepot voor brandstoffen in Buncefield, Engeland.

In een overzichtsartikel van Lowry *et al.* (1985) zijn resultaten samengevat van metingen bij ongeveer 100 branden van CO, HCN, HCl, aldehyden en vluchtige organische componenten. De metingen zijn veelal zeer dicht bij de brand gedaan en met indicatieve methoden. De branden verschilden sterk in aard en intensiteit. Er is geen onderzoek gedaan naar de relatie tussen de aangetroffen componenten en de materialen die zijn verbrand.

## 4.3 Kunststoffen en additieven

### 4.3.1 PVC en PVC-houdende materialen

Van alle kunststoffen is de verbranding en thermische ontleding van PVC het meest bestudeerd. Aanvankelijk was men hierin geïnteresseerd omdat zuiver PVC gemakkelijk afbreekt onder invloed van zonlicht en warmte. Dit onderzoek richtte zich vooral op het verbeteren van de eigenschappen van PVC en PVC-houdende materialen door toevoeging van stabilisatoren, brandvertragers en andere stoffen. Uit de onderzoeken bleek echter ook dat bij verbranding of ontleding van PVC schadelijke stoffen vrijkomen, waaronder zoutzuur en dioxinen. De laatste twee decennia is de aandacht daarom meer verschoven naar de effecten op milieu en gezondheid bij verbranding van PVC. Dat heeft er ook toe geleid dat het gebruik van PVC onder druk staat.

PVC wordt veelvuldig en wijdverbreid toegepast, onder meer in kabels, verpakkingen en rioleringen. Daarom kunnen bij een 'gewone' brand in bijvoorbeeld een kantoorgebouw al verbrandingsproducten van PVC worden aangetroffen. Bij enkele grote branden, die zich in het verleden hebben voorgedaan, waren flinke hoeveelheden PVC betrokken. Voorbeelden zijn de brand in een grote telefooncentrale in New York, waar veel PVC-houdende kabels lagen (Wallace *et al.*, 1982) en de brand in Holmsund, Zweden, waarin ongeveer 200 ton PVC en 500 ton kunststof tapijten waren opgeslagen in een loods (Marklund *et al.*, 1989). Ook bij de brand in Putten in 1998, waar de MOD zelf metingen heeft gedaan (zie Tabel 2.1), lag naar schatting 10 tot 70 ton PVC-afval opgeslagen. Zuiver PVC bestaat uit koolstof, waterstof en chloor. Het chloorgehalte bedraagt 56%. Bij verbranding van PVC ontstaan daarom naast CO, roet en koolwaterstoffen ook chloorhoudende componenten, vooral HCl. De vorming van CO, roet en koolwaterstoffen wordt besproken bij de overige kunststoffen in de volgende paragraaf. Hier richten we ons op de chloorhoudende componenten.

Uit laboratorium experimenten is gebleken dat er vrijwel altijd veel HCl wordt gevormd (Wagner en Caraballo, 1997; Huggett en Levin, 1987; Packham en Crawford, 1984; Humphreys en Christopher, 1985; Smith-Hansen, 1994; Hirschler, 1999). De opbrengst, dat wil zeggen de werkelijke hoeveelheid gevormd HCl ten opzichte van de theoretisch maximale hoeveelheid, bedraagt tientallen procenten tot soms 100%. Dat betekent dat in de omgeving van een PVC-brand hoge HCl-concentraties kunnen voorkomen. Packham en Crawford (1984) vonden concentraties van 1150 tot 2200 ppm (dat is hoger dan de levensbedreigende waarde van 120 ppm), maar die experimenten werden uitgevoerd in een kleine besloten ruimte.

Bij echte branden zullen de concentraties in de leefomgeving lager zijn vanwege de invloed van de wind maar ook omdat de aanwezigheid van andere materialen de vorming van HCl uit PVC kan beperken. Dit bleek uit experimenten van Packham en Crawford (1984), die kabelmantels van PVC verbrandden op kleine en grotere schaal en bij de laatste een lagere opbrengst aan HCl vonden. Ook Stark *et al.* (1969) toonden aan dat bij verbranding van PVC-strips in een laboratoriumopstelling vrijwel alle chloor werd

omgezet in HCl, terwijl bij de verbranding van PVC-houdend behang in een woonkamer de concentraties HCl niet zo hoog waren.

Uit het TOXFIRE-project blijkt dat de HCl-vorming bij PVC-branden al hoog is bij een temperatuur van 300°C en hoger. Als er goede ventilatie is, is de opbrengst 100%, terwijl bij geringe zuurstoftoevoer nog altijd meer dan 50% van de theoretisch maximale hoeveelheid HCl vrijkomt, ongeacht de schaalgrootte van het experiment. Bij metingen op grotere schaal in het STEP Combustion project, waarbij per experiment 20 tot 60 kg PVC werd verbrand (Månsson *et al.*, 1994), werd een volledige omzetting (100% van de theoretisch maximale hoeveelheid) gevonden.

Volgens het overzichtsartikel van Lowry *et al.* (1985) is bij 9% van de ongeveer 100 door hen bestudeerde branden HCl aangetoond met een maximum concentratie van 40 ppm. In 2,6% van de gevallen lag de concentratie boven de 5 ppm. Deze metingen werden dicht bij de brand uitgevoerd. In het artikel is niet getracht een verband te leggen tussen deze meetresultaten en de soorten materialen die zijn verbrand, maar het is te verwachten dat bij een deel van de branden PVC-houdende materialen betrokken waren.

Huggett en Levin (1987) hebben het verbrandingsproces van PVC uitvoerig bestudeerd. Bij circa 100°C begint PVC langzaam HCl 'te verliezen'. Dit verlies neemt toe met toenemende temperatuur en wordt maximaal vanaf ongeveer 300°C. Volgens Petersen en Markert (1999) is de C-Cl band in PVC niet al te sterk en dissocieert deze al bij relatief lage temperatuur, waarbij HCl ontstaat. Door het 'verlies' van HCl uit het PVC ontstaan onverzadigde C=C verbindingen, waaruit (chloorhoudende) alkenen, aromaten en andere, vooral onverzadigde koolwaterstoffen ontstaan. Uit diverse publicaties (Huggett en Levin, 1987; Wallace *et al.*, 1982; Desmet, 2005; Iida *et al.*, 1974; O'Mara, 1970; Liao en Browner, 1978) hebben we de volgende lijst afgeleid:

- Chloorhoudende aromaten: (gesubstitueerde) chloorbenzenen, chloorstyreen, chloortolueen, chloornaftaleen, chloorbifenyl en een enkele chloorfenol. In één geval zijn ook kleine hoeveelheden PCB's als verbrandingsproduct aangetoond.
- Overige chloorhoudende koolwaterstoffen: chloormethaan, andere gechlloreerde alkanen en alkenen, vinylchloride en fosgeen (opmerking: over het vrijkomen van vinylchloride en fosgeen bij branden met PVC bestaat de nodige twijfel).
- Daarnaast zijn veel niet-gechlloreerde koolwaterstoffen gevonden, vaak in hogere concentraties dan de chloorhoudende koolwaterstoffen. Niet-gechlloreerde koolwaterstoffen komen ook vrij bij verbranding van andere kunststoffen en zullen worden besproken in paragraaf 4.3.2.

Van de meeste van deze componenten zijn geen emissiefactoren bepaald bij verbranding van PVC. Uit de experimenten in het STEP Combustion project (Månsson *et al.*, 1994) is een indicatieve, gemiddelde emissiefactor afgeleid voor totaal koolwaterstoffen van 6,5 g per kg PVC. Voor CO bedroeg de gemiddelde factor 150 g per kg PVC, maar bij de experimenten met slechte ventilatie was de CO-vorming veel hoger. Månsson *et al.* (1994) bepaalden ook de emissiefactoren voor de NO<sub>x</sub> en HCN op respectievelijk 2 en 0,1 g per kg PVC. Blijkbaar worden, ondanks dat PVC zelf geen stikstof bevat, deze

stikstofhoudende gassen toch in geringe mate gevormd. Hertzberg *et al.* (2003) vonden een factor van 40 tot 60 g/kg voor fijnstofdeeltjes.

Een andere belangrijke groep schadelijke componenten die bij PVC-branden ontstaan zijn de PCDD's (polychloordibenzo-p-dioxinen) en PCDF's (polychloordibenzofuranen), samen dioxinen genoemd. De concentraties van de bekende 17 meest schadelijke dioxinen en furanen worden uitgedrukt in TEQ<sup>10</sup>.

Vikelsøe en Johansen (2000) hebben op basis van laboratoriumexperimenten op kleine schaal een emissiefactor bepaald voor dioxinen bij verbranding van PVC: 0,03 en 0,1 µg TEQ per kg PVC bij respectievelijk 900°C en 500°C. Marklund *et al.* (1989) maakten een schatting van de dioxine-emissie na de eerder genoemde brand in Holmsund op basis van analyses van sneeuwmonsters (depositie) op verschillende afstanden van de brandhaard. De aldus geschatte emissiefactor bedroeg 0,01 tot 0,015 µg TEQ per kg PVC, wat lager is dan de resultaten van Vikelsøe en Johansen (2000). Hogere factoren werden gemeten bij de verbranding van PVC geïsoleerde kabels en landbouwplastic in de open lucht: 1 en 6 µg TEQ per kg PVC. Deze waarden zijn veel hoger dan bij de brand in Zweden, waarschijnlijk door grote verschillen in temperatuur bij beide branden. Het is bekend dat de vorming van dioxinen optimaal is bij 200°C tot 500°C.

Overigens toonden Vikelsøe en Johansen (2000) aan dat de emissiefactor voor dioxinen uit PVC-branden relatief laag is vergeleken bij die van andere materialen zoals bepaalde gechloreerde bestrijdingsmiddelen. We komen hier op terug in paragraaf 4.6.

### 4.3.2 Overige 'zuivere' kunststoffen

Ook van andere soorten kunststoffen zijn studies gedaan naar verbrandingsproducten, zij het in beperktere mate dan voor PVC.

Desmet (2005) deed experimenten met polyetheen en polystyreen, waarbij hij de vrijkomende verbrandingsproducten identificeerde. Tewarson *et al.* (1993) voerden uitgebreide verbrandingsexperimenten op laboratoriumschaal uit met polystyreen, polypropyleen, polyetheen, nylon en polymethylmethacrylaat, waarbij naast andere relevante parameters de emissies aan CO, CO<sub>2</sub>, koolwaterstoffen, roet, formaldehyde, HCN en NO<sub>2</sub> werden gemeten. Humphreys en Christopher (1985) verhitten nylon materialen onder gecontroleerde omstandigheden tot 500°C en bepaalden de emissie aan NH<sub>3</sub> door de zuurgraad van het vrijkomende gasmengsel te meten. Uit de experimenten bleek dat de vorming van NH<sub>3</sub> begint bij temperaturen van circa 400°C. Baudry *et al.* (1998) deden pyrolyse-experimenten bij 350, 450 en 700°C met verschillende styreen-gecrosslinkte polyesters, waarbij aan sommige van deze esters dicyclopentadien was toegevoegd om verdamping van styreen tijdens de synthese te reduceren. Het dicyclopentadien vormt eindgroepen in de polymeren en verhoogt ook de brandbestendigheid van het materiaal. De reactieproducten waren naast CO ook vele koolwaterstoffen. Behalve de te verwachten componenten zoals styreen en andere aromaten werden vooral veel zuurstofhoudende koolwaterstoffen gevonden: aldehyden, ketonen, esters, carbonzuren en ftalaten. Polyesters bevatten relatief veel zuurstof en de

reactieproducten ontstaan door directe afbraak van grotere zuurstofhoudende moleculen en door reacties tijdens de brand, waaruit andere zuurstofhoudende koolwaterstoffen werden gevormd.

De tot nu toe besproken experimenten zijn allemaal in het laboratorium gedaan, op kleine schaal. In het STEP Combustion project (Smith-Hansen, 1994) werd de verbranding van verschillende kunststoffen op zowel kleine als middelgrote schaal bestudeerd: PVC, nylon, polypropyleen, zuiver polystyreen en polystyreen met hexabroomcyclodecaan als brandvertrager. In aanvulling hierop werden in het TOXFIRE-project ook verbrandings-experimenten gedaan op grotere schaal, waarbij werd gewerkt met hoeveelheden materialen van 40 tot 160 kg per experiment (Lönnermark *et al.*, 1996; Månsson *et al.*, 1996). Hierbij werden emissiefactoren voor CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, HCN, NH<sub>3</sub>, roet en koolwaterstoffen bij verbranding van polypropyleen en nylon bepaald, zowel onder gecontroleerde omstandigheden als in een opstelling waar het verbrandingsproces min of meer op haar beloop werd gelaten. De op deze wijze gemeten emissiefactoren werden gezien als redelijk representatief voor echte branden.

Hertzberg *et al.* (2003) richtten zich vooral op de vorming van isocyanaten en aminen bij verbranding van kunststoffen en andere materialen, waaronder hout, board, bitumen, glasfiber en wol. Bij alle materialen die stikstof bevatten – van de bestudeerde kunststoffen zijn dat melamine, polyurethaan en laminaat dat waarschijnlijk urea-harsen bevatte – werden isocyanaten gevonden. De emissiefactoren lagen tussen 0,5 en 7 g/kg voor de som van alle isocyanaten. Het meest voor kwamen isocyaanzuur, methyilisocyaan en phenylisocyaan. Aminen kwamen alleen vrij bij verbranding van polyurethaan en in lagere hoeveelheden: 0,1 tot 0,5 g/kg.

Bertrand en Wagner (1997) bepaalden naast SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> ook de emissie aan stofdeeltjes en zware metalen bij de verbranding van diverse kunststofproducten. In hun publicatie staan echter geen gegevens over de samenstelling van de producten, waardoor geen eenduidige relatie is te leggen tussen de omvang en aard van de emissies en de soort kunststof. Wel kan uit hun metingen een indicatieve emissiefactor voor stofdeeltjes worden geschat: 5 tot 50 g per kg kunststof. Deze waarden zijn echter bepaald onder relatief gunstige verbrandingscondities en verwacht mag worden dat bij slechte condities, zoals bij echte branden, de emissie aan stof hoger zal zijn. Het geëmitteerde stof bestond voor 90 tot 95% uit fijn stof (PM<sub>10</sub>).

Davie en Nolan (1993) maten de deeltjesgrootteverdeling van roetdeeltjes bij verbranding van nylon, PVC en polystyreen met en zonder brandvertrager. Bij non-flaming conditions, vergelijkbaar met de smeulfase van een brand, vonden ze voornamelijk fijne deeltjes. Dit komt in grote lijnen overeen met de resultaten van Bertrand en Wagner (1997) en ook met die Hertzberg *et al.* (2003) die aantoonde dat voor diverse kunststoffen en andere materialen de massapijk in de deeltjesgrootteverdeling ligt bij 0,1 tot 0,3 µm. Zij vonden daarbij voor verschillende kunststoffen emissiefactoren van 20 tot 140 g/kg.

Davie en Nolan (1993) bestudeerden de deeltjesvorming tijdens het verbrandingsproces. Aanvankelijk worden veel kleine roetdeeltjes gevormd (diameter in de orde van grootte

van 50 nm), die vervolgens agglomereren tot kettingachtige structuren met een grotere aerodynamische diameter.

In Ulmann *et al.* (2003) en Ortner en Hensler (1995) is een algemeen overzicht gegeven van reactieproducten die kunnen ontstaan bij de verbranding van een groot aantal kunststoffen. De informatie in deze overzichtspublicaties is gedeeltelijk gebaseerd op specifieke onderzoeken en gedeeltelijk op algemene chemische kennis. Hieronder worden de belangrijkste feiten uit deze publicaties en de eerder genoemde onderzoeken samengevat.

Veel kunststoffen bestaan, in 'zuivere' vorm, uitsluitend uit de elementen koolstof en waterstof. Bij verbranding van deze kunststoffen ontstaan waterdamp, CO<sub>2</sub>, CO, koolwaterstoffen en roetdeeltjes. Bij ideale verbranding – dat wil zeggen dat er sprake is van een voldoende hoge temperatuur en voldoende zuurstoftoevoer – ontstaan uitsluitend waterdamp en CO<sub>2</sub>, maar dat komt in de praktijk niet voor. Veelal is er sprake van matige of zelfs slechte verbrandingscondities, waardoor er relatief minder CO<sub>2</sub> en meer CO, koolwaterstoffen en roetdeeltjes vrijkomen (Tewarson *et al.*, 1993).

De koolwaterstoffen die worden gevormd zijn vooral aromatische verbindingen zoals benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen, styreen en derivaten van deze stoffen. Verder worden naftaleen en vele andere soorten PAK's en daaraan verwante verbindingen zoals bi- en terfenylen gevormd. De vluchtige PAK's komen vrij in gasvormige toestand, de niet-vluchtige PAK's zijn gebonden aan de vrijkomende roetdeeltjes. De roetdeeltjes kunnen ook nog andere complexe organische verbindingen bevatten, maar daar is weinig over bekend.

Ook komen er alifatische verbindingen vrij, vooral lineaire, cyclische en vertakte alkanen (methaan, ethaan, propaan, etcetera) en alkenen (ethyleen, propen, buteen, .....). De emissies van deze verbindingen zijn meestal lager dan die van de aromatische componenten. Uit experimenten van Iida *et al.* (1974) is gebleken dat bij hogere temperaturen (tot 700°C) de emissie van alifaten toeneemt en die van aromaten lager wordt.

Afhankelijk van de beschikbaarheid van zuurstof kunnen ook geoxideerde koolwaterstoffen worden gevormd. In enkele studies zijn de volgende componenten gevonden, in uiteenlopende mate: aldehyden (benzaldehyde, formaldehyde en acroleïne), ketonen zoals aceton en acetofenon, fenolen en alcoholen.

Sommige kunststoffen bevatten nog andere elementen dan koolstof en waterstof, namelijk stikstof (polyacrylonitril, nylon en polyamide), zuurstof (de al genoemde polyesters, polycarbonaat, polyvinylalcohol en fenol- en epoxyharsen), zwavel (polyfenyleensulfide en polysulfon), fluor (polytetrafluoretheen oftewel Teflon) en chloor (PVC en PVC-achtige kunststoffen). De laatste groep is al besproken in de vorige paragraaf. Er zijn ook nog kunststoffen, die meerdere van deze elementen bevatten, zoals polyurethaan (PUR) en polyetherimide (PEI) waarin zowel stikstof als zuurstof voorkomen.



Bij verbranding van deze kunststoffen ontstaan naast waterdamp, koolmonoxide, kooldioxide en koolwaterstoffen ook nog andere verbindingen. Dat zijn anorganische gassen zoals blauwzuur, zoutzuur, stikstofoxiden, ammoniak, zwaveldioxide en waterstoffluoride, en organische verbindingen zoals sulfides, carbonylfluoride, alcoholen, esters, isocyanaten en nitrillen. Ook kunnen er, zij het in relatief kleine hoeveelheden, complexere organische verbindingen ontstaan, bijvoorbeeld zwavel- en stikstofhoudende PAK's. Deze complexe verbindingen komen voornamelijk voor in de bij de verbranding gevormde stofdeeltjes. Zwavelhoudende PAK's, veelal aangeduid als PASH, komen 'van nature' voor in fossiele brandstoffen, maar Wobst *et al.* (1999) toonden deze verbindingen ook aan in veegmonsters uit twee afgebrande woningen, waarin geen fossiele brandstoffen aanwezig waren. De auteurs vermoeden dat de PASH waren gevormd bij de verbranding van zwavelhoudende kunststoffen en rubber in de woningen. De gehalten aan PASH waren ongeveer 100 maal lager dan die aan niet-zwavelhoudende PAK's.

Welke componenten vrijkomen en hoeveel hangt af van de verbrandingscondities en het gewichtsgehalte van de betreffende elementen in de kunststof. PVC bestaat bijvoorbeeld voor 56% uit chloor, polytetrafluoretheen voor 85% uit fluor, polyfenyleensulfide voor 32% uit zwavel en polyetherimide voor minder dan 5% uit stikstof.

In Tabel 4.1 is een overzicht gegeven van de componenten die kunnen worden gevormd bij verbranding van verschillende soorten 'zuivere' kunststoffen, dat wil zeggen kunststoffen zonder additieven. De aanwezigheid van additieven kan het verbrandingsproces beïnvloeden. Dat zal in paragraaf 4.3.3 worden besproken.

In het overzicht in Tabel 4.1 hebben we de meest relevante stoffen, qua hoeveelheden en schadelijkheid, opgesomd. Van enkele stoffen zijn indicatieve emissiefactoren gegeven, afgeleid uit diverse experimenten. De gemeten factoren liggen vaak echter ver uit elkaar. Zo vonden Persson en Simonson (1998) bij verbranding van de kunststoffen PVC, polypropyleen, PMMA en nylon emissiefactoren voor CO van 150, 50, 70 en 10 g per kg kunststof. Ook de omstandigheden beïnvloeden de emissies. Andersson *et al.* (1999) vonden bijvoorbeeld een toename in de NO<sub>x</sub>-emissie van 10 tot 300 g per kg nylon bij een temperatuurstijging van 450 naar 600°C. Tewarson *et al.* (1993) toonden aan dat de NO<sub>2</sub>-emissie het hoogst is bij goede verbranding en dat deze afneemt met afnemende verbrandingscondities. Voor HCN daarentegen neemt de emissie juist geleidelijk toe met afnemende verbrandingscondities, behalve als de zuurstoftoevoer vrijwel nihil is (zogenaamde 'non-flaming conditions').

Ook de aanwezigheid van additieven in de kunststoffen kan effect hebben op de vorming van verbrandingsproducten. Persson en Simonson (1998) vonden dat de emissie aan CO bij verbranding van zuiver polystyreen meer dan twee maal zo laag was als bij verbranding van polystyreen met hexabroomcyclodecaan als brandvertrager. In de experimenten van Sårdqvist (1993) was een duidelijk verschil waar te nemen in zowel de emissiefactoren voor CO en CO<sub>2</sub> als de warmte-ontwikkeling bij de verbranding van materialen met en zonder brandvertragers.

Van veel in Tabel 4.1 vermelde verbrandingsproducten zijn helemaal geen emissiefactoren bepaald.

Verbranding van kunststoffen genereert ook stofdeeltjes, voornamelijk fijn stof. Emissiefactoren hiervan zijn sporadisch gemeten. De waarden liggen tussen 20 en 150 g/kg materiaal.

### 4.3.3 Additieven

Producten van kunststof bevatten vaak ook additieven zoals brandvertragers, pigmenten, vulstoffen, smeermiddelen en stabilisatoren. Ook zijn er vele producten waarin naast kunststoffen andere materialen zijn verwerkt. Denk bijvoorbeeld aan elektronica-onderdelen, gemaakt van kunststoffen en metalen, of aan verpakkingen met een bepaalde opdruk (pigmentstof). Bij de verbranding van additieven en andere materialen kunnen vele soorten componenten vrijkomen.

Als het stoffen en materialen van organische aard betreft, zoals ftalaten (weekmakers), organochloorverbindingen (brandvertragers en kleurstoffen), zepen, paraffines en vetzuren (als smeermiddel) en natuurlijke vezels (in textiel), zijn dat grofweg dezelfde soorten componenten als ontstaan bij verbranding van de kunststoffen zelf. Särqvist (1993) toonde bijvoorbeeld aan dat bij de verbranding van een stuk elektriciteitskabel, gemaakt van een kunststof met een gechloreerde brandvertrager vrijwel alle chloor werd omgezet in HCl. O'Mara (1970) identificeerde de componenten die vrijkwamen bij de verbranding van PVC met en zonder ftalaateters (circa 30% op massabasis). Het PVC met ftalaateters gaf – vergeleken met het PVC zonder ftalaateters – minder hoge emissies aan benzeen, toluen en naftaleen te zien, maar meer alkanen, alkenen, CO en CO<sub>2</sub>. Ook werden enkele aldehyden en ftalzuuranhydride gevonden.

Er worden ook organische additieven toegepast met andere elementen zoals broom en fosfor. Diverse broomverbindingen fungeren als brandvertragers. Voorbeelden zijn decabroombifenylnyl, decabroomdifenyloxyde, decabroomdifenyloxyde en hexabroomcyclohexaan. Bij verbranding hiervan ontstaan HBr (Särqvist, 1993), broombenzeen, broomfenolen en andere gebromeerde koolwaterstoffen (Desmet, 2005; Klusmeier *et al.*, 1988). Bij slechte verbrandingscondities worden er ook broomdioxinen gevormd (Klusmeier *et al.*, 1988; Böckler *et al.*, 1996). Deze stoffen worden er van verdacht vergelijkbare toxische eigenschappen te hebben als gechloreerde dioxinen, maar over de toxiciteit van de gebromeerde dioxinen is minder bekend.

Andere brandvertragers zijn rode fosfor (Yeh *et al.*, 1998) en organofosforverbindingen, zoals tris(chloorpropyl)fosfaat. Verbranding van fosforverbindingen geeft onder meer fosforpentoxide. Desmet (2005) vond ook sporen van de brandvertragers zelf terug in de in de rookgassen bij verbranding van polyurethaan waaraan deze brandvertragers waren toegevoegd.

Tot slot worden metaalhoudende verbindingen toegepast als brandvertragers (antimoonoxiden, zinkboraat, aluminiumhydroxide, magnesiumoxide), pigmenten en

kleurstoffen (titanium, lood, chroom, nikkel, cadmium, antimoon, seleen, koper, kobalt, zink, kwik en barium), stabilisatoren tegen afbraak door licht (lood-, zink-, nikkel- en bariumverbindingen), biostabilisatoren (organotin-, organokoper- en organozinkverbindingen en antimoon-, kwik- en arseenhoudende verbindingen), smeermiddelen (lood- en zinkstearaat), vulstoffen (calciumverbindingen) en als 'conductive paint' (koper-, nikkel- en titaanverbindingen). Verder kunnen er resten van metaalverbindingen, die als katalysator worden gebruikt bij het productieproces, in het kunststof materiaal terecht komen. Voorbeelden hiervan zijn antimoon bij de productie van PET en chroom, titanium en kobalt bij de productie van PE en PP.

Bij verbranding wordt, afhankelijk van temperatuur, zuurstoftoevoer en relatieve vluchtigheid van het metaal, een deel van de metaalverbindingen omgezet in metaaloxiden. De metalen komen gedeeltelijk vrij in de vorm van aan stofdeeltjes gebonden metaalverbindingen en metaaloxiden. Het resterende deel blijft achter in de verbrandingsresten (slakken). De mate waarin de metalen voorkomen in ofwel de stofdeeltjes ofwel de verbrandingsresten hangt af van de verbrandingscondities en van de relatieve vluchtigheid van het metaal. Cadmium, lood, antimoon, tin, kwik en zink zijn relatief vluchtig en komen daardoor meer voor in de gevormde stofdeeltjes, terwijl barium, aluminium, ijzer, titanium, nikkel, koper en chroom eerder achterblijven in de slakken.

Iida *et al.* (1974) toonden aan dat de aanwezigheid van metaaloxiden in een kunststof, in dit geval PVC, van invloed was op de emissies aan verbrandingsproducten. Uit hun experimenten bleek dat bij pyrolyse van 'zuiver' PVC bij 500°C vooral aromaten vrijkwamen en in beperkte mate alifaten en enkele gechlorideerde aromaten. Bij toevoeging van metaaloxiden aan het PVC werden er meer alifaten gevormd en minder aromaten.

De componenten die vrijkomen bij verbranding van verschillende additieven zijn toegevoegd in Tabel 4.1. Er zijn geen emissiefactoren gegeven, omdat daar nagenoeg niets over bekend is. Bovendien heeft de aanwezigheid van additieven effect op de verbrandingsproducten die ontstaan uit de materialen waaraan zij zijn toegevoegd. Vlamvertragers vertragen bijvoorbeeld de ontbranding, maar als het materiaal eenmaal brandt worden er meer schadelijke stoffen gevormd dan in het geval het materiaal geen vlamvertragers bevat. Dit bemoeilijkt het bepalen van emissiefactoren.

Tabel 4.1. Overzicht van stoffen die ontstaan bij verbranding van kunststoffen en additieven en hun emissiefactoren.

Kunststof/additief	Mogelijke verbrandingsproducten	Emissiefactor (g/kg)
Polyetheen (PE) Polypropyleen (PP) Polystyreen (PS) Styreencopolymeren (ABS, SAN, etc.) Poly-isobutyleen	Koolmonoxide Aromatische koolwaterstoffen (benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen, enz., styreen, isobutyleen) Alifatische koolwaterstoffen (alkanen, alkenen en derivaten, cyclische alifaten) naftaleen en andere PAK's Aldehyden (formaldehyde, acetaldehyde, acroleïne, enz.) Fenolen	10 – 200 1 – 25 0,5 – 10 0,1 – 1 niet bekend niet bekend
Polyethyleentereftalaat (PET) Polymethylmethacrylaat (PMMA) Polycarbonaat (PC) Polyester (PE) Polyetheretherketon (PEEK) Polyphenylether (PPE) Polyvinylalcohol Fenolharsen Epoxyharsen Cellulose-ether en -ester Polyoxymethyleen (POM) Organische additieven (ftalaten, zepen, paraffines, bepaalde pigmenten e.d.)	<i>Als polyetheen en .....</i> Aldehyden (formaldehyde, acetaldehyde, acroleïne, enz.) en ketonen (aceton) Alcoholen (methanol, ethanol, enz.) Fenol, cresolen en alkylfenolen Furanen Carbonzuren (mierzuur, azijnzuur, enz.) Esters Methylmethacrylaat Ftaalzuur en derivaten	niet bekend  niet bekend niet bekend niet bekend niet bekend niet bekend ~ 0,003 – 0,05 niet bekend
Polyvinylchloride (PVC) PVC-achtigen Organochloorverbindingen (pigmenten, brandvertragers)	<i>Als polyetheen en .....</i> Zoutzuur Gechloreerde alkanen en alkenen Gechloreerde aromaten Fosgeen Vinylchloride Chloor Dioxinen	200 – 500 ~ 0,1 – 1 ~ 0,1 – 1 ~ 0,01 – 0,2 ~ 1 – 3 niet bekend 0,01 – 5 (in µg TEQ/kg)

Polyurethaan (PUR) Acrylonitril-butadien-styreen (ABS) Polyamide en nylon Polyimide Polyacrylonitril (PAN) Polyetherimide (PEI) Organische additieven (pigmenten e.d.)	<i>Als polyetheen en .....</i> Stikstofoxiden Ammoniak Blauwzuur Andere nitrillen (o.a. benzonitril) Aminen Isocyanaten Ureum Nitro-PAK's	5 – 300 3 – 30 1 – 10 ~0,1 – 0,5 0,1 – 0,5 0,5 – 7 niet bekend niet bekend
Polytetrafluoretheen (PTFE) Polyvinylideenfluoride	<i>Als polyetheen en .....</i> Waterstoffluoride Carbonylfuoride	niet bekend niet bekend
Polyfenyleensulfide (PPS) Polysulfon Polyethersulfon Organische additieven (pigmenten e.d.)	<i>Als polyetheen en .....</i> Zwaveldioxide en zwavelzuur Waterstofsulfide en andere sulfides Zwaveltrioxide Koolstofdissulfide	100 – 300 niet bekend niet bekend niet bekend
Organobroomverbindingen (pigmenten, brandvertragers)	<i>Als polyetheen en .....</i> Waterstofbromide Decabroombifenyyl, hexabroomcyclododecaan, deca-, octa- en pentabroomfenyloxyde en tetrabroombisfenol-A) Broomdibenzodioxinen en broomdibenzofuranen	~10 – 80 niet bekend niet bekend
Metaalhoudende additieven (zie hoofdttekst)	Metaaloxiden en andere metaalverbindingen	niet bekend

## 4.4 Rubber en rubberachtige materialen

Het overzicht in Tabel 2.1 geeft aan dat de MOD meerdere malen is ingezet bij branden met autobanden of andere rubberachtige materialen zoals schoenen. Dit soort branden vormt vaak een groot probleem, omdat ze moeilijk zijn te bestrijden – ze duren daarom in de regel nogal lang – en omdat er aanzienlijke hoeveelheden schadelijke stoffen vrijkomen. In de literatuur hebben we een aantal publicaties aangetroffen, waarin specifiek onderzoek was gedaan naar de verbranding van autobanden en andere rubberen materialen.

Fullana *et al.* (2000) onderzochten welke stoffen vrijkomen bij de verbranding van geshredderde stukken autoband in een laboratoriumopstelling. Zij deden experimenten bij verschillende temperaturen (van 650 tot 1050°C) en constante zuurstof-brandstof verhouding en ook bij verschillende zuurstof-brandstof verhoudingen (van 0 tot 1) en constante temperatuur. Lemieux en Ryan (1993) voerden vergelijkbare testen uit, maar bij vaste temperatuur en zuurstoftoevoer. Behalve geshredderd materiaal verbrandden zij ook grotere stukken autoband met als doel de werkelijkheid van een ‘echte’ brand meer te benaderen. Wagner en Caraballo (1997) onderzochten de rookgassen die vrijkwamen bij de verbranding van enkele rubberen en plastic producten waaronder schoenzolen, reparatiepasta voor rubberzolen, twee stukken rubberen band en twee stukken binnenzool. Ze bepaalden de emissies aan zwaveldioxide, zoutzuur, blauwzuur en stofdeeltjes (massa en deeltjesgrootteverdeling) en analyseerden het product, de as en de rookdeeltjes op zware metalen.

Recenter hebben Lönnermark en Blomqvist (2005b) experimenten op grotere schaal gedaan met als doel de omstandigheden van een ‘echte’ brand zo goed mogelijk te benaderen. Hierbij werd per keer een hoop of stapel van circa 250 kg autobanden verbrand. Niet alleen de emissies, maar ook de samenstelling van asresten en bluswater (mits gebruikt) werden onderzocht. Opvallend was de hoge temperatuur in de brandhaard: 1100 tot 1400°C.

Uit deze studies blijkt dat bij de verbranding van rubber de volgende groepen stoffen worden gevormd: koolmonoxide, kooldioxide, zwaveldioxide, blauwzuur, zoutzuur, vele koolwaterstoffen (waarover hieronder meer), PAK's, roetdeeltjes en zware metalen: zink, calcium, silicium, aluminium, ijzer, koper, chroom, nikkel, antimoon, titanium en lood. In het bluswater van de experimenten van Lönnermark en Blomqvist (2005b) zat ook veel broom.

Fullana *et al.* (2000) toonden aan dat de zuurstoftoevoer van grote invloed is op de vorming van stoffen. Bij toenemend zuurstofgehalte nemen de emissies aan aromaten, laagmoleculaire en vertakte alifaten en PAK's af, terwijl die van kooldioxide toeneemt. De emissie aan koolmonoxide neemt aanvankelijk ook toe tot maximaal 250 g CO per kg materiaal, maar bij hoge zuurstoftoevoer neemt die weer af tot enkele tientallen g CO per kg. Ook de vorming van zuurstofhoudende koolwaterstoffen zoals aldehyden, ketonen en alcoholen en die van lange alkanen en andere alifaten neemt licht toe met toenemende

zuurstoftoevoer. De emissiefactoren aan zuurstofhoudende koolwaterstoffen en lange alkanen blijven echter laag vergeleken met die van aromaten en laagmoleculaire alifaten. Ook de temperatuur speelt een rol. Globaal zijn er twee typen stoffen te onderscheiden, één waarbij de vorming afneemt met toenemende temperatuur, vooral bij 850°C en hoger, en één waarbij de vorming optimaal is bij 850°C. De eerste groep bestaat uit zuurstofhoudende koolwaterstoffen, lage alkanen en lage aromaten zoals benzeen en styreen. Tot de tweede groep behoren PAK's, lange alkanen en andere alifaten. De meeste PAK's worden ook bij 1050°C nog gevormd, zij het beperkt.

De experimenten van Lemieux en Ryan (1993) en ook die van Lönnermark en Blomqvist (2005b) zijn zoveel mogelijk gedaan onder omstandigheden die corresponderen met 'normale' branden in de buitenlucht, waarbij de laatste grotere hoeveelheden materialen gebruikte. In beide gevallen zijn emissiefactoren van 50 tot 100 g CO per kg gemeten, wat redelijk overeenkomt met de resultaten van Fullana *et al.* (2000) bij gemiddelde zuurstoftoevoer. Voor zwaveldioxide was de emissiefactor 10 tot 25 g SO<sub>2</sub> per kg, hetgeen betekent dat het meeste zwavel uit de banden – het zwavelgehalte in rubberbanden is ongeveer 1,5% – in zwaveldioxide wordt omgezet. Ook de verbranding van andere rubberen producten gaf veel zwaveldioxide te zien (Wagner en Caraballo; 1997) en daarnaast ook blauwzuur. In één geval (een rubberzool) werd eveneens zoutzuur gedetecteerd, wat er op wijst dat het rubber in dit product chloorhoudende additieven bevatte. Ook Lönnermark en Blomqvist (2005b) vonden zoutzuur (circa 0,5 g/kg) bij branden met autobanden.

Uit enkele van de zojuist besproken onderzoeken is af te leiden, dat de emissiefactor voor stofdeeltjes ligt tussen 10 en 150 g per kg. De grote spreiding heeft deels te maken met verschillen in gebruikte meetapparatuur en deels met de verbrandingscondities; de hoogste waarde geldt voor slechte condities.

Het geëmitteerde stof bestond vooral uit roet, maar bevat ook een aantal van de eerder genoemde elementen en zware metalen. Een aantal daarvan komt voor in rubberbanden. Volgens O'Shaughnessy en Garga (2000) bevatten deze banden naast rubber en koolstof ook calcium en silicium, 1 tot 2% zinkoxide, circa 1% zwavel en andere additieven, waaronder koper-, cadmium- en loodverbindingen. Van de stofdeeltjes is de deeltjesgrootteverdeling bepaald en daaruit bleek dat het voor 90 tot 95% uit fijn stof (PM<sub>10</sub>) bestond.

De koolwaterstoffen die bij verbrandingsproeven met rubber zijn gevonden, zijn hieronder groepsgewijs opgesomd:

- Aromatische koolwaterstoffen: benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen en andere alkylbenzenen, styreen.
- PAK's en daaraan verwante componenten, onder meer biphenyl en biphenyleen; naast de 'bekende' PAK's zoals naftaleen, fluoreen, fenanthreen, anthraceen, pyreen, chryseen en benz(a)pyreen zijn ook vele derivaten van deze componenten aangetoond.
- Alifatische koolwaterstoffen: alkanen, alkenen, alkynen (vooral acetyleen) en vertakte en cyclische derivaten van deze groepen verbindingen.

- Zuurstofhoudende koolwaterstoffen zoals aldehyden, ketonen, alcoholen, fenol, alkylfenolen en een enkele ester, de meeste in relatief lage gehalten.
- Zwavel- en stikstofhoudende koolwaterstoffen: thiazolen en thiofenen, cyanobenzeen, isocyanobenzeen, nitrillen en amides, alle in relatief lage gehalten.

De emissiefactoren voor koolwaterstoffen hangen sterk af van de verbrandingscondities.

Lönnermark en Blomqvist (2005b) onderzochten ook nog de emissies aan dioxinen, maar die bleken laag te zijn. Hertzberg *et al.* (2003) deden proeven met nitrilrubber en vonden daarbij blauwzuur en isocyanaten. Voor de laatste groep componenten werd een emissiefactor van ongeveer 4 g/kg gemeten, die van blauwzuur is niet bepaald. De onderzoekers maten ook de hoeveelheid stofdeeltjes die vrijkwam en die bleek circa 24 g/kg te bedragen.

Om een indicatie te geven, zijn in Tabel 4.2 enkele kentallen vermeld voor de meest voorkomende verbrandingsproducten onder redelijke tot matige verbrandingscondities. Deze komen het meest overeen met de praktijksituaties waar de MOD bij wordt ingezet.

Tabel 4.2. Emissiefactoren van relevante stoffen die vrijkomen bij verbranding van rubberachtige materialen

Component	Emissiefactor (g/kg)	Component	Emissiefactor (g/kg)
Kooldioxide	3000	Alkenen en alkynen	0,5 – 5
Koolmonoxide	50 – 250	Fenolen	0,1 – 0,5
Benzeen	1 – 10	Furanen	0,05 – 0,2
Tolueen	0,3 – 1,5	Aldehyden <sup>2)</sup>	0,05 – 0,4
Ethylbenzeen	0,1 – 0,5	Alcoholen en esters	0,1 – 1
Xylenen	0,2 – 0,1	Thiazolen en thiofenen	0,02 – 0,1
Overige alkylbenzenen (som)	0,1 – 3	Zwavedioxide	10 – 25
Styreen	0,1 – 0,8	Zoutzuur	0,5
Naftaleen	0,5 – 1	Blauwzuur	(10-25) <sup>3)</sup>
Totaal PAK's en daaraan verwante componenten <sup>1)</sup>	1 – 3	Isocyanaten	4 <sup>3)</sup>
Methaan	0,5 – 1	Fijn stof	5 – 120
Overige alkanen	0,1 – 1,5	Dioxinen	0,5 – 3 <sup>4)</sup>

<sup>1)</sup> Hierin zijn ook de naftaleenderivaten, zoals methylnaftaleen, inbegrepen.

<sup>2)</sup> Van deze groep komt benzaldehyde verreweg het meest voor in de onderzochte rookgassen.

<sup>3)</sup> Blauwzuur en isocyanaten worden alleen gevormd bij verbranding van nitrilrubber. De emissiefactor voor blauwzuur is indirect afgeleid en moet als zeer indicatief worden beschouwd.

<sup>4)</sup> Uitgedrukt in ng TEQ dioxinen per kg hout.



## 4.5 Olie en olie-achtige materialen

De MOD heeft in haar bestaan nimmer te maken gehad met 'zuivere' oliebranden, maar wel met branden waar olie of olie-achtige materialen betrokken waren, bijvoorbeeld de branden in Drachten (chemisch afval), Alkmaar (stook- en smeerolie en koelmiddelen) en Joure (bitumen, olie en teer).

Olie bestaat vrijwel uitsluitend uit koolwaterstoffen en dan vooral koolwaterstoffen bestaande uit de elementen koolstof (85-87%) en waterstof (10-12%). Daarnaast komen er, afhankelijk van het type olie, andere elementen in voor: zwavel, zuurstof, stikstof en chloor. Ook kan olie kleine sporen metalen bevatten. Bij verbranding van olie ontstaan ruwweg dezelfde verbindingen als bij de verbranding van 'zuivere' kunststoffen en rubber: waterdamp, CO<sub>2</sub>, CO, koolwaterstoffen, roetdeeltjes en, afhankelijk van de samenstelling van de olie, zwaveldioxide en PAK's.

Er zijn diverse onderzoeken gedaan naar de emissies en verspreiding van rookpluimen bij oliebranden, in het bijzonder op zee. Ross *et al.* (1996) verrichtten vanuit een vliegtuig metingen van diverse componenten in de rookpluim van enkele oliebranden op open zee in het kader van de NOBE-studie (Newfoundland Offshore Burn Experiment). Uit de meetgegevens en de koolstofbalans (de som van alle koolstofhoudende componenten die worden geëmitteerd moet gelijk zijn aan de totale hoeveelheid koolstof uit de olie) hebben zij emissiefactoren berekend. Ook Evans *et al.* (1988) deden simulatie-experimenten met verbranding van olie op water, maar dan op veel kleinere schaal namelijk met olieplassen van ongeveer 1 m doorsnee. De emissiefactoren bleken redelijk goed overeen te komen met die van Ross *et al.* (1996) en ook met factoren afgeleid uit metingen bij oliebranden in Kuwait (Laursen *et al.*, 1992).

MacGrattan *et al.* (1997) hebben de verspreiding van rookpluimen bij oliebranden op zee uitgebreid bestudeerd. Zij maten concentraties in de rookpluim op verschillende afstanden tot de bron en vergeleken de meetwaarden met modelmatig berekende concentraties, waarbij de emissiefactoren van onder andere Ross *et al.* (1996) werden gebruikt. Gemeten en berekende concentraties kwamen goed overeen. Op 5 tot 15 m benedenwinds van de brand bedroegen de PM<sub>10</sub>-concentraties 1000 tot 5000 µg m<sup>-3</sup>. Deze waarden zijn vergelijkbaar met wat de MOD vond bij branden met veel koolwaterstofhoudende materialen zoals chemisch afval, verf en autobanden.

In een overzichtsartikel van Lemieux *et al.* (2004) zijn emissiedata gegeven van een aantal specifieke koolwaterstoffen die worden gevormd bij branden met olie en olieproducten. Desmet (2005) trof bij luchtmetingen benedenwinds van een brandende teerfabriek, waarover zo meer, vergelijkbare componenten:

- naftaleen en naftaleenderivaten;
- andere PAK's en bifenylen;
- aromaten, vooral benzeen, maar ook toluen, ethylbenzeen, xylenen, styreen, enzovoorts;
- aldehyden (onder andere formaldehyde en benzaldehyde), fenol, benzoëzuur en een enkele keton, furan en alcohol;
- thiolenen (onder andere benzothiofeen).

Pfeiffer *et al.* (2000) onderzochten de emissies van dioxinen in rookgassen van onder andere oliekachels. Deze emissies bleken erg laag, wat is te verwachten aangezien olie weinig chloor bevat. De gemeten emissiefactoren varieerden van 0,002 tot 0,14 ng TEQ per kg materiaal en dat is 1000 tot 100.000 maal lager dan voor PVC.

De verbranding van bitumen is onderzocht door Hertzberg *et al.* (2003). Zij maten de emissies van CO, stofdeeltjes, blauwzuur, aminen en isocyanaten. Voor stof vonden ze een emissiefactor van ongeveer 40 g/kg. De CO-emissie was relatief laag en de andere componenten werden niet of nauwelijks gevonden.

Naast resultaten van simulaties zijn er meetgegevens verzameld bij 'echte' branden. In december 1995 ontstond er na een reeks explosies een grote brand in een opslagdepot voor olieproducten, voornamelijk allerlei brandstoffen, in Buncefield, Engeland. Deze brand duurde enkele dagen. In die tijd zijn is er naar schatting 800.000 ton brandstoffen verbrand. Targa *et al.* (2006) hebben uitgebreid onderzoek gedaan naar concentraties schadelijke stoffen in de omgeving van deze brand. Daartoe hebben zij data geanalyseerd van verschillende luchtmeetnetten in Zuidoost Engeland. Ook hebben zij aanvullende metingen gedaan op leefniveau in de directe omgeving van de ramplocatie. Tot slot zijn er met een vliegtuig enkele metingen verricht in de rookpluim. Door de enorme hitte steeg deze pluim in de beginfase tot 3000 m hoogte, waardoor ze door de grenslaag heen brak en zich in de vrije troposfeer verspreidde in horizontale richting. Als gevolg daarvan waren er op leefniveau niet of nauwelijks verhoogde concentraties waar te nemen. In een later stadium, toen er nog enkele kleinere brandhaarden actief waren, was de pluimstijging veel minder. Niettemin zijn ook toen, op een enkele uitzondering na, geen verhoogde concentraties van verbrandingsproducten gemeten op één van de meetstations. In de directe omgeving van de brandhaard zijn wel hoge concentraties van diverse koolwaterstoffen gevonden, maar die zijn gelet op het patroon aan componenten eerder het gevolg van verdamping uit de opslag dan van verbranding. Uit de met het vliegtuig gemeten deeltjesgrootteverdelingen en zwarte rook concentraties is de concentratie PM<sub>2,5</sub> in de rookpluim berekend. Deze bedroeg 300 tot 500 µg m<sup>-3</sup> in de rookpluim op 500 tot 700 m boven de brandhaard. Opvallend was dat het stof nagenoeg geen PAK's bevatte. De verzamelde meetgegevens waren onvoldoende bruikbaar om emissiefactoren te bepalen.

Een andere grote brand met koolstofhoudende materialen was die in Marly bij Brussel, eind 2003. Deze brand in een in afbouw zijnde teerfabriek duurde bij elkaar ruim 8 dagen en leidde tot veel stank- en gezondheidsklachten in de omgeving. De stank was soms zelfs tot in Nederland en Duitsland (op meer dan 80 km van de bron) waarneembaar. Desmet (2005) voerde op enkele dagen metingen uit benedenwinds van deze brandende teerfabriek. Die metingen waren vooral gericht op het identificeren van vrijkomende componenten en niet op het bepalen van de concentraties en emissies.

De emissiefactoren, voornamelijk afgeleid uit de verschillende laboratoriumstudies, zijn samengevat in Tabel 4.3. We merken op dat de factoren enigszins overeenkomen met die voor verbranding van rubber en sommige kunststoffen. Dat is niet verwonderlijk omdat al

deze materialen voornamelijk bestaan uit koolstofcomponenten. Er zijn echter ook verschillen, die deels zijn te verklaren doordat olie en olieachtige producten vrijwel geen toevoegingen bevatten en zij ook gemiddeld genomen beter branden. Opvallend is dat bij oliebranden meestal hogere emissiefactoren voor fijn stof worden gevonden. In alle gevallen bestaat het grootste deel (80-95%) van de vrijkomende stofdeeltjes uit fijn stof.

Tabel 4.3. Emissiefactoren van relevante stoffen die vrijkomen bij de verbranding van olie

Component	Emissiefactor (g/kg)	Component	Emissiefactor (g/kg)
Kooldioxide	2800	PAK's (som)	~ 0,1
Koolmonoxide	3 – 30	Zwavel dioxide <sup>1)</sup>	3 – 25
Koolwaterstoffen (som)	5	Stikstofoxiden	~ 1
Benzeen	0,3 – 1	Fijn stof (PM <sub>10</sub> )	40 – 130
Aldehyden	0,2 – 0,5	Totaal stof	150

<sup>1)</sup> Afhankelijk van het zwavelgehalte van de olie.

Een aparte categorie vormen de PCB-houdende oliën. Deze werden vroeger toegepast in transformatoren en andere systemen. Hoewel het gebruik van PCB-houdende oliën inmiddels sterk is teruggedrongen, komen deze componenten soms nog voor in oude transformatoren, zoals die bij de brand in Beverwijk (zie Tabel 2.1). Ook in het afvalbedrijf in Drachten lagen PCB's opgeslagen.

PCB's bevatten naast koolstof en waterstof vooral veel chloor, net als PVC. Het is daarom te verwachten dat bij verbranding globaal dezelfde typen verbindingen vrijkomen als bij PVC-branden, zoals zoutzuur, dioxinen en andere gechloreerde koolwaterstoffen. Omdat PCB's qua chemische structuur verwant zijn aan dioxinen en moeilijker afbreekbaar zijn dan PVC, zal de emissie aan dioxinen waarschijnlijk hoger zijn dan bij PVC-branden en de emissie aan zoutzuur lager. Ook zijn er hoge emissies aan PAK's en daaraan gerelateerde (complexe) organische verbindingen te verwachten.

Des Rosiers (1987) publiceerde dioxinegehalten in roet- en veegmonsters genomen bij zes branden (USA) met PCB's, onder andere in transformatoren en chemisch afval. In één geval waren de concentraties hoog (brand in een transformator met 1060 liter Pyranol, een mengsel van 65% PCB's en 35% tri- en tetrachloorbenzenen), in twee andere gevallen matig en bij de overige branden zijn geen PCDD's gevonden, maar wel PCDF's, in wisselende gehalten. PCDD's en PCDF's zijn ook aangetroffen in de bodem van een afvalopslaglocatie en op plaatsen waar voorheen PCB-houdende olie is verbrand. Uit de analysegegevens is geen emissiefactor te schatten.

## 4.6 Bestrijdingsmiddelen en overige chemicaliën

Chemicaliën worden toegepast in uiteenlopende industriële processen en ook voor andere doeleinden en komen daarom veelvuldig voor. Denk aan de chemische industrie en daaraan verwante bedrijven (metaalverwerkers, levensmiddelenindustrie, galvanobedrijven), maar bijvoorbeeld ook aan universiteiten en onderzoeksinstituten. Verder worden chemicaliën, vaak in kleinere hoeveelheden, toegepast als schoonmaakmiddel, bestrijdingsmiddel (landbouw, gemeentelijke diensten), bouw materiaal (verven, lijmen en kittens), etcetera.

Veel chemicaliën, en dat geldt zeker voor bestrijdingsmiddelen, zijn van zichzelf al toxisch en bij verbranding kunnen er ook nog andere toxische stoffen worden gevormd. Bij een brand met chemicaliën – en daaronder valt ook chemisch afval – zal men daarom snel geneigd zijn concentraties van stoffen in de omgeving te meten. De MOD is dan ook een aantal malen ingezet bij branden waar chemicaliën bij waren betrokken, onder andere in Drachten (chemisch afvaldepot), Naarden (chemisch laboratorium), Enschede (grondstoffenopslag voor rubber) en Klundert (chemisch bedrijf).

Ook zijn er verschillende onderzoeken gedaan naar branden met chemicaliën. Merz *et al.* (1986) voerden proeven uit met enkele chemicaliën op laboratoriumschaal. In zowel het TOXFIRE (Lönermark *et al.*, 1996; Månsson *et al.*, 1996; Andersson *et al.*, 1999) als het STEP Combustion project (Smith-Hansen, 1994) zijn gecontroleerde verbrandingsexperimenten gedaan met een aantal chemicaliën op verschillende schaalgroottes.

De in TOXFIRE onderzochte chemicaliën zijn: heptaan ('simpele' koolwaterstof), chloorbenzeen (gechloreerde koolwaterstof), tetramethylthiuram monosulfide (zwavel- en stikstofhoudende koolwaterstof), 4-chloor-3-nitrobenzoëzuur (gechloreerde en stikstofhoudende koolwaterstof) en dimethoat (pesticide, dat zwavel, stikstof en fosfor bevat). Chloorbenzeen en dimethoat zijn ook bestudeerd in het STEP project. De andere chemicaliën in dit project waren azinphos-methyl, methylparathion, 2-methyl-4-chloorphenoxyazijnzuur (MCPA), lindaan en ammoniumnitraat.

De resultaten van de experimenten waren zeer verschillend. Bij goed brandbare stoffen zoals heptaan was er meestal sprake van een hoge temperatuur (450 tot 600°C), veel CO<sub>2</sub> vorming en een lage emissie aan CO en koolwaterstoffen, behalve in de gevallen dat de ventilatie sterk werd beperkt (lage zuurstoftoevoer).

De stoffen 4-chloor-3-nitrobenzoëzuur en dimethoat gaven een heel ander beeld. Bij de experimenten op kleine en middelgrote schaal was de temperatuur meestal laag (80 tot 400°C) en ook de opbrengst aan CO<sub>2</sub> was aan de lage kant (5 tot 50%), ondanks voldoende toevoer van zuurstof. Daarentegen kwamen soms grote hoeveelheden CO en koolwaterstoffen vrij. De experimenten op grote schaal gaven een ietwat hogere temperatuur en CO<sub>2</sub> emissies en een lagere CO-productie te zien. De emissiefactor aan koolwaterstoffen lag tussen 5 en 80 g per kg materiaal.

Bij chloorbenzeen was het beeld heel wisselend, afhankelijk van de omstandigheden. Zoals verwacht gaven de experimenten met chloorhoudende koolwaterstoffen hoge emissies aan HCl. Deze varieerde van 60 tot 100% van de maximaal mogelijke opbrengst, vergelijkbaar met de emissiefactor bij PVC-branden. De emissie nam toe bij

toenemende temperatuur. Bij de experimenten op grote schaal was de HCl-vorming lager, variërend van 20 tot 65% van de maximaal mogelijke opbrengst. De chloorhoudende koolwaterstoffen gaven een hogere CO-emissie te zien dan de niet-chloorhoudende. Ook de emissies van SO<sub>2</sub> waren hoog, namelijk 50 tot 100% van de maximaal mogelijke opbrengst. Alleen in de experimenten op grote schaal bij slechte ventilatie werd een lagere SO<sub>2</sub>-emissie gevonden. De hoogste omzetting in SO<sub>2</sub> werd bereikt met de thiofosfaten (bepaald type bestrijdingsmiddelen).

Voor NO<sub>x</sub> uit stikstofhoudende chemicaliën was de emissie meestal lager, variërend van 0,2 tot 40% van de maximaal mogelijke opbrengst. De lage waarden werden vooral gemeten bij de verbranding van dimethoaat. Ook bij de experimenten met stikstofloze chemicaliën werd NO<sub>x</sub> aangetoond, maar steeds in zeer lage hoeveelheden. Dit NO<sub>x</sub> wordt gevormd door oxidatie van het stikstof uit de aanwezige lucht. Bij verbranding van stikstofhoudende chemicaliën ontstonden meestal ook HCN en NH<sub>3</sub>, maar in relatief lage emissies maximaal 6 g per kg materiaal.

Bij alle experimenten werden in de emissiestroom ook roetdeeltjes gedetecteerd. De emissiefactoren waren echter zeer verschillend, van 2 tot 300 g per kg materiaal. Hoewel er geen eenduidige relatie is te leggen met bepaalde parameters, volgt uit de resultaten wel het beeld dat slechte verbranding (weinig zuurstof, lage temperatuur) meer roetvorming geeft.

Ook de emissies aan koolwaterstoffen geven een gevarieerd beeld te zien, zowel qua hoeveelheden als qua soorten stoffen. De meest voorkomende koolwaterstoffen zijn aromatische verbindingen (vooral benzeen, toluen, xyleen en naftaleen en – als het materiaal chloor bevat – ook gechloreerde aromaten zoals chloorbenzenen en chloorbifenylen), ongeacht of het verbrande materiaal alifatisch of aromatisch van aard was. Daarnaast zijn in enkele gevallen alkanen, alkenen, fenol en cresolen, azijnzuur, nitrofenol, chloorfenol, chloorbenzofuran en chloorcresol, chloorbutadien, benzonitril, acetonitril, isocyanoverbindingen, chlooranilines, chloorbenzotrillen, bifenyl en diverse PAK's gevonden. De verbranding van organofosforverbindingen gaf lagere emissies aan koolwaterstoffen te zien dan bij de andere chemicaliën. Ook werden in de emissiestroom soms de onderzochte chemicaliën zelf of fragmenten daarvan gedetecteerd, zoals chloorbenzeen, thiram en 2-chloorbenzonitril. Dit wordt ook wel de 'survival fraction' genoemd, die soms enkele procenten tot 10% kan bedragen.

We merken op dat er ten aanzien van de koolwaterstoffen uit de verschillende studies geen congruent beeld volgt, waardoor niet kan worden uitgesloten dat er nog andere componenten kunnen vrijkomen die in deze studies niet zijn aangetroffen.

Matthijsen *et al.* (1998) hebben een literatuurstudie gedaan naar de vorming en emissies van anorganische gassen bij verbranding van chemicaliën en bestrijdingsmiddelen op laboratoriumschaal en de resultaten in een overzichtsrapport samengevat. De data zijn veelal afkomstig uit kleinschalige laboratoriumexperimenten onder gunstige omstandigheden en met geringe hoeveelheden uitgangsstoffen. De testcondities in de onderzoeken zijn verschillend, waardoor resultaten niet altijd vergelijkbaar zijn.

Uit de studie volgt dat bij verbranding van chloorhoudende chemicaliën meestal veel HCl ontstaat, in overeenstemming met de resultaten van het TOXFIRE-project. Alleen bij temperaturen onder 500°C is de omzetting in HCl soms lager. Andere chloorhoudende componenten zoals Cl<sub>2</sub> en COCl<sub>2</sub> (fosgeen) werden in deze experimenten vrijwel niet gevormd (opbrengst 0,003 tot 2%).

Bij verbranding van zwavelhoudende componenten ontstaat vrijwel altijd veel SO<sub>2</sub>, ook al bij wat lagere temperaturen. De opbrengst is tientallen procenten tot bijna 100% en ook deze cijfers stemmen overeen met die van het TOXFIRE-project. Bij één experiment (verbranding van het bestrijdingsmiddel parathion bij 700°C) is een geringe hoeveelheid H<sub>2</sub>S gevonden. In twee experimenten is COS aangetoond en in één geval CS<sub>2</sub>, ook in beperkte mate.

De opbrengst aan stikstofoxiden (NO en NO<sub>2</sub>) is over het algemeen geringer, in de orde van enkele procenten tot 20%. Bij enkele chemicaliën kwam bij verbranding ook lachgas (N<sub>2</sub>O) vrij en wel in opbrengsten van 15 tot 40%. Lachgas is niet erg toxisch, maar wel een broeikasgas.

Andere stikstofhoudende gassen die bij branden worden gevormd zijn HCN en NH<sub>3</sub> (ammoniak). De productie aan HCN en NH<sub>3</sub> is zeer verschillend. Veel HCN (25-100% opbrengst) is gevonden bij de verbranding van linuron en parathion, terwijl bij andere chemicaliën weinig tot zeer weinig HCN is aangetoond. Er lijkt geen relatie tussen de HCN-vorming en de structuur van de stoffen te zijn. Ammoniak geeft hetzelfde beeld: soms komt er veel NH<sub>3</sub> vrij, soms vrijwel niets. In het TOXFIRE-project werden geen hoge emissies aan HCN en NH<sub>3</sub> gevonden, maar in dit project is slechts een beperkt aantal stikstofhoudende chemicaliën onderzocht. Hoe HCN en NH<sub>3</sub> precies gevormd worden, is niet helemaal duidelijk. Zowel uit stoffen met amide- of aminegroepen als uit stoffen met een nitrogroep blijkt HCN te kunnen ontstaan bij verbranding, met name bij temperaturen boven de 600°C.

Fosforpentoxide (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) is aangetoond bij verbranding van fosforhoudende bestrijdingsmiddelen zoals dimethoaat en methylparathion met een opbrengst van 40-95%. Het zij vermeld dat vermoedelijk niet bij alle bestudeerde experimenten met fosforhoudende stoffen op P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> is gemeten.

In het onderzoek van Vikelsøe en Johansen (2000), die met verbrandingsexperimenten op kleine schaal emissiefactoren voor dioxinen hebben bepaald, zijn naast PVC ook een tiental chloorhoudende chemicaliën, waaronder een aantal bestrijdingsmiddelen, onderzocht. De factoren varieerden van 0,001 tot 740 µg TEQ per kg (bij 500°C) en van 0,0002 tot 160 µg TEQ per kg (bij 900°C). De hoogste waarden werden gevonden voor pentachloorphenol en de laagste voor dichlobenil. De materialen met de hoogste 'opbrengst' aan dioxinen bevatten, op een enkele na, aromatisch gebonden chlooratomen. Uit twee aanvullende experimenten op middelgrote en grote schaal leidden de onderzoekers af, dat de resultaten van de laboratoriumexperimenten kunnen worden vertaald naar werkelijke omstandigheden (grote schaal) door hen te corrigeren met een factor 4.

Bovenstaande toont aan dat het verbrandingsgedrag van chemicaliën, en daarmee ook de daarbij ontstane verbindingen, heel verschillend kan zijn. Het is daarom niet mogelijk algemene richtlijnen te geven over welke stoffen vrijkomen bij branden met chemicaliën en bestrijdingsmiddelen, laat staan dat er algemene emissiefactoren kunnen worden gehanteerd. Men zal branden met dit soort materialen van geval tot geval moeten onderzoeken. Alleen kleine geoxideerde verbindingen, zoals CO, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> kunnen vrijwel altijd worden verwacht bij branden met chemicaliën en bestrijdingsmiddelen. Het verdient daarom aanbeveling om bij dit soort branden in ieder geval op deze (groepen) stoffen te meten.

## 4.7 Hout en papier

Er is veel onderzoek gedaan naar emissies bij bos- en vegetatiebranden (biomass burning; Levine, 1993). Omdat bos deels bestaat uit hout en papier grotendeels uit hout wordt vervaardigd, zou men kunnen veronderstellen dat de emissiefactoren bij bosbranden ook gebruikt kunnen worden om de emissies bij verbranding van hout en papier te bepalen. Het probleem is echter, dat bij een bosbrand het hout meer vocht bevat en er ook vegetatie mee verbrandt, dat een nog hoger vochtgehalte heeft dan het hout zelf. Dit vocht belemmert een optimale verbranding, waardoor er naar verwachting meer CO, koolwaterstoffen, stofdeeltjes en dergelijke gevormd zullen worden dan bij verbranding van droog hout.

In 2005 hebben Dusseldorp en Mennen (2005) een literatuurstudie gedaan naar emissies bij verbranding van resthout van fruitbomen en sierbomen. Uit de literatuurgegevens bleek dat voor diverse verbindingen, waaronder CO, koolwaterstoffen en PAK's, de emissiefactoren bij bosbranden tot maximaal een factor 3 hoger waren dan bij verbranding van, veel droger, resthout.

Er zijn ook enkele studies gepubliceerd waarbij de verbranding van hout is onderzocht onder gecontroleerde omstandigheden. Bij de meeste van deze onderzoeken is droog hout gebruikt en de emissiefactoren liggen in dezelfde orde van grootte als de waarden die Dusseldorp en Mennen (2005) hebben afgeleid voor rest- en snoeihout.

Uit elementanalyses van hout door Pfeiffer *et al.* (2000) bleek dat hout relatief veel zuurstof bevat (38%) ten opzichte van andere brandstoffen zoals gas en olie. Het is dus te verwachten dat verbranding van hout zuurstofhoudende componenten genereert. Dat wordt bevestigd door experimenten van Merz *et al.* (1986), Tewarson *et al.* (1993) en Desmet (2005), waarin naast aromatische en alifatische koolwaterstoffen ook aldehyden, furfural, aceton, fenolen en furanen werden gedetecteerd. Sommige (methoxy)fenolen komen vrij door decompositie van lignine, een belangrijk bestanddeel van hout. Bij experimenten met geperst hout vond Desmet (2005) enkele stikstofverbindingen (stikstofoxiden, N,N-dimethylformamide, pyridine, pyrazine en een enkele nitril), afkomstig van ureumformaldehyde dat als bindmiddel wordt toegepast. Volgens metingen van Hertzberg *et al.* (2003) ontstaan daarbij ook isocyanaten. Zij bepaalden de emissiefactor voor deze groep componenten op 0,7 g/kg. Bij 'schoon' hout werd ook een

geringe hoeveelheid isocyanaten gevonden (0,02 g/kg). De onderzoekers maten ook emissies van fijn stof en vonden factoren van respectievelijk 2 en 4 g/kg voor 'schoon' en geperst hout.

De aanwezigheid van zuurstof in hout beïnvloedt de CO-emissie. Deze is meestal hoger dan voor andere brandstoffen zoals olie, terwijl de emissie aan koolwaterstoffen en roet uit hout juist lager is dan bij andere brandstoffen. Volgens Pitts (1996) wordt hout bij hoge temperatuur gepyrolyseerd, waarbij er dankzij de zuurstof in het hout ook bij hoge temperatuur (600°C en hoger) veel CO gevormd kan worden. Uit de diverse onderzoeken zijn CO-emissiefactoren gevonden van 20 tot 100 g per kg hout. Hirschler (1999) vond bij verbranding van Douglas dennen onder ongunstige condities zelfs een emissiefactor van 200 g per kg hout.

In het onderzoek van Pfeiffer *et al.* (2000) is ook de dioxine-emissie gemeten. Deze varieerde van 0,2 tot 0,8 ng TEQ per kg hout, waarbij de emissie licht toenam bij toenemende temperatuur. De emissiefactor is veel lager dan bij verbranding van PVC en andere chloorhoudende materialen. In het artikel is niet aangegeven wat de bron is van de dioxinen. Vermoedelijk zijn dat sporen van chloor in het hout.

De gegevens uit de bovengenoemde studies zijn samengevat in Tabel 4.4. Deze factoren hebben betrekking op onbehandeld hout of houtproducten zoals spaanplaat. In bewerkt hout kunnen nog andere stoffen voorkomen zoals verduurzamingsmiddelen en verf. Deze kunnen invloed hebben op de emissiefactoren en ook kunnen er bij verbranding andere componenten uit worden gevormd. Desmet (2005) bestudeerde de verbranding van onbehandeld en gecreosoteerd hout. Het gecreosoteerde hout gaf bij verbranding veel PAK's, ook zuurstof-, stikstof- en zwavelhoudende PAK's. Ook bij het onbehandelde hout werden deze componenten gevonden, maar de emissiefactoren waren veel lager. Alleen fenol werd bij alle experimenten in gelijke mate teruggevonden

Tabel 4.4. Emissiefactoren van relevante stoffen die vrijkomen bij de verbranding van hout

Component	Emissiefactor (g/kg)	Component	Emissiefactor (g/kg)
Kooldioxide	2100	Zwavedioxide	0,05 – 0,3
Koolmonoxide	20 – 100 <sup>1)</sup>	Stikstofoxiden	1 – 5
Koolwaterstoffen (som)	1 – 10	Ammoniak	0,02 – 0,5 <sup>2)</sup>
Benzeen, toluen	0,1 – 0,3	Blauwzuur	< 0,001
Fenol	~ 0,1	Isocyanaten	0,02 – 0,7 <sup>2)</sup>
Formaldehyde, acetaldehyde	0,2 – 1	Acetonitril	~ 0,1
PAK's (som)	0,02 – 0,3	Fijn stof (PM <sub>10</sub> )	2 – 8 <sup>3)</sup>
Benz(a)pyreen	0,00001 – 0,0003	Dioxinen	0,2 – 0,8 <sup>4)</sup>

<sup>1)</sup> Bij slechte verbrandingscondities kan de CO-emissie oplopen tot 200-500 g/kg.

<sup>2)</sup> De hoogste waarden zijn gemeten bij verbranding van geperst hout met ureum-formaldehyde bindmiddelen.

<sup>3)</sup> Bij smeulende bosbranden zijn emissiefactoren van 20 g/kg gevonden.

<sup>4)</sup> Uitgedrukt in ng TEQ dioxinen per kg hout.



## 4.8 Diverse

In de voorgaande paragrafen hebben we onderzoeksresultaten besproken voor een aantal verschillende soorten materialen, waarvan bekend is dat ze bij verbranding aanzienlijke emissies van bepaalde toxische componenten kunnen geven.

Van andere soorten materialen, zoals voedingsmiddelen, agrarische producten, textiel, machines en andere metalen constructies, is weinig bekend. Branden met zulke materialen komen minder vaak voor, omdat ze minder brandbaar zijn dan bijvoorbeeld olie. Toch kunnen ook bij branden met agrarische producten of textiel, als ze zich voordoen, verhoogde concentraties van bepaalde componenten in de lucht voorkomen. Denk aan cacaobranden, waarbij vaak sprake is van slechte verbranding met hoge emissies aan CO en stofdeeltjes als gevolg. Merz *et al.* (1986) verbrandden schapewol en vonden in het emissiepatroon naast CO ook zwaveldioxide, blauwzuur en geringe hoeveelheden fenol, benzonitril, bifenyl en enkele PAK's. Ook Hertzberg *et al.* (2003) deden proeven met wol en bepaalden de emissies van stofdeeltjes (ruim 20 g/kg) en isocyanaten (1,3 g/kg).

Daarnaast zijn er materialen, zoals steen, zand, glas en de meeste metalen, die niet of nauwelijks branden en daardoor geen of geringe emissies genereren. Uit de meetgegevens die de MOD heeft verzameld blijkt niettemin dat in de stofdeeltjes benedenwinds van een brand bepaalde metalen en andere elementen, afkomstig van materialen in de brand, in verhoogde mate worden aangetroffen. Voorbeelden zijn lood en zink (dakbedekking van gebouwen), koper (elektriciteitskabels en leidingen), ijzer, aluminium en chroom (bouwconstructies), tin (soldeer), calcium (zand- en steenachtige materialen) en titanium (pigment in verf). Bepaalde elementen kunnen ook afkomstig zijn uit verbindingen die als additief worden gebruikt in bijvoorbeeld kunststoffen (zie paragraaf 4.3.3).

Bij een brand zijn meestal niet één, maar meerdere soorten materialen betrokken. Dat maakt het moeilijker om een goede inschatting te maken van de emissies en de soorten componenten die vrijkomen. Neem bijvoorbeeld een opslagloods of een fabrieksgebouw, waarin kunststoffen liggen. Niet alleen de kunststoffen branden, maar ook het gebouw zelf, dat kan bestaan uit hout, steen, glas, kunststoffen, teer, rubberachtige materialen (dakbedekking), verven, kitten en metalen zoals lood, koper en zink. Ook bij afvalbranden hebben we te maken met mengsels van materialen.

In deze paragraaf bespreken we enkele studies, waarin niet één soort materiaal is onderzocht, maar mengsels of voorwerpen die uit verschillende materialen bestaan.

Bij TNO zijn eind jaren '80 verbrandingsexperimenten gedaan met shredderafval van autowrakken en wit- en bruingoed (Sulilatu en de Koning, 1989). Monsters shredderafval uit een installatie van een sloperij zijn verbrand in een laboratoriumopstelling (kg-schaal) onder zo goed als mogelijk reële condities. Het afval bestond uit een mengsel van niet afgescheiden metaalresten en componenten zoals bekleding, kunststof, olie, glas, beton en zand. Branden met dit soort afvalmengsels geven vrijwel altijd slechte verbranding

door de aanwezigheid van onbrandbare componenten en door onvoldoende menging met verse lucht. Als er eenmaal voldoende menging is, is de temperatuur vaak te laag voor volledige verbranding.

De rookgassen en de achtergebleven as zijn geanalyseerd en ook de samenstelling van het shredderafval is bepaald. Hieruit bleek dat het afval voor ongeveer 30% bestond uit koolstof en geringe percentages stikstof en zwavel bevatte. Het chloorgehalte in de verschillende monsters varieerde nogal: 0,2 tot 4,5%. Ook de gehalten aan metalen waren variabel.

Uit de meetgegevens zijn emissiefactoren berekend. Deze staan in Tabel 4.5. Helaas zijn in de experimenten geen emissiefactoren van zink, nikkel, antimoon en chroom bepaald. Chloorkoolwaterstoffen zijn voornamelijk in de vaste fractie (stofdeeltjes) aangetoond en niet in gasvormige toestand. De helft van deze chloorkoolwaterstoffen betreft PCB's. Lemieux *et al.* (2004) identificeerden specifieke koolwaterstoffen die vrijkwamen bij verbranding van shredderafval van auto's. Naast aromaten vonden zij aldehyden, nitrillen, fenolen, ftalaten en PAK's en daaraan verwante verbindingen. De resultaten van Lemieux *et al.* (2004) zijn meegenomen in Tabel 4.5.

Tabel 4.5 Emissiefactoren van relevante stoffen die vrijkomen bij de verbranding van shredderafval van autowrakken en wit- en bruingoed

Component	Emissiefactor (g/kg)	Component	Emissiefactor (g/kg)
Koolmonoxide	5 – 14	Nitrillen	1 – 5
Zwaveldioxide	<0,2	Gechloreerde koolwaterstoffen (som)	0,005 – 0,1
Zoutzuur	1 – 5	Chloorbenzenen	< 0,00002
Koolwaterstoffen (som)	2 – 30	PCB's	0,008 – 0,01
Aromaten (benzeen e.d.)	0,1 – 20	Stof <sup>1)</sup>	17 – 24
Aldehyden	2 – 5	Cd	0,006 – 0,01
PAK's (som)	0,05 – 1	Pb	0,4 – 0,7
Benz(a)pyreen	0,001 – 0,01	As	< 0,001

<sup>1)</sup> In het rapport is niet aangegeven of het fijn stof of totaal stof betreft.

Lönnermark en Blomqvist (2005a) deden verbrandingsproeven met elektrische apparaten en onderdelen. De proeven waren vergelijkbaar met die met autobanden, besproken in paragraaf 4.4. Per keer werd een partij van circa 250 kg elektrische apparaten verbrand en werden de emissies en de samenstelling van asresten en bluswater (mits gebruikt) onderzocht. De emissiefactoren zijn samengevat in Tabel 4.6. Specifieke aandacht ging uit naar gebromeerde verbindingen en zware metalen. Bij enkele proeven werden hoge emissies van deze componenten gevonden, bij andere waren de emissies beperkt. De gebromeerde verbindingen zijn brandvertragers, waarvan in paragraaf 4.3.3 enkele voorbeelden zijn gegeven, of reactieproducten daarvan. Ook een aantal metalen wordt toegepast als additief (voorbeelden zijn antimoonoxide als brandvertrager en lood- en

bariumverbindingen als pigmenten) en de emissies hiervan geven hetzelfde uiteenlopende beeld. De variatie in emissies is een gevolg van de uiteenlopende samenstelling van de verbrande materialen.

Dioxinen en zoutzuur zijn reactieproducten van PVC en gechlloreerde additieven. De relatief hoge emissies geven aan dat deze substantieel voorkomen in de verbrande apparaten.

Tabel 4.6 Emissiefactoren van relevante stoffen die vrijkomen bij de verbranding van elektrische apparaten

Component	Emissiefactor (g/kg)	Component	Emissiefactor (g/kg)
Koolmonoxide	80 – 125	Gebromeerde dioxinen	25 – 700 <sup>2)</sup>
Koolwaterstoffen (som)	10 – 50	Overige organische broomverbindingen	0,0001 – 0,02
Aromaten (benzeen e.d.)	5 – 30	Ba	0,001 – 0,005
Fenol	0,5 – 3	Cd	0,0005 – 0,008
PAK's (som)	1 – 5	Cr	0,001 – 0,01
Benz(a)pyreen	0,001 – 0,05	Cu	0,005 – 0,1
Zoutzuur	5 – 30	Hg	< 0,0005
Waterstofbromide	0,5 – 5	Ni	0,001 – 0,02
Blauwzuur	2 – 6	Pb	0,01 – 0,25
Nitrillen	0,3 – 1	Sb	0,01 – 0,2
Stof <sup>1)</sup>	10 – 100	Sn	0,001 – 0,003
Dioxinen	1 – 20 <sup>2)</sup>	Zn	0,02 – 0,4

<sup>1)</sup> De stofemissie is met drie methoden gemeten, waarmee verschillende deeltjesfracties van het stof worden bepaald. De gegeven factoren hebben voornamelijk betrekking op fijn stof.

<sup>2)</sup> Voor gechlloreerde dioxinen is de emissie uitgedrukt in µg TEQ per kg materiaal, voor gebromeerde dioxinen in µg per kg materiaal.

In de experimenten van Hertzberg *et al.* (2003) naar emissies van stof, aminen en isocyanaten zijn ook glasfibernetwerken onderzocht. Verbranding van deze netwerken bleek opvallend hoge emissies aan isocyanaten te genereren. De gemeten factoren bedroegen 60 tot 80 g/kg, waarbij wel moet worden gemeld dat er steeds kleine hoeveelheden netwerken werden verbrand. De isocyanaten ontstaan door dissociatie van fenol-formaldehyde-ureum, dat als bindmiddel in de netwerken wordt gebruikt. De emissiefactor voor stof varieerde van 20 tot 50 g/kg. Aminen werden nauwelijks gevonden.

Ruokojärvi *et al.* (1995) staken een deel van een stortplaats met huishoudelijk afval in brand en namen tijdens de brand, die bij elkaar ongeveer een week duurde, op verschillende tijdstippen luchtmonsters. Tijdens het experiment ontstond er een tweede brand op een nabijgelegen deel van de stortplaats en ook daar zijn enkele luchtmonsters genomen. Na afloop van de branden werden ook brandresten en een deel van het afval bemonsterd. Alle monsters zijn geanalyseerd op dioxinen.

Het opgeslagen afval bestond uit papier en karton, groente- en tuinafval, plastic, rubber, hout, textiel, metaal, glas en ander niet-brandbaar afval en een kleine hoeveelheid gevaarlijk afval. Het afval bij de tweede brand bevatte ook nog een geringe hoeveelheid PCB's. In de lucht werden nabij de brand, op afstanden waar zich brandweerlieden bevinden die de brand bestrijden, concentraties gemeten van 50 tot ruim 400  $\mu\text{g TEQ m}^{-3}$ . Vanwege gebrek aan gegevens over de hoeveelheid verbrand materiaal kan geen emissiefactor worden berekend. Wel kunnen de concentraties worden vergeleken met die bij branden, waar de MOD bij betrokken is geweest. Bij de brand in Son in 2004, waar huishoudelijk en bedrijfsafval in brand stond, werd dicht bij de brandhaard een vergelijkbare concentratie aan dioxinen gemeten, namelijk 337  $\mu\text{g TEQ m}^{-3}$ . Ook bij enkele andere branden heeft de MOD dicht bij de brand hoge dioxineconcentraties gevonden (zie Tabel 3.3).

Opvallend is dat de dioxinegehalten in de brandresten in de stortplaats niet sterk verhoogd waren. Blijkbaar komt het grootste deel van de gevormde dioxinen terecht in de vrijkomende rookdeeltjes.

Lemieux *et al.* (2004) bepaalden emissiefactoren van koolwaterstoffen bij verbranding van huishoudelijk afval, waarvan de samenstelling overigens niet is gegeven. Naast diverse aromaten als benzeen, toluen, styreen, ethylbenzeen (0,2 – 1 g/kg) en aldehyden (0,1 – 0,5 g/kg) vonden zij 1,3-butadien, enkele gechlorideerde VOC's, fenol, cresol en chloorfenolen, enkele ketonen en furanen, PAK's en dioxinen. De emissiefactor voor dioxinen 0,077 was  $\mu\text{g TEQ per kg}$ , vergelijkbaar met de factoren voor dioxinen uit PVC-verbranding. De PAK-emissiefactor was 30-50 mg/kg.

Wichmann *et al.* (1995) deden onderzoek naar emissies van dioxinen en PAK's bij de verbranding van twee auto's, een treinwagon en een metrowagon in een tunnel. Op verschillende afstanden tot de brand zijn monsters stofdeeltjes genomen en geanalyseerd op dioxinen. Uit de analyseresultaten zijn emissiefactoren berekend, die varieerden van 0,02 tot 1,5  $\mu\text{g TEQ per kg}$  materiaal en dat is van dezelfde orde van grootte als voor PVC-verbranding. De laagste waarde is gevonden voor een 'oude' auto, die relatief weinig kunststof onderdelen bevatte, en de hoogste waarde voor een treinwagon met veel kunststof onderdelen zoals bekleding. Opvallend was dat bij deze experimenten relatief veel dioxinen zijn aangetroffen in de brandresten. PAK-analyses zijn alleen gedaan bij de branden met de auto's; de emissiefactoren waren 17 en 90 mg per kg brandbaar materiaal.

Emissies bij woningbranden zijn onderzocht door Desmet (2005), bij twee echte branden, en door Ruokojärvi *et al.* (2000), die een woningbrand simuleerden door in een oefengebouw van de brandweer materialen te verbranden zoals hardboard, spaanplaat, meubels en plastic, waaronder PVC. In totaal deden ze zeven experimenten, steeds met een andere samenstelling aan materialen. De onderzoekers hebben geen emissiefactoren berekend, maar wel de gemeten concentraties gegeven. De PAK-concentraties varieerden van 6 tot 470  $\text{mg m}^{-3}$  en dat is 10 tot 1000 maal zo hoog als wat de MOD dicht bij de brandhaard heeft gemeten bij diverse branden. De monsters van Ruokojärvi *et al.* (2000)

zijn echter genomen op emissieniveau. De meest voorkomende PAK's waren fenanthreen, fluorantheen en pyreen. Dit komt overeen met de bevindingen van de MOD. De gemeten dioxineconcentraties, ook op emissieniveau, waren 5 tot 50 maal hoger dan de meetwaarden van de MOD dicht bij branden waar veel dioxinen vrijkwamen zoals in Drachten, 's Heerenberg, Slagharen en Son.

Ruokojärvi *et al.* (2000) vonden ook hoge concentraties chloorfenolen, chloorbenzenen en PCB's. Deze componenten zijn door de MOD op leefniveau slechts af en toe in aantoonbare concentraties gevonden, zelfs dicht bij de brandhaard. Het is echter te verwachten dat ze bij branden met veel chloorhoudende en organische materialen in verhoogde mate voorkomen, aangezien het tussen- of bijproducten zijn van de dioxinevorming.

Bij twee van de zeven experimenten is doelbewust PVC toegevoegd aan de te verbranden materialen. In die gevallen werden gemiddeld genomen meer dioxinen en ook chloorfenolen gevonden dan bij de andere experimenten, maar de verschillen waren niet erg groot. De bijdrage van beperkte hoeveelheden PVC aan de dioxinevorming lijkt dus beperkt, hetgeen ook al is gebleken uit sommige andere onderzoeken (Vikelsøe en Johansen, 2000).



## 5. Overzicht geëmitteerde componenten bij branden

### 5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk integreren we de resultaten van de metingen van de MOD en de gegevens uit de literatuurstudie om zo tot een zo compleet mogelijk overzicht te komen van componenten die vrijkomen bij verschillende soorten branden. We zullen eerst per component of groep componenten bespreken bij welke typen branden deze vrijkomen of uit welke soorten materialen deze worden gevormd. Daarna wordt, in paragraaf 5.4, een algemeen overzicht gegeven in de vorm van twee tabellen, waarin per type brand of materiaal de omvang van de emissies van de meest relevante componenten kwalitatief is aangegeven: één tabel met gasvormige componenten en één tabel met fijn stof en stofgebonden componenten. Deze tabellen kunnen worden gebruikt als leidraad bij het bepalen van de meetstrategie en de risicobeoordeling bij een brand en om keuzes te maken voor de ontwikkeling van (nieuwe) meetmethoden.

### 5.2 Gasvormige componenten

#### 5.2.1 Koolmonoxide

Koolmonoxide (CO) komt vrij bij onvolledige verbranding van koolstofhoudende stoffen en materialen. Uit de literatuurstudie blijkt dat er altijd CO wordt gevormd, maar dat de emissies het hoogst zijn als de zuurstoftoevoer beperkt is.

Omdat in grote branden altijd koolstofhoudende materialen voorkomen (denk aan hout, kunststoffen, dakbedekkingsmateriaal zoals bitumen, vloerbedekking, verf en voedingsproducten), komt er altijd CO vrij, hetgeen duidelijk wordt uit de meetresultaten in Tabel 3.1. Tot op enkele honderden meters van de brand is de CO-concentratie in de rookpluim vrijwel altijd verhoogd ten opzichte van de achtergrondwaarde. Echter, vanaf enkele honderden meters en verder is bij geen van de branden een verhoging van de CO-concentratie meer waargenomen. Op zulke afstanden blijkt de rookpluim dusdanig verdund te zijn dat de CO-concentratie rond of net boven de achtergrondwaarde ligt. Dit geldt overigens ook voor de meeste andere componenten.

De omvang van de CO-emissie kan per brand sterk verschillen. Bij de meeste branden zijn op afstanden van 10 tot 100 m van de brand hoge CO-concentraties (10 tot 200 maal de achtergrondconcentratie) gemeten. Ter vergelijking: ook in drukke verkeerssituaties kunnen CO-concentraties tot tienmaal de achtergrondwaarde voorkomen. Bij al deze branden zijn aanzienlijke hoeveelheden koolstofhoudende materialen verbrand: meubels (Heerhugowaard), houtpulp (Botlek), afvalhout en ander divers afval (Moerdijk, Wilp en Son), cacao's (Schiedam en Wormer), verf, thinner en lijmachtige middelen (Aalsmeer, Vlaardingen en Weesp), chemisch afval (Drachten), hout en kunststoffen

('s Heerenberg en Weert). In Enschede (I) was met name de omvang van de brand – ongeveer tweehonderd huizen en enkele tientallen bedrijfsgebouwen, waarin zich alles bij elkaar een grote hoeveelheid koolstofhoudende materialen bevond – bepalend voor de hoogte van de CO-concentratie.

De meetwaarden in Tabel 3.1 zijn niet altijd goed onderling te vergelijken, omdat bij sommige branden is gemeten in de fase dat de brand nog in volle gang was en bij andere tijdens de smeulfase. In de smeulfase is de zuurstoftoevoer vaak beperkt, waardoor onvolledige verbranding plaatsvindt en de CO-emissie hoog is vergeleken met een felle brand. In Hasselt en Alkmaar zijn de metingen verricht toen de brand grotendeels uit was, waardoor in de rookpluim zelfs dicht bij de brand nog nauwelijks CO was aan te tonen. Ook in Assen (autobanden) en Raamsdonksveer (kunststoffen) werd weinig CO gemeten, maar daar was de brand nog in volle gang, getuige ook de hoge concentraties aan stofdeeltjes, VOC's en PAK's die daar zijn gemeten. Het is niet duidelijk waarom de CO-concentratie zo laag was. Een mogelijke verklaring is dat de zuurstoftoevoer zo gering was dat weinig CO werd gevormd, net als in de experimenten van Fullana *et al.* (2000) die zijn besproken in paragraaf 4.4. Zij toonden aan dat bij zeer lage zuurstoftoevoer vrijwel geen CO ontstond, maar wel typische pyrolyseproducten als benzeen, styreen en PAK's.

### 5.2.2 Stikstofoxiden en lachgas

Stikstofoxiden ( $\text{NO}_x$ ) is de verzamelnaam van stikstofoxide (NO) en stikstofdioxide ( $\text{NO}_2$ ). Beide componenten komen vrij bij verbrandingsprocessen, omdat door de hoge temperatuur in de brand het stikstof uit de lucht reageert met zuurstof. Er ontstaat vooral NO, dat afhankelijk van de omstandigheden weer verder kan reageren tot  $\text{NO}_2$ . De emissies aan stikstofoxiden zijn echter meestal niet al te hoog, zeker niet als de temperatuur relatief laag is zoals in de smeulfase. Dat blijkt onder meer uit de relatief lage emissiefactor voor  $\text{NO}_x$  bij oliebranden (zie Tabel 4.3), vergeleken met die voor andere componenten zoals CO en stofdeeltjes.

Alleen als er veel stikstof voorkomt in de verbrande stoffen en materialen (bijvoorbeeld nylon en polyurethaan), kunnen er wel hoge emissies stikstofoxiden voorkomen. Maar ook dat is niet altijd zo, getuige de resultaten van experimenten met bestrijdingsmiddelen en chemicaliën die in paragraaf 4.6 zijn samengevat.

Bij ongeveer vijftien van de branden in Tabel 2.1 heeft de MOD metingen verricht op stikstofoxiden. In vier gevallen werden significant verhoogde waarden aangetoond. Daarbij merken we op dat de detectielimiet van de sensor waarmee meestal wordt gemeten op een niveau van ongeveer 1 ppm ligt en dat is hoger dan de achtergrondconcentratie (zie Bijlage 1). Het is dus niet uit te sluiten dat ook bij de andere branden verhoogde concentraties stikstofoxiden voorkomen in de rookpluim – dat is zelfs waarschijnlijk – maar deze verhoging is dan beperkt.

Sterk verhoogde concentraties zijn gemeten bij de branden in Enschede (II) en Son (I), waar respectievelijk grondstoffen voor autobanden en afval (huishoudelijk afval, maar ook bouw- en sloopafval en resten vloerbedekking) lagen opgeslagen. Het afval in Son



kan mogelijk stikstofhoudende materialen bevatten, zoals nylon in vloerbedekking. In Enschede (II) zijn onder andere zwavelhoudende aminen verbrand. De hoge  $\text{NO}_x$ -concentraties zijn echter ook te verklaren doordat zeer dicht bij de brandhaard is gemeten in de fase dat de brand nog hevig was. Dat geldt ook voor de brand in Weesp, waar zelfs op 400 m van de brand nog een lichte verhoging aan  $\text{NO}_x$  werd gemeten.

Cacao bevat stikstof (eiwitten). Dit verklaart de verhoogde concentratie  $\text{NO}_x$  (factor 5 op 200 m afstand) bij de brand in Wormer. Deze metingen zijn gedaan tijdens de smeulfase, een dag na het ontstaan van de brand; in de beginfase is door de MOD niet op  $\text{NO}_x$  gemeten. Tijdens de twee andere cacaobranden, waar de MOD bij betrokken was (in Schiedam en Amsterdam), zijn geen  $\text{NO}_x$ -metingen gedaan. In Schiedam is wel het stikstofgehalte in het bemonsterde stof bepaald en dat bleek 4% te zijn, ten opzichte van een koolstofgehalte van 60%. Dit stikstofgehalte is niet bijzonder hoog. In de buitenlucht bedraagt het 5 tot 10%, maar dat betreft voornamelijk nitraat- en ammoniumaerosol (Hoek *et al.*, 1996; Buijsman, 2004). In het stof, dat is bemonsterd bij de cacao-brand in Schiedam, zijn ook nitrillen en peptideverbindingen aangetoond, afkomstig van de eiwitten.

Uit de literatuurstudie van Matthijsen *et al.* (1998) komt naar voren dat bij branden met stikstofhoudende chemicaliën ook lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) gevormd kan worden, soms zelfs in iets hogere mate dan  $\text{NO}$  en  $\text{NO}_2$ . Door de MOD worden bij de branden geen metingen verricht op  $\text{N}_2\text{O}$ , omdat deze component niet erg toxisch is. De MAC-waarde van lachgas bedraagt 80 ppm en zulke hoge concentraties komen bij branden niet voor.  $\text{N}_2\text{O}$  is voornamelijk bekend als broeikasgas.

### 5.2.3 Blauwzuur, isocyanaten en nitrillen

Bij bijna de helft van de branden zijn metingen verricht op HCN. Soms was deze component niet aantoonbaar, maar daar speelt mee dat de detectielimiet van de sensor (omgerekend circa  $100 \mu\text{g m}^{-3}$ ) veel hoger is dan de achtergrondconcentratie (geschat op  $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ ; zie Bijlage 1).

Uit hoofdstuk 4 blijkt dat HCN, net als  $\text{NO}_x$ , voornamelijk vrijkomt bij verbranding van stikstofhoudende componenten zoals sommige kunststoffen, bestrijdingsmiddelen en chemicaliën. De emissiefactoren zijn echter sterk afhankelijk van de stof en de omstandigheden. In sommige experimenten zijn hoge factoren gevonden, met opbrengsten tot tientallen procenten, in andere werd nauwelijks HCN aangetoond. Die variatie vinden we ook terug in de resultaten van de MOD-metingen in Tabel 3.1. In een aantal gevallen zijn HCN-concentraties gemeten, variërend van 2000 tot 100.000 maal de achtergrondconcentratie. Het laatste getal komt overeen met een concentratie van  $10 \text{ mg m}^{-3}$  en dat is gelijk aan de alarmeringsgrenswaarde (AGW) voor deze stof. Zulke hoge concentraties zijn echter alleen gevonden in de rookpluim dicht bij de brand. De HCN-sensor is ook gevoelig voor sommige zwavelhoudende componenten, waaronder  $\text{SO}_2$ . Dat levert soms problemen op bij de interpretatie. Bij de bandenbrand in Assen werden hoge concentraties HCN én  $\text{SO}_2$  gemeten en geen  $\text{NO}_x$ . Omdat bekend is

dat rubber veel zwavel bevat en geen stikstof, is geconcludeerd dat de HCN sensor hier op SO<sub>2</sub> reageerde en dus een vals-positief signaal gaf. Volgens de gegevens in Tabel 4.2 kan HCN vrijkomen bij verbranding van nitrilrubber, maar daar komt ook NO<sub>x</sub> bij vrij en die zijn in Assen niet aangetoond.

Ook in Weesp, Zevenaar, Son (tweemaal) en Brunssum werd getwijfeld of de uitslag van de HCN-sensor wees op zwavelhoudende componenten of echt op HCN. Bij die branden werden in de rookpluim meestal SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> of NH<sub>3</sub> aangetoond, zodat we kunnen concluderen dat in de verbrande materialen (in Weesp en Zevenaar waren dat diverse chemicaliën en in Son ging het om allerhande afval) zowel zwavel- als stikstofhoudende componenten aanwezig waren. Omdat bij deze branden geen uitsluitsel kon worden gegeven over de juistheid van de HCN-meting, zijn deze waarden in Tabel 3.1 tussen haakjes gezet.

Van de branden waar wel met grote zekerheid kan worden gesteld dat er HCN is gemeten, vallen vooral de hoge waarden in Drachten en Enschede (II) op. In Drachten is een grote hoeveelheid chemisch afval van uiteenlopende samenstelling verbrand en dat zou onder meer stikstofhoudende componenten kunnen bevatten. In Enschede betrof het diverse chemicaliën, waaronder zwavelhoudende aminen. Bij die brand is ook veel NO<sub>x</sub> en NH<sub>3</sub> gemeten.

Minder hoge concentraties HCN zijn aangetoond bij de branden in Wormer (cacao), Vlaardingen en Velsen (onder andere polyurethaan), Naarden (diverse chemicaliën), 's Heerenberg (loods met kunststoffen), Wilp (bouw- en sloopafval) en Slagharen (uitgaanscentrum). Bij de eerste vier van deze branden was duidelijk sprake van stikstofhoudende materialen, in de andere gevallen was dat minder duidelijk. In Velsen zijn ook licht verhoogde concentraties NO<sub>x</sub> gevonden.

Naast blauwzuur kunnen bij branden met stikstofhoudende materialen – bijvoorbeeld melamine, nitrilrubber, polyurethaan, polyamide, katoen, wol en materialen die urea-harsen bevatten – ook isocyanaten en nitrillen worden gevormd. Deze componenten zijn chemisch verwant aan blauwzuur.

De MOD heeft vrijwel geen metingen verricht op isocyanaten en nitrillen. Informatie over emissies van deze componenten bij branden is alleen afkomstig van een beperkt aantal laboratoriumstudies. Omdat isocyanaten bekend staan als zeer schadelijk, hebben Hertzberg *et al.* (2003) er voor gepleit meer onderzoek te doen naar de emissies en concentraties van deze groep verbindingen bij 'echte' branden.

#### 5.2.4 Ammoniak

Ammoniak (NH<sub>3</sub>) is geen typisch verbrandingsproduct, hoewel bij enkele van de in paragraaf 4.6 besproken laboratoriumproeven is gebleken dat uit chemicaliën met een amide- of een aminegroep veel NH<sub>3</sub> kan vrijkomen bij verbranding (Matthijssen *et al.*, 1998). Het ammoniak wordt waarschijnlijk gevormd door afsplitsing van de amide- of een aminegroep onder ongunstige verbrandingscondities: weinig zuurstoftoevoer en niet al te hoge temperatuur. Bij goede verbrandingscondities worden deze groepen vooral

omgezet in stikstofoxiden. Het aantal gegevens over de vorming van ammoniak bij branden is overigens zeer beperkt.

Bij ruim tien van de branden in dit rapport zijn metingen uitgevoerd op  $\text{NH}_3$ . Bij de brand tijdens de vuurwerkramp in Enschede werd op  $\text{NH}_3$  gemeten, omdat er gevaar bestond dat deze component zou vrijkomen uit een nabij de brandhaard gelegen tank en niet specifiek omdat verwacht werd dat  $\text{NH}_3$  in de rookpluim zou voorkomen. De tank bleef intact en er is dan ook geen  $\text{NH}_3$  aangetoond. Bij de andere inzet in Enschede (brand in een chemicaliënmagazijn van een bandenfabriek) werd wel  $\text{NH}_3$  gevonden in de rookpluim, evenals  $\text{NO}_x$  en HCN. In het magazijn lagen onder meer aminen opgeslagen, hetgeen de emissie van deze componenten verklaart. Ook in Son (II) is vlak bij de brand een verhoogde concentratie ammoniak gemeten, evenals HCN (er is daar niet op  $\text{NO}_x$  gemeten). Het verbrande afval bestond uit onder andere tapijtresten, waar nylon in kan voorkomen, en bouw- en sloopafval dat polyurethaan kan bevatten. Bij de andere branden is geen  $\text{NH}_3$  gevonden.

### 5.2.5 Zwaveldioxide en waterstofsulfide

Zwaveldioxide ( $\text{SO}_2$ ) is het belangrijkste reactieproduct van de verbranding van zwavelhoudende materialen zoals rubber, bepaalde kunststoffen en chemicaliën. Bij die verbranding kunnen ook nog andere zwavelcomponenten ontstaan: zwavelwaterstof ( $\text{H}_2\text{S}$ ), carbonylsulfide (COS), koolstofdissulfide ( $\text{CS}_2$ ) en PASH (zwavelhoudende PAK's), maar in veel lagere hoeveelheden dan  $\text{SO}_2$ . Uit hoofdstuk 4 blijkt dat bij goede verbrandingscondities vrijwel alle zwavel wordt omgezet in  $\text{SO}_2$ . De andere componenten ontstaan vooral als de verbranding minder gunstig verloopt.

Als er veel vocht in de lucht is – bij mistig weer of het ontstaan van nevel door het blussen – kan  $\text{SO}_2$  oplossen in de waterdruppels en dan worden omgezet in zwavelzuur. Er zijn voor zover bekend echter nimmer metingen gedaan op zwavelzuur in de rookpluim bij branden.

De MOD heeft bij ruim tien van de onderzochte branden metingen uitgevoerd op zwaveldioxide en bij ongeveer vijf branden op zwavelwaterstof.

Sterk verhoogde concentraties  $\text{SO}_2$  zijn gemeten bij de autobandenbrand in Assen (zelfs op 100 m van de brand), de branden in een lijm- en kitfabriek te Weesp, een inktfabriek te Zevenaar en een vistrawler in Velsen en de afvalbranden in Son. Bij de branden in Kampen, Montfoort en Barneveld (autobanden en recycling van rubber), waar men in de rookpluim verhoogd  $\text{SO}_2$  zou verwachten, is niet op  $\text{SO}_2$  gemeten. De aandacht ging daar vooral uit naar VOC's, fijn stof en PAK's.

In Enschede (II) werd geen  $\text{SO}_2$  aangetoond boven de detectielimiet ondanks dat daar diverse zwavelverbindingen zijn verbrand. Het zij opgemerkt dat de detectielimiet van de gebruikte sensor op een niveau van ongeveer enkele honderden  $\mu\text{g m}^{-3}$  ligt en dat is al ruim boven de achtergrondconcentratie (2 tot 5  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). Het is dus heel goed mogelijk dat bij deze brand de concentratie  $\text{SO}_2$  verhoogd was, maar niet meer dan een factor 50. Ook in Slagharen (uitgaanscentrum) en Brunssum (hout- en restafval) werd geen verhoogd

SO<sub>2</sub>-gehalte gemeten, maar daar werd dat gelet op de samenstelling van de verbrande materialen minder gauw verwacht.

H<sub>2</sub>S is bij geen enkele brand aangetoond. Ook zijn bij de brede GC-MS screening op 'onbekende' componenten (zie paragraaf 2.3.2) die bij veel MOD-inzetten wordt uitgevoerd, geen andere zwavelhoudende gassen gevonden.

Stofgebonden zwavelcomponenten zullen worden besproken in de paragrafen 5.3.2 en 5.3.5.

### 5.2.6 Zoutzuur en chloorgas

Bij ongeveer vijftien branden zijn metingen verricht op zoutzuur (HCl) en veelal ook op chloorgas (Cl<sub>2</sub>). Chloorgas is in geen enkel geval aangetoond, in overeenstemming met de bevindingen uit de literatuurstudie. Hoewel in een enkele publicatie de vorming van chloorgas uit chloorhoudende materialen bij branden als theoretische mogelijkheid wordt genoemd, is dit gas in geen enkel verbrandingsexperiment aangetoond.

Zoutzuur daarentegen is het belangrijkste gasvormige product bij verbranding van chloorhoudende materialen. In diverse experimenten die in hoofdstuk 4 zijn besproken, zijn opbrengsten van tientallen procenten tot soms 100% gevonden. Ook bij echte branden zijn door diverse onderzoekers hoge HCl-concentraties gemeten in de leefomgeving.

De MOD heeft bij vijf branden HCl aangetoond in concentraties van 300 tot 50.000 maal de achtergrondconcentratie. Hoge tot zeer hoge waarden zijn gevonden bij de branden in Putten<sup>11</sup> en Hasselt, waarbij grote hoeveelheden PVC zijn verbrand. Ook bij de afvalbranden in Son werd veel HCl gemeten. Dat afval bestond naast huishoudelijk afval ook uit bouw- en slooafval en tapijtresten en daar zouden PVC en andere chloorhoudende materialen in kunnen voorkomen.

In Slagharen werd eveneens een verhoogd HCl-gehalte gevonden, maar minder dan bij de andere vier branden. Ook hier kan niet worden uitgesloten dat er PVC is verbrand, maar voor zover bekend gaat het daarbij niet om grotere hoeveelheden dan normaliter in gebouwen worden aangetroffen. Wel was er een grote hoeveelheid chloor aanwezig in de vorm van opgelost chloorbleekloog en mogelijk waren er ook chloortabletten in het zwembad van het uitgaanscentrum. Merkwaardig is dat de verhoogde concentratie HCl alleen op relatief grote afstand is gemeten en niet dicht bij de brand. Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat er vooral veel HCl ontstond in de fase dat de brand nog hevig was en de rookpluim flink steeg. In die fase zijn de metingen op relatief grote afstand uitgevoerd. Tijdens in de smeulfase, toen er dicht bij werd gemeten, was de HCl-vorming vermoedelijk veel lager. Mogelijk was er toen ook nog maar weinig chloorhoudende materiaal aanwezig in de bron.

---

<sup>11</sup> De meetwaarden bij de brand in Putten zijn bepaald door de brandweer en niet door de MOD.

Bij de andere branden is geen HCl aangetoond, maar daarbij maken we de kanttekening dat de detectielimiet van de gebruikte sensor zeker een factor 100 boven de achtergrondconcentratie ligt.

Naast HCl kunnen ook nog chloorhoudende organische componenten ontstaan, zowel gasvormig als stofgebonden. Deze worden besproken in de paragrafen 5.2.7 en 5.3.4.

### 5.2.7 Vluchtige organische componenten

Net als koolmonoxide komen er bij onvolledige verbranding van koolstofhoudende stoffen en materialen altijd vluchtige organische componenten (VOC's) vrij. De meetresultaten in Tabel 3.2 tonen dit duidelijk aan. Uit de vele in hoofdstuk 4 besproken studies blijkt dat in de regel geldt: hoe slechter de verbrandingscondities, des te meer VOC-vorming, hoewel er hier en daar uitzonderingen zijn. Ook blijkt er een grote diversiteit aan VOC's te kunnen ontstaan, afhankelijk van de soorten materialen en de omstandigheden. Hieronder hebben we de belangrijkste groepen VOC's opgesomd met voor elke groep enkele voorbeelden. Vervolgens zullen we de resultaten groep voor groep bespreken.

- Aromatische koolwaterstoffen: benzeen, toluen, styreen en derivaten hiervan.
- Alifatische koolwaterstoffen: alkanen, alkenen en alkynen (lineaire, vertakte en cyclische).
- Zuurstofhoudende koolwaterstoffen: aldehyden, ketonen, alcoholen, fenolen, cresolen, carbonzuren, ftalaten en een enkele ester.
- Chloorhoudende koolwaterstoffen: chloorbenzenen, chloorstyreen, chloorfenolen, chloornaftaleen, chloorbifenylnyl, vinylchloride, gechloreerde alkanen en alkenen, fosgeen.
- Stikstofhoudende koolwaterstoffen: cyano- en isocyanoverbindingen, nitrillen, aminen, amides, ureum en nitro-PAK's.
- Zwavelhoudende koolwaterstoffen: thiolen en thiofenen, zwavelhoudende PAK's.
- Overige verbindingen, zoals fluor-, broom- en fosforhoudende koolwaterstoffen. Deze componenten treft men weinig aan in de rookpluim van een brand, omdat de betreffende elementen minder vaak voorkomen in materialen, uitzonderingen daargelaten. In de literatuur is er weinig over te vinden.

Ook vluchtige PAK's zoals naftaleen en fluoreen behoren tot de VOC's. Omdat de meeste PAK's echter stofgebonden zijn, zal de groep PAK's en daaraan verwante componenten in haar geheel worden besproken in paragraaf 5.3.3.

#### *Aromatische koolwaterstoffen*

De meest basale aromatische verbinding is benzeen. Andere aromaten, zoals toluen, ethylbenzeen, xylenen en styreen, bestaan uit een benzeenring en één of meer groepen daaraan. Deze verbindingen worden altijd gevormd bij de verbranding van koolstofhoudende materialen, of het nu gaat om hout, kunststoffen, rubber of brandstoffen. Uit hoofdstuk 4 valt af te leiden dat er wel verschillen bestaan tussen deze materialen. Bij houtverbranding is de emissie aan aromatische verbindingen gemiddeld genomen lager

dan bij verbranding van rubber en sommige kunststoffen, met name kunststoffen van aromatische monomeren zoals polystyreen. Echter, vooral de omstandigheden bepalen de omvang van de emissie. Dat volgt onder andere uit de experimenten van Fullana *et al.* (2000), die geshredderde stukken autoband verbrandden bij verschillende zuurstof-brandstof verhoudingen. Bij ruime zuurstoftoevoer was de emissie aan benzeen en andere aromaten meer dan tienmaal lager dan bij geringe zuurstoftoevoer. Ook de temperatuur bleek van invloed.

Zowel de MOD-metingen als de gegevens uit de literatuurstudie tonen aan dat van alle aromatische koolwaterstoffen benzeen het meest wordt geëmitteerd, gevolgd door toluen, ethylbenzeen en styreen (ook naftaleen kan aan dit rijtje worden toegevoegd, maar die component wordt besproken in paragraaf 5.3.3). Weliswaar springen in Tabel 3.2 de waarden voor styreen er het meest uit, maar dat komt omdat de achtergrondconcentratie van styreen aanzienlijk lager is dan die van de andere. Xylenen en andere (grotere) aromatische verbindingen komen ook in verhoogde mate voor, maar minder dan benzeen, toluen, ethylbenzeen en styreen.

De hoogste concentraties aromaten zijn gemeten bij afvalbranden (Son, Drachten, AVR, Brunssum en Harderwijk), autobanden en grondstoffen daarvoor (Montfoort, Assen en Enschede II), verf, lijmen en kitten (Almeer en Weesp) en kunststoffen ('s Heerenberg, Vlaardingen en Weert). Bij elk van deze branden verbrandden grote hoeveelheden goed brandbare, koolstofhoudende materialen. Bij de branden in Moerdijk, Heerhugowaard, Botlek, Eerbeek, Leerdam en Enschede I, waar hout<sup>12</sup>, papier en karton (verpakkingen) een belangrijk bestanddeel vormden van de verbrande materialen, waren de concentraties VOC's gemiddeld genomen lager. De cacaobranden in Schiedam en Wormer geven een verschillend beeld: in Wormer werden wel sterk verhoogde concentraties van vooral benzeen en ook alifatische verbindingen geconstateerd, in Schiedam nauwelijks. Bij de overige branden zijn geen opvallende waarden gemeten. In enkele van deze gevallen (Amsterdam, Waalwijk en Genemuiden) was de afstand tot de brandhaard echter vrij groot. Mogelijk zijn daar de concentraties VOC's dicht bij de brand wel verhoogd geweest. In Alkmaar, Emmeloord en Helmond zijn de metingen verricht in een fase dat de brand vrijwel helemaal geblust was, waardoor de concentraties VOC's in de rookpluim niet hoog waren.

#### *Alifatische koolwaterstoffen*

Ook alifatische koolwaterstoffen komen altijd vrij bij branden, maar veel minder dan aromatische verbindingen. Het betreft meestal alkanen en alkenen, zowel lineaire als vertakte en cyclische. Alkynen worden slechts af en toe aangetoond.

Volgens Tabel 3.2 zijn de concentraties alifaten meestal licht verhoogd en enkele keren duidelijk tot sterk verhoogd. Het gaat dan om branden, waarbij ook de concentraties

---

<sup>12</sup> Voor de interpretatie van de resultaten van de metingen bij de brand tijdens de vuurwerkramp in Enschede is een uitgebreide inventarisatie gemaakt van de materialen in de verbrande woonhuizen en bedrijfsgebouwen. Hieruit bleek dat hout verreweg de grootste bijdrage leverde wat betreft koolstofhoudende materialen (de meeste gebouwen dateerden uit de eerste helft van de vorige eeuw). Andere koolstofhoudende materialen waren kunststoffen, papier, verf en bitumen (dakbedekking).

aromaten sterk verhoogd zijn, zoals die in Son, Assen, 's Heerenberg en Montfoort. Alleen in Slagharen, Wormer en Leerdam waren de concentraties alifaten relatief hoger dan die van de aromaten. In Leerdam, waar pellethout en kartonnen verpakkingen verbrandden, kwamen vooral veel alkenen vrij en daarnaast ook alkanen. Dit strookt met de gegevens uit de literatuurstudie.

In de nafase van de vuurwerkrampe te Enschede werden ook hoge concentraties alkanen gevonden, althans in vergelijking met de gehalten aan aromaten. Deze alkanen waren vermoedelijk vooral afkomstig van emissies van machines en voertuigen die werden gebruikt bij de opruim- en sloopwerkzaamheden. Alkanen komen namelijk veel voor in diesel.

De alifatische verbindingen die we hebben gemeten bij de brand in Tilburg waren geen verbrandingsproducten, maar verdampte oplosmiddelen die in het bedrijf lagen opgeslagen.

Eén alifatische verbinding, te weten 1,3-butadieen, kwam bij de beide afvalbranden in Son in zulke opvallend hoge concentraties voor, dat ze in de laatste kolom van Tabel 3.2 apart is vermeld. Dit is een basiscomponent van rubber, dat aanwezig kan zijn geweest in het bouw- en slooafval dat daar is verbrand. Op grond hiervan zouden we verwachten dat 1,3-butadieen ook zou zijn aangetroffen bij andere branden met veel rubber, zoals die in Montfoort, Assen en Enschede II (autobanden en grondstoffen daarvoor), maar dat is niet het geval. Mogelijk hebben de omstandigheden hierin een rol gespeeld. Onder bepaalde omstandigheden, namelijk een beperkte zuurstoftoevoer en een niet al te hoge temperatuur, kan het 1,3-butadieen door depolymerisatie losraken uit het rubber en verdampen. Als er geen of zeer weinig zuurstof beschikbaar is, zal het rubber echter pyrolyseren voor er dissociatie van 1,3-butadieen plaatsvindt. Bij die pyrolysereacties worden vooral aromaten en PAK's gevormd. Als er juist veel zuurstof beschikbaar is, wordt het rubber geoxideerd en ontstaan er eerder zuurstofhoudende koolwaterstoffen (aldehyden, fenolen, furanen en dergelijke) en alifaten.

#### *Zuurstofhoudende koolwaterstoffen*

Deze groep verbindingen kan ontstaan door reacties van zuurstof met organische componenten, maar ook door afbraakreacties van zuurstofhoudende materialen zoals polyester en hout. In het eerste geval is er in ieder geval zuurstof nodig. Bij slechte verbrandingscondities, dat wil zeggen weinig tot geen zuurstof, treden ze dus niet op. Afbraakreacties kunnen ook zonder zuurstof plaatsvinden.

Uit de literatuurstudie volgt dat de volgende zuurstofhoudende koolwaterstoffen verwacht kunnen worden bij branden: aldehyden, ketonen, alcoholen, fenolen, cresolen en furanen. In mindere mate zijn ook wel eens carbonzuren, ftalaten en esters aangetoond.

Tot 2006 heeft de MOD tijdens branden geen systematische metingen verricht op deze groepen componenten. Eén van de redenen daarvoor is dat ze, vanwege hun polariteit, moeilijker zijn te meten dan aromatische en alifatische koolwaterstoffen. Een andere reden is dat geen hoge concentraties van deze componenten werden verwacht. De

resultaten van de literatuurstudie laten zien dat deze veronderstelling niet helemaal correct is, al zijn de emissiefactoren voor zuurstofhoudende koolwaterstoffen aanzienlijk lager dan die van de aromaten.

Omdat met name sommige aldehyden (formaldehyde en acroleïne) al bij lage concentraties schadelijk kunnen zijn, heeft de MOD bij de laatste branden wel gemeten op aldehyden en ketonen<sup>13</sup>. Verder zijn met de brede GC-MS screening op 'onbekende' componenten (zie paragraaf 2.3.2) soms andere zuurstofhoudende koolwaterstoffen aangetoond.

Uit het overzicht in Tabel 3.3 is af te lezen dat bij de brand in de Botlek, waar een silo met houtpulp in brand stond, tot op enkele honderden meters verhoogde concentraties aldehyden werden gemeten. De verhoging was sterker dan die van andere koolwaterstoffen. Ook in de verwarmde lucht boven onverbrand materiaal (zie paragraaf 3.7) werden, naast diverse aromaten, hoge concentraties aldehyden aangetroffen. Het patroon aan koolwaterstoffen was vergelijkbaar met dat in de monsters benedenwinds van de brand.

Bij de brand in een kartonfabriek in Eerbeek werden hoge concentraties furanen gemeten in de rookpluim, maar geen aldehyden. Aanzienlijke concentraties aldehyden en ook ketonen, furanen en alcoholen, kwamen vrij bij verbranding van pellethout en kartonnen verpakkingen bij de brand in Leerdam. Dit stemt overeen met de resultaten van de literatuurstudie (paragraaf 4.7). Ook de metingen bij de branden in de Botlek en in Eerbeek bevestigen de vorming van relatief veel zuurstofhoudende koolwaterstoffen bij branden met hout, papier en karton. Echter, bij andere branden met veel hout, zoals die in Moerdijk, Son en Brunssum, zijn geen hoge concentraties gevonden.

Furanen zijn ook aangetoond bij de cacaobrand in Schiedam. Mogelijk zijn deze furanen gevormd door verbranding van hout uit de constructie van de loods en van de houten pallets waar de zakken met cacaobonen op werden bewaard.

Tot slot werden zeer hoge concentraties aldehyden gevonden in de binnenlucht na de brand in de lijm- en kunststoffenfabriek in Haarlem. Een deel hiervan is ontstaan door verbranding van aanwezige producten en materialen en een deel door verdamping van grondstoffen.

#### *Chloorhoudende koolwaterstoffen*

Gechloreerde koolwaterstoffen ontstaan, net als zoutzuur, bij de verbranding van chloorhoudende en koolstofhoudende materialen, zoals PVC, sommige chemicaliën, additieven in plastics en bestrijdingsmiddelen. Volgens de gegevens uit de literatuurstudie kunnen zowel aromatische (zoals chloorbenzenen, chloorfenolen, chloornaftaleen) als alifatische componenten (onder meer vinylchloride en chlooralkanen) worden gevormd. Anders dan voor zoutzuur en dioxinen, is er echter weinig onderzoek gedaan naar de omvang van de emissies van gechloreerde koolwaterstoffen bij verbranding, zeker wat betreft specifieke componenten. In het onderzoek van Sulilatu en de Koning (1989), waarbij shredderafval

---

<sup>13</sup> Er is zelfs een methode ontwikkeld om deze componenten ter plaatse (in het veld) te kunnen meten. Deze methode is echter nog niet toegepast bij de branden in dit rapport.



van autowrakken en wit- en bruingoed werden verbrand, zijn wel emissiefactoren bepaald voor enerzijds chloorbenzenen en anderzijds gechlloreerde koolwaterstoffen als groep (zie Tabel 4.4). Deze factoren waren overigens aanmerkelijk lager dan die van aromaten en alifaten. Ook uit enkele onderzoeken op laboratoriumschaal, waarbij chloorhoudende chemicaliën en bestrijdingsmiddelen zijn verbrand, zijn emissiefactoren voor enkele stoffen geschat, maar daar is geen eenduidig beeld uit af te leiden.

Heger *et al.* (2001) deden, in het kader van het testen van een meetmethode, metingen in de rookgassen van een verbrandingsinstallatie voor afval en vonden bij verbranding van chloorhoudende componenten naast HCl en dioxinen ook chloorbenzenen en chloorfenolen<sup>14</sup>. In Son zijn bij beide afvalbranden dicht bij de brand hoge concentraties gechlloreerde organische verbindingen (waaronder chloormethaan en chloorbenzenen) gemeten. Omdat op dezelfde locaties ook de concentraties HCl en dioxine in de lucht sterk verhoogd waren, kan van een consistent beeld worden gesproken. Bij de andere onderzochte branden zijn, aldus Tabel 3.2, slechts sporadisch verhoogde concentraties gechlloreerde VOC's gevonden.

Tetrachloormethaan werd aangetroffen bij de brand bij AVR, waar divers afval in brand stond. Het is niet duidelijk wat hier de oorzaak van is, aangezien deze stof in geen van de onderzoeken uit de literatuur wordt genoemd als verbrandingsproduct.

In sommige andere gevallen, bijvoorbeeld de branden in Heerhugowaard, Drachten en 's Heerenberg, zijn wel veel dioxinen gevonden, maar geen gechlloreerde koolwaterstoffen boven de detectielimiet. Op de dioxinen komen we terug in paragraaf 5.3.4.

De zeer hoge concentraties dichloormethaan in de binnenlucht na de brand in de lijm- en kunststoffenfabriek in Haarlem zijn veroorzaakt door verdamping van dit oplosmiddel dat in het bedrijfspand in grote hoeveelheden aanwezig was.

#### *Stikstofhoudende, zwavelhoudende en overige koolwaterstoffen*

Stikstofhoudende, zwavelhoudende en overige VOC's (namelijk fluor-, broom- en fosforhoudende koolwaterstoffen) worden alleen gevormd als de betreffende elementen in voldoende mate aanwezig zijn in de brandhaard en de verbrandingscondities niet gunstig zijn. Bij goede verbrandingscondities ontstaan namelijk vooral kleinere verbindingen als NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, HBr en HF. In de onderzoeken uit de literatuurstudie zijn zulke koolwaterstoffen sporadisch aangetroffen en dan voornamelijk bij laboratorium-experimenten met één specifieke stof. Voorbeelden hiervan zijn nitrofenol bij de

---

<sup>14</sup> Uit vergelijkbare experimenten leidden Blumenstock *et al.* (1999; 2001) een empirisch verband af tussen de concentraties monochloorbenzeen en dioxine. Omdat monochloorbenzeen relatief gemakkelijk is te meten, zou deze stof kunnen worden gebruikt als marker voor dioxinen, waarvan de analyse veel omslachtiger en tijdrovender is. Volgens de empirische relatie van Blumenstock *et al.* (1999) komt een concentratie van bijvoorbeeld 500 pg TEQ m<sup>-3</sup> dioxine overeen met 1 µg m<sup>-3</sup> chloorbenzeen en dat is ongeveer de detectielimiet van de methode die de MOD toepast. Dioxineconcentraties van 500 pg TEQ m<sup>-3</sup> en hoger komen echter zelden voor bij branden. Bovendien is het verband gevonden voor afgassen van een afvalverbrandingsinstallatie, maar de vraag is of ze ook geldt voor branden. Voor de MOD is het gebruik van monochloorbenzeen als marker voor dioxinen dus minder geschikt dan de al gebruikte screening methodiek gebaseerd op de XRF-analyse van het element chloor (zie paragraaf 2.4.1).

verbranding van het bestrijdingsmiddel parathion (Merz *et al.*, 1986), nitrillen bij de verbranding van nylon (Månsson *et al.*, 1996), koolstofdissulfide en thiofenen bij de verbranding van TMTM (Lönnermark *et al.*, 1996) en diverse fosforhoudende koolwaterstoffen bij de verbranding van foams met gehalogeneerde fosfaatesters als vlamvertragers (Desmet, 2005). De concentraties zijn veel lager dan die van notoire verbrandingsproducten als HCN en SO<sub>2</sub>. Daarom worden ze bij veldmetingen benedenwinds van de brand niet of nauwelijks aangetroffen.

Dit wordt bevestigd door de ervaringen van de MOD. Zij heeft bij de onderzochte branden geen van de genoemde componenten aangetoond, althans niet in de gasfase. Wel zijn er enkele keren stikstof-, zwavel- en broomhoudende organische verbindingen gevonden in stof dat bij branden is bemonsterd. Deze worden besproken in de volgende paragraaf.

## 5.3 Stofdeeltjes en daaraan gebonden componenten

### 5.3.1 Fijn en totaal stof in lucht

De rook die bij branden wordt gevormd bevat naast gasvormige componenten ook stofdeeltjes. De emissie aan stofdeeltjes kan zelfs aanzienlijk zijn. Uit enkele van de in hoofdstuk 4 besproken onderzoeken zijn emissiefactoren voor fijn stof afgeleid voor diverse typen materialen. Deze zijn vooral gebaseerd op experimenten op kleine schaal en relatief goede verbrandingscondities. Een enkele keer is een emissiefactor afgeleid uit veldmetingen. Het valt op dat voor de meeste materialen, of het nu kunststoffen zijn, rubber, olie, shredderafval of elektrische apparaten, de emissiefactoren een grote spreiding vertonen. De waarden variëren van 10 tot 150 g/kg. Alleen voor hout zijn de emissiefactoren lager, namelijk 2 tot 10 g stof per kg materiaal voor hout (Levine, 1993). Meerdere studies bevestigen dat het gevormde stof voor 90% of meer uit fijn stof bestaat. Dat is ook de ervaring van de MOD. Zij heeft bij een aantal branden op dezelfde locaties de concentraties PM<sub>10</sub> en TSP bepaald en daaruit blijkt dat het totaal stof voor 70 tot 100% uit fijn stof bestond.

Tabel 3.4 laat zien dat bij nagenoeg alle branden waar de MOD metingen heeft verricht, verhoogde concentraties stofdeeltjes zijn aangetroffen. In de rookpluim dicht bij de brandhaard (5 tot 20 m) varieert de verhoging van 40 tot 500 maal het achtergrondniveau, tussen 20 en 100 m bedraagt de verhoging 10 tot 100 en tussen 100 m en 1 km is de verhoging 5 tot 40. Zelfs op meer dan 1 km van de brandhaard zijn nog verhogingen gevonden van een factor 3 tot 5 ten opzichte van de achtergrondwaarde. De concentratie fijn stof neemt dus af met toenemende afstand tot de brand, zoals is te verwachten, maar er zijn ook duidelijke verschillen tussen de diverse branden geconstateerd.

Eén van de bepalende factoren voor de fijnstofemissie is de fase waarin de brand verkeert. In Alkmaar, Barneveld, Lutjewinkel, Pijnacker, Emmercompascuum, Tilburg en op de Maasvlakte was de brand al bijna volledig geblust (eind van de smeulfase), toen de MOD haar metingen verrichte. De fijnstofconcentraties waren derhalve niet erg hoog

(factor 2 tot 7 op 10 tot 50 m). In Assen, Montfoort, Drachten, Raamsdonksveer, Son, Harderwijk, en Scheveningen daarentegen zijn metingen gedaan toen de brand nog hevig was. In deze gevallen zijn hoge tot zeer hoge fijnstofconcentraties gemeten, ook op enige afstand tot de brandhaard.

Het is lastig om verbanden te vinden tussen de verhoging van de concentratie stofdeeltjes en de soorten materialen die zijn verbrand. Het gaat immers vaak om een gebouw (bijvoorbeeld een loods, fabriek of een winkelcentrum) en dat bestaat uit diverse materialen waaronder hout, kunststoffen, verf en dakbedekking. Dit zijn alle materialen die bij verbranding op zich al aanzienlijke emissies aan stof geven. Daar komen dan nog de emissies bij die ontstaan door verbranding van de in het gebouw opgeslagen goederen en producten. En ook die zijn soms verre van homogeen; denk bijvoorbeeld aan afval en chemicaliën.

Slechte in enkele gevallen was één soort materiaal dominant aanwezig in de brandhaard, namelijk cacao (Amsterdam, Schiedam en Wormer), autobanden (Kampen, Montfoort en Assen) en hout of karton (Moerdijk, Eerbeek, Weert en Leerdam). Bij deze branden vonden we geen grote onderlinge verschillen in de gemeten fijnstofconcentraties, de afstanden waarop is gemeten in aanmerking genomen. Alleen in Moerdijk, Eerbeek en Leerdam (hout en karton) lijken de fijnstofconcentraties iets lager, in overeenstemming met de bovengenoemde verschillen in emissiefactoren uit experimenten.

In algemene zin concluderen we dat er bij grote branden benedenwinds altijd verhoogde tot sterk verhoogde concentraties stofdeeltjes voorkomen, ongeacht de soorten materialen die verbrand worden. De verhoging is vaak zelfs tot op grote afstand (1 km of meer) van de brandhaard meetbaar. Het geëmitteerde stof bestaat vooral uit fijnstofdeeltjes. In de volgende paragrafen gaan we dieper in op de samenstelling van de gevormde stofdeeltjes.

### 5.3.2 Elementen in lucht, veegstof en gras

Niet alleen de concentratie stofdeeltjes in de rookpluim is van belang, maar ook de samenstelling ervan. De MOD analyseert de bemonsterde stofdeeltjes meestal op zware metalen en andere elementen<sup>15</sup>, op PAK's en, als daar aanleiding toe is, op dioxinen. Soms worden aanvullende analyses op specifieke componenten gedaan en steeds vaker wordt het bemonsterde stof routinematig gescreend op organische componenten. In deze paragraaf richten we ons op de elementen.

Over het algemeen is koolstof het meest voorkomende element in het fijn stof uit de rookpluim, in de vorm van roet en een groot aantal stofgebonden koolwaterstoffen. Als element is koolstof niet schadelijk en daarom wordt er normaliter door de MOD niet op geanalyseerd. Eénmaal is uit het oogpunt van kennisvergaring het koolstofgehalte in

---

<sup>15</sup> Bijvoorbeeld chloor, zwavel, kalium en calcium. Met de gebruikte analysetechnieken (XRF en ICP-MS) wordt op een breed scala aan elementen geanalyseerd.

luchtstof bepaald, namelijk bij de cacao-brand in Schiedam, en dat gehalte bleek ongeveer 60% te bedragen. Een vergelijkbaar percentage was eerder gevonden bij een cacao-brand in Molletjesveer. Ter vergelijking: het koolstofgehalte in fijn stof bemonsterd op een stadsachtergrondlocatie en nabij een snelweg varieerde van ongeveer 15 tot 35%, waarvan een kwart tot een derde uit elementair koolstof (roet) bestond en de rest uit organische verbindingen (Bloemen, *pers. commun.*). Het stof in rookpluimen van branden bevat dus relatief veel meer koolstof dan het stof dat normaliter in de buitenlucht en nabij drukke verkeerswegen voorkomt. Uit de screening van het luchtstof van de brand in Schiedam kwam naar voren dat er naast elementair koolstof een breed scala aan koolstofhoudende verbindingen in voorkomt, in dit geval vooral verbindingen die aan voedingsmiddelen zijn gerelateerd. Van het stof is ook het stikstofgehalte gemeten en dat bedroeg 4%. Dit stikstof is grotendeels afkomstig uit de eiwitten van de verbrande cacao-bonen. De aanwezigheid van peptide-achtige verbindingen en nitrillen (zie Tabel 3.4) wijst daar op. In paragraaf 5.2.2 is al vermeld, dat het gevonden stikstofgehalte niet hoog is ten opzichte van normale waarden in de buitenlucht.

Zoals gezegd gaat de aandacht bij de elementanalyses vooral uit naar zware metalen en andere milieuschadelijke elementen. Dat geldt voor zowel luchtstof als voor veeg- en grasmonsters. Omdat we ons bij de interpretatie van de meetresultaten vooral willen richten op de *patronen* aan elementen die bij de verschillende branden zijn vrijgekomen, worden de resultaten van de luchtstof-, de veeg- en de grasmonsters gezamenlijk besproken (Tabellen 3.4 tot en met 3.6). Daarbij merken we op dat in luchtstof de verhoging van elementgehalten ten opzichte van de achtergrondwaarde meestal groter is dan in veegstof en gras. Dit is niet verwonderlijk, omdat de luchtstofmonsters vaak in de rookpluim en relatief dicht bij de brandhaard zijn genomen en de veeg- en grasmonsters op grotere afstand. Bij de verspreiding en depositie treedt een verdunningseffect op. Ook zullen we ons uitsluitend richten op de elementen zelf en niet op de verbindingen waarin ze voorkomen. Metalen zullen bijvoorbeeld in een brand grotendeels worden geoxideerd tot metaaloxiden en andere, soms complexe metaalverbindingen. Met de gebruikte meet- en analysemethoden zijn echter geen afzonderlijke metaalverbindingen te bepalen. Daar is voor gekozen, omdat – los van analytisch-technische problemen – ook de meeste milieu- en gezondheidsnormen zijn gebaseerd op metalen zelf en niet op afzonderlijke metaalverbindingen.

We hebben de verhoogde elementgehalten op twee manieren beschouwd. Ten eerste hebben we onderzocht hoe vaak een bepaald element in verhoogde mate is gevonden. Ten tweede hebben we gekeken naar de mate van verhoging (alleen voor de sterkst verhoogde waarden) en naar specifieke gevallen.

Uit de eerste analyse blijkt dat lood en zink het meest in verhoogde concentraties worden aangetoond, namelijk bij ongeveer 70% van de branden waar elementanalyses in luchtstof zijn gedaan. In ongeveer de helft van de gevallen zijn koper en titanium aangetroffen. Lood, zink en koper worden veelvuldig toegepast in de bouw, als materiaal

voor dakbedekkingen (loodslabben, bladzink), waterleidingen en elektriciteitsdraad (koper) en in legeringen zoals messing en soldeer. Titanium komt veel voor in verf (titaniumoxide als witmaker) en kunststoffen. Ook lood- en zinkverbindingen worden toegepast als additieven in kunststoffen, verven en lakken.

Van nikkel, antimoon, tin, chroom, cadmium en barium zijn bij 25 tot 40% van de door de MOD onderzochte branden verhoogde concentraties gemeten. Ook deze metalen komen voor in bouwmaterialen en bepaalde legeringen (chroom, tin, nikkel) of als additief in kunststoffen en textiel (antimoon, cadmium en barium), maar in lagere hoeveelheden dan lood, zink en koper.

In het milieuonderzoek naar aanleiding van de vuurwerkramp in Enschede (Mennen *et al.*, 2001b) is een schatting gemaakt van de hoeveelheden metalen in de verwoeste huizen en bedrijfsgebouwen. Hieruit volgde dat lood, zink en koper het meest voorkwamen en dat de hoeveelheden barium, titanium, chroom, antimoon, tin, nikkel en cadmium één tot twee ordes van grootte lager waren dan die van lood, zink en koper. Dit komt grofweg overeen met de zojuist besproken resultaten van de MOD-metingen. Bij nagenoeg alle branden in dit rapport zijn – naast de daarin opgeslagen materialen – dan ook gebouwen in vlammen opgegaan. Alleen in Moerdijk (hout en non-ferro metalen), Kampen (autobanden) en Helmond (metaal- en kunststofafval) lag het verbrande materiaal buiten opgeslagen. Het luchtstof in Moerdijk bevatte wel veel lood en zink en ook arseen en koper, maar die waren waarschijnlijk afkomstig van de verbrande opgeslagen non-ferro metalen en van houtverduurzamingsmiddelen in het afvalhout.

Calcium en aluminium zijn bij ongeveer 20% van de onderzochte branden in verhoogde mate aangetoond en ijzer en mangaan slechts twee- tot driemaal, ondanks dat aluminium, calcium en ijzer wel veelvuldig in bouwmaterialen voorkomen. Dat ze minder vaak verhoogd worden aangetroffen, komt doordat ze van nature al relatief veel voorkomen in lucht, gras en veegstof. Deze vier elementen zijn overigens ook minder schadelijk voor milieu en gezondheid.

Broom is bij ruim tien branden verhoogd aangetoond, namelijk bij de drie branden met autobanden en verder bij enkele afvalbranden en branden met chemicaliën en kunststoffen. Broom komt voor in autobanden (zie paragraaf 3.7) en er worden gebromeerde brandvertragers toegepast in allerlei kunststoffen en textiel. Verder komt broom voor in diverse chemicaliën. Het betreft vrijwel altijd gebromeerde organische verbindingen.

Andere elementen zoals arseen, kobalt, molybdeen, strontium en vanadium, zijn bij de onderzochte branden niet of nauwelijks in verhoogde waarden aangetroffen, ondanks dat hun achtergrondwaarden laag zijn.

We merken op dat ook de vluchtigheid van een element gedeeltelijk bepaalt of het in verhoogde mate wordt geëmitteerd. Relatief vluchtige elementen zoals cadmium, lood, antimoon, tin, kwik en zink zullen in de brandhaard sneller vrijkomen uit de materialen en in de rookpluim adsorberen aan de stofdeeltjes. Ze komen daardoor relatief meer voor in deze luchtstofdeeltjes dan minder vluchtige elementen zoals barium, aluminium, ijzer, koper en chroom. Deze blijven eerder achter in de brandresten.

Zoals gezegd hebben we ook de meest opvallende verhogingen en enkele specifieke gevallen bestudeerd (de tweede analyse).

Benedenwinds van de plaats van de vuurwerkramp in Enschede (I) werden verhoogde waarden van enkele elementen gevonden die duidelijk afkomstig zijn van het geëxplodeerde en verbrande vuurwerk, namelijk barium, strontium, kalium, koper, titanium en aluminium. Deze elementen zijn aangetroffen in het bemonsterde luchtstof en een aantal ervan is tot op grote afstand teruggevonden in gras- en veegmonsters.

Bij de brand in Moerdijk, waar behandeld afvalhout lag opgeslagen, zijn onder meer arseen en koper in verhoogde concentraties gevonden. Deze elementen komen voor in Wolmanzouten, die als houtverduurzamingsmiddel worden toegepast. Chroom, een ander element dat in Wolmanzouten voorkomt, is bij deze brand evenwel niet in verhoogde mate aangetoond. Ook bij de eerste brand in Son, waar naast ander afval eveneens afvalhout verbrandde, zijn arseen en koper aangetoond. Bij de tweede afvalbrand in Son was echter alleen het kopergehalte verhoogd.

In Drachten lag een grote hoeveelheid chemisch afval opgeslagen, waaronder fixeer-, beits-, verf- en lijmafval, batterijen en accu's, lege verpakkingen en computerapparatuur. In deze materialen kan een breed scala aan elementen voorkomen. De meetwaarden in de Tabellen 3.4 (luchtstof) en 3.6 (gras) laten dat zien. Ook bij andere afvalbranden (AVR Rijnmond, Wilp, Maasvlakte, Son, Brunssum en Harderwijk) zijn er verschillende elementen gevonden in de geëmitteerde stofdeeltjes. Dat is verklaarbaar, omdat afval vrijwel altijd meerdere soorten materialen bevat.

De branden met autobanden gaven alle eenzelfde patroon aan elementen in luchtstof te zien: sterk verhoogde waarden aan broom en zink (factor 300 tot 1000) en licht verhoogde gehalten aan zwavel. Fijn stof in de buitenlucht bevat normaliter al vrij veel zwavel, voornamelijk in de vorm van sulfaat. Het zwavel in het stof dat bij de branden met autobanden is bemonsterd, is echter afkomstig van de verbranding en ontleding van het ge vulkaniseerde rubber en daardoor organisch van aard. Organische zwavelverbindingen komen in de buitenlucht nauwelijks voor. Het gehalte 'organisch zwavel' is dus waarschijnlijk wel sterk verhoogd. In de asresten van de brand in Assen en ook in enkele stukken autoband zijn eveneens zwavel, zink (enkele procenten) en broom (100 tot 700 ppm) gevonden (zie paragraaf 3.7). Ook de broomverbindingen in de autobanden zijn waarschijnlijk organisch van aard.

In paragraaf 4.3 is aangegeven dat diverse metalen worden toegepast in additieven van kunststoffen. Dit verklaart dat bij enkele branden met grote partijen kunststoffen (Hasselt, 's Heerenberg, Lichtenvoorde, Raamsdonksveer en Weert) een brede set van elementen in verhoogde gehalten zijn teruggevonden: lood, zink, barium, cadmium, titanium, calcium, broom, antimoon, chroom, tin, koper en nikkel. In Lichtenvoorde en Putten zijn analyses gedaan van monsters asresten en daarin werden ook enkele van deze elementen aangetroffen (zie paragraaf 3.7). In de verbrande schepen dat in Vlaardingen en Velsen waren substantiële hoeveelheden isolatiemateriaal aanwezig, dat mogelijk antimoonhoudende brandvertragers en andere additieven bevatte. In het bemonsterde luchtstof werd veel antimoon gevonden en daarnaast ook cadmium, nikkel, zink en koper.

Ook bij de brand in het bedrijvengebouw in Best zijn veel van deze elementen in verhoogde gehalten aangetroffen. In dat gebouw huisde een metaalgroothandel en daarnaast stonden er veel electronicagoederen, die grotendeels uit metalen en kunststoffen bestaan.

In de veegmonsters die zijn genomen na de brand in een transformator te Beverwijk werd een aantal elementen gevonden die worden toegepast in elektronica en bekabeling en in de behuizing: koper, lood, titanium, zink, chroom, antimoon, tin en cadmium. De gehalten waren hoog tot zeer hoog, maar daar moet bij worden aangetekend dat de monsters slechts op enkele meters van de brand zijn genomen.

Het metaal- en kunststofafval dat in Helmond in brand stond bestond voor een groot deel uit magnesium- en aluminium. Het magnesium was goed terug te vinden in zowel luchtstof als veegmonsters. Aluminium werd alleen in de veegmonsters in verhoogde mate aangetoond.

Tot op heden hebben we het element chloor buiten beschouwing gelaten, hoewel bij de elementanalyse wel op chloor wordt gemeten. Het chloorgehalte in de buitenlucht wordt normaliter gedomineerd door natriumchloride (zeezout) en andere chloridezouten. Deze verbindingen zijn niet schadelijk voor mens en milieu. Daarnaast kunnen er chloorhoudende koolwaterstoffen in voorkomen, maar de gehalten daarvan zijn in de regel veel lager dan die van de chlorides. Bij branden kunnen er echter zeer schadelijke chloorhoudende koolwaterstoffen worden gevormd zoals PCB's (polychloorbifenylen) en dioxinen. Deze worden besproken in paragraaf 5.3.4.

Ook het element fosfor komt van nature voor in de lucht en in gras, onder andere in fosfaatverbindingen. In enkele studies die zijn besproken in hoofdstuk 4, is  $P_2O_5$  (fosforpentoxide) aangetoond bij verbranding van fosforhoudende bestrijdingsmiddelen zoals dimethoat en methylparathion. Bij de branden waar de MOD heeft gemeten zijn echter, voor zover bekend, nimmer substantiële hoeveelheden fosforverbindingen verbrand.

### 5.3.3 PAK's in lucht, veegstof en gras

Evenals koolmonoxide, vluchtige organische componenten en stofdeeltjes worden er bij branden met koolstofhoudende materialen altijd PAK's gevormd. Het is dus niet verwonderlijk dat bij vrijwel alle branden, waar de MOD metingen heeft verricht, de concentraties PAK's verhoogd waren. Dat geldt voor zowel de vluchtige PAK's zoals naftaleen (Tabel 3.2) als voor de deeltjesgebonden PAK's zoals benz(a)pyreen (Tabel 3.4). De gemeten concentraties PAK's vertonen een sterke gelijkenis met die van de vluchtige aromatische koolwaterstoffen. Dit is niet verwonderlijk aangezien ook PAK's (complexere) aromatische verbindingen zijn.

De sterkst verhoogde concentraties PAK's zijn gevonden bij branden, waarin grote hoeveelheden gemakkelijk brandbare, koolstofhoudende materialen voorkwamen zoals autobanden en grondstoffen daarvoor (Kampen, Montfoort, Assen en Enschede II),

kunststoffen ('s Heerenberg, Raamsdonksveer en Weert), verf en thinner (Aalsmeer en Vlaardingen), lijmen en kitten (Weesp), chemisch afval (Drachten) en bij sommige afvalbranden (AVR Rijnmond, Son en Harderwijk) en branden in gebouwencomplexen en schepen (Heerhugowaard, Slagharen, Best, Scheveningen en Velsen). Ook in enkele veegmonsters die zijn genomen na een brand in een transformator met restanten PCB-houdende olie (Beverwijk) werden veel PAK's gevonden; er is daar geen luchtstof bemonsterd.

Relatief minder hoge PAK-concentraties werden gemeten bij branden met hout en papier (Moerdijk, Eerbeek en Leerdam) en branden met voedingsmiddelen zoals cacao (Schiedam en Wormer) en kaas (Lutjewinkel). Dit zijn weliswaar ook koolstofhoudende materialen, maar ze branden minder gemakkelijk dan bijvoorbeeld rubber, kunststoffen en verf. Deze bevindingen komen grofweg overeen met de emissiefactoren voor PAK's uit de literatuurstudie. Deze factoren vertonen echter ook een grote spreiding getuige de waarden voor hout, die variëren van 0,02 tot 0,3 gram PAK's per kilogram hout. Die variatie hangt samen met factoren als de vochtigheid van het hout, de temperatuur van de brand en de hoeveelheid beschikbare zuurstof.

In de gevallen dat de MOD haar metingen verrichtte toen de brand al bijna volledig was geblust (eind van de smeulfase) zijn, niet verwonderlijk, lage PAK-concentraties gemeten. Het betreft de branden in Alkmaar, Barneveld, Pijnacker, Brunssum, Emmercompascuum, Tilburg, Helmond en op de Maasvlakte. In paragraaf 5.3.1 is al aangegeven dat ook de fijnstofconcentraties daar nauwelijks verhoogd waren. Net als bij de elementen zien we ook bij de PAK's dat de verhoging in het luchtstof veel sterker is dan in de veeg- en grasmonsters, vanwege het eerder genoemde verdunningseffect. Niettemin bevatten sommige veeg- en grasmonsters duidelijk verhoogde PAK-waarden (zie Tabellen 3.5 en 3.6). Dat zijn dan meestal monsters die op niet al te grote afstand van de brand zijn genomen. Vanaf enkele honderden meters en verder worden zelden verhoogde gehalten aan PAK's, afkomstig van de brand, aangetroffen.

Opvallend is dat de verhoudingen van de gehalten afzonderlijke PAK's in de lucht bij de verschillende branden redelijk consistent zijn, zowel van de gasvormige als de stofgebonden PAK's. Van dit soort bevindingen kan gebruik gemaakt worden door één of enkele PAK's als indicatorcomponent te gebruiken voor de overige. Met dit gegeven zouden PAK-metingen sneller kunnen worden uitgevoerd. We merken op dat benz(a)pyreen, de PAK met de meeste carcinogene potentie, wordt gebruikt als PAK-indicator in normen voor milieu en gezondheid.

Door de MOD is recent een methode ontwikkeld om een aantal PAK's, waaronder benz(a)pyreen, 'in het veld' te kunnen meten. Deze methode is nog niet operationeel toegepast.



### 5.3.4 Dioxinen in lucht, veegstof en gras

Dioxinen is de verzamelnaam van PCDD's (polychloordibenzo-p-dioxinen) en PCDF's (polychloordibenzofuranen). Ze ontstaan bij verbrandingsprocessen met chloor- en koolstofhoudende materialen. Sommige dioxinen zijn zeer schadelijk voor mens en milieu. Concentraties dioxinen worden meestal uitgedrukt in TEQ, een gewogen gehalte van de 17 meest schadelijke dioxinen en furanen (zie voetnoot 10).

Vanwege hun schadelijkheid hebben ze in de afgelopen 20 jaar sterk in de aandacht gestaan in het milieubeleid. Mede daarom is er veel onderzoek gedaan naar de vorming van dioxinen bij verbrandingsprocessen met chloorhoudende materialen zoals PVC, PCB's, bepaalde bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën. Uit deze onderzoeken, die we hebben besproken in hoofdstuk 4, blijkt dat de dioxinevorming sterk afhangt van de omstandigheden tijdens de verbranding. Een temperatuur tussen de 300 en 700°C is optimaal voor de vorming van dioxinen, terwijl ze boven de 1000°C weer worden afgebroken (Liem *et al.*, 1993). Daarnaast spelen ook het zuurstof- en het vochtgehalte een rol. Niet alleen de omstandigheden, maar ook het soort materiaal is van invloed op de emissiefactoren, getuige de grote verschillen die Vikelsøe en Johansen (2000) vonden. Bij hun verbrandingsexperimenten met verschillende chloorhoudende chemicaliën en materialen vonden zij emissiefactoren die varieerden van 0,001 tot 740 µg TEQ per kg materiaal.

Ook de resultaten van de MOD-metingen, samengevat in de Tabellen 3.4 tot en met 3.6, geven een divers beeld te zien. In luchtstofmonsters zijn in de rookpluim dioxinegehalten gevonden van 60 tot 50.000 keer de achtergrondwaarde. In veeg- en grasmonsters zijn verhoogde dioxinegehalten gevonden tot ruim 100 maal het achtergrondniveau. We merken op dat de sterke verhoging deels is toe te schrijven aan de zeer lage achtergrondconcentraties van dioxinen in het milieu.

De hoogste waarden zijn gemeten bij de branden in Drachten, 's Heerenberg en Son. In Drachten zijn PCB-houdende vloeistoffen en andere chloorhoudende materialen en chemicaliën verbrand en dat verklaart de hoge dioxinegehalten. Bij de brand in 's Heerenberg werd op grond van de informatie over opgeslagen materialen (polypropyleen, polyurethaan en landbouwwerktuigen) niet verwacht dat er veel dioxinen zouden vrijkomen. Dat dit toch het geval was duidt op een onbekende bron van chloorhoudende verbindingen. Mogelijk heeft er in de loods ook PVC gelegen. Het afval dat in Son verbrandde bevatte onder meer bouw- en sloopafval en tapijtresten en daar zouden PVC en andere chloorhoudende materialen in kunnen voorkomen. Bij deze twee branden was ook het HCl-gehalte in de rookpluim sterk verhoogd en zijn er verhoogde concentraties gechloreerde VOC's gevonden (in Drachten en 's Heerenberg is helaas niet op HCl gemeten).

Bij de brand in Hasselt, waar veel PVC is verbrand, werden in de veeg- en grasmonsters eveneens dioxinen aangetroffen, maar in het bemonsterde luchtstof was de verhoging beperkt, mogelijk omdat de luchtmetingen in een vrij laat stadium zijn gedaan en de temperatuur van de brand toen niet meer zo hoog was. In Putten, eveneens een brand met grote hoeveelheden PVC, zijn alleen veegmonsters op dioxinen geanalyseerd en deze zijn

pas enkele dagen na de brand genomen. Mogelijk waren de gedeponeerde dioxinen toen al uitgespoeld, want in de veegmonsters waren ze niet aantoonbaar.

De veegmonsters van de transformatorbrand in Beverwijk bevatten veel dioxinen, die zijn ontstaan door verbranding van PCB's in restanten transformatorolie.

Bij de branden in het uitgaanscentrum in Slagharen werden zowel in de lucht als in gras dioxinen gevonden. In de brandhaard was een grote hoeveelheid chloor aanwezig in de vorm van opgelost chloorbleekloog en chloortabletten in het zwembad. Omdat in het uitgaanscentrum ook koolstofhoudende materialen aanwezig waren, verklaart dit de hoge dioxinegehalten. In Scheveningen waren koelmiddelen mogelijk de oorzaak van de dioxinevorming.

De andere branden geven een divers beeld te zien: licht tot redelijk verhoogde waarden zijn gevonden bij branden met afval (Rijnmond, Wilp, Harderwijk) en die in een gebouwencomplex (Heerhugowaard), een kunststoffenfabriek (Raamsdonksveer), een inktfabriek (Zevenaar), een kartonfabriek (Eerbeek) en de schepen in Vlaardingen en Velsen. In deze gevallen is onvoldoende bekend over de precieze samenstelling van de verbrande materialen.

Duidelijk is dat bij alle branden met auto- en transportbanden vrijwel geen dioxinen zijn gevonden, terwijl daar wel hoge PAK-gehalten zijn gemeten. Dit strookt met het gegeven dat autobanden geen chloor bevatten.

In paragraaf 5.2.7 is al uitgebreid ingegaan op de relatie tussen de vorming van dioxinen, chloorkoolwaterstoffen en HCl bij branden met chloorhoudende materialen.

### 5.3.5 Overige componenten

Naast PAK's en dioxinen komen er in de stofdeeltjes in de rookpluim ook nog andere organische verbindingen voor. Hierbij kan gedacht worden aan bifenylen, nitro-PAK's, zwavelhoudende PAK's, gebromeerde dioxinen en ftalaten, afhankelijk van de aanwezigheid van precursors in de brandhaard.

In de studies die in hoofdstuk 4 zijn besproken, is slechts sporadisch onderzoek gedaan naar deze complexe organische verbindingen. Desmet (2005) toonde verschillende verbindingen aan in zijn onderzoek naar nieuwe methoden om in rook bij branden optimaal luchtmonsters te kunnen nemen en analyseren. Hij vond broomnaftalenen, broomfenolen en andere gebromeerde koolwaterstoffen bij verbranding van polystyreen met broomhoudende brandvertragers. In een ander experiment vond hij sporen van fosforhoudende brandvertragers in de rookgassen. De gehalten waren echter laag en de meetgegevens waren ontoereikend om emissiefactoren te bepalen.

Wobst *et al.* (1999) analyseerden veegmonsters uit twee afgebrande woningen met verschillende typen materialen op onder andere zwavelhoudende polycyclische aromaten. Lemieux en Ryan (1993) en Fullana *et al.* (2000) vonden naast veel PAK's ook een breed scala aan complexe alifatische en zuurstofhoudende koolwaterstoffen bij verbranding van rubber. Ook deze onderzoeken leverden geen emissiefactoren op.

De MOD doet soms analyses op specifieke componenten in luchtstof-, veeg- en grasmonsters, naast de meer routinematige bepalingen op metalen en PAK's. Hiertoe worden monsters gescreend op 'onbekende' op organische componenten met behulp van GC-MS.

Bij de branden in dit rapport zijn slechts in een enkel geval specifieke componenten aangetoond. In Schiedam werden in de luchtstofmonsters peptide-achtige verbindingen, cafeïne, nitrillen, alkaanzuren en vetzuuresters aangetoond. Deze zijn duidelijk te relateren aan het verbrande materiaal (voornamelijk cacao- en koffiebonen). In Alkmaar werden langstaartige alkanen en enkele ftalaten gevonden. Ftalaten komen veel voor in kunststoffen. De alkanen zouden gerelateerd kunnen zijn aan de bij het bedrijf opgeslagen stook- en smeerolie. Bij de branden in Drachten en Beverwijk zijn monsters specifiek geanalyseerd op PCB's, omdat deze voorkwamen in het verbrande materiaal. Bij beide branden konden deze componenten inderdaad in licht verhoogde mate worden teruggevonden, in luchtstof (Drachten) en veegstof (Beverwijk). In het bij Drachten bemonsterde gras werden geen PCB's aangetroffen.

## 5.4 Overzichtstabellen geëmitteerde stoffen

Om de grote hoeveelheid informatie uit de voorgaande paragrafen te bundelen zijn twee overzichtstabellen gemaakt, waarin per type brand of materiaal de omvang van de emissies van de meest relevante componenten is aangegeven. Deze tabellen kunnen onder meer worden gebruikt als leidraad bij het bepalen van de meetstrategie en de risicobeoordeling bij een brand.

In de eerste tabel (Tabel 5.1) staan de gasvormige componenten, in Tabel 5.2 staan fijn stof en stofgebonden componenten. In beide tabellen zijn de meest voorkomende componenten in aparte kolommen vermeld. Daarnaast zijn andere potentieel vrijkomende componenten opgesomd in de kolom 'overige componenten', waarbij in Tabel 5.2 nog onderscheid is gemaakt tussen organische en anorganische verbindingen.

De tabel geeft kwalitatief aan in welke mate een component of groep componenten wordt geëmitteerd bij verbranding van het type materiaal in de corresponderende rij. De betekenis van de symbolen is als volgt:

- : component komt niet vrij bij verbranding
- ± : component komt in geringe mate vrij bij verbranding
- + : component komt in redelijke mate vrij bij verbranding
- ++ : component komt in hoge mate vrij bij verbranding
- +++ : component komt in zeer hoge mate vrij bij verbranding
- (...) : Als de aanduiding tussen haakjes staat, gaat het om potentieel vrijkomende stoffen, afhankelijk van de samenstelling van het materiaal. Een voorbeeld: bij verbranding van chloorhoudende bestrijdingsmiddelen ontstaat HCl. Echter, lang niet alle bestrijdingsmiddelen zijn chloorhoudend. Daarom staat er bij de groep bestrijdingsmiddelen in de kolom HCl de indicatie +++ tussen haakjes.

Tabel 5.1. Overzicht van de belangrijkste gasvormige componenten die bij verschillende soorten branden kunnen vrijkomen.

Type brand of materiaal	CO	NO <sub>x</sub>	HCN	SO <sub>2</sub>	HCl	BTEXS	Overige aromaten	Alifaten	Aldehyden en ketonen	Overige componenten
Kunststoffen C-H <sup>1)</sup>	++	±	-	-	-	++	+	+	+	Fenolen
PVC en PVC-achtigen <sup>1)</sup>	++	±	-	-	+++	++	+	+	+	Gechloreerde aromaten en alifaten, <i>vinylchloride</i> , <i>fosgeen</i> (zie paragraaf 4.3.1)
Kunststoffen O <sup>1)</sup>	++	±	-	-	-	++	+	+	++	Fenolen, alcoholen, furanen, carbonzuren, esters, methylnmethacrylaat
Kunststoffen N <sup>1)</sup>	++	+	++	-	-	++	+	+	+	Ammoniak, isocyanaten, nitrillen, aminen, ureum
Kunststoffen S <sup>1)</sup>	++	±	-	++	-	++	+	+	+	Koolstofdissulfide, waterstofsulfide, zwavelzuur, zwaveltrioxide
Additieven in kunststoffen <sup>2)</sup>	(++)	(+)	(+)	(+)	(++)	(++)	(+)	(+)	(+)	Ftalaten, HBr, gebromeerde, gechloreerde en zuurstofhoudende koolwaterstoffen <sup>3)</sup> , organofosforverbindingen
Rubber en autobanden	++	±	(±)	++	(±)	+++	++	+	+	Fenolen, furanen, alcoholen, esters, isocyanaten, nitrillen, cyanobenzenen, thiazolen en thiofenen
Olie en daaruit afgeleide brandstoffen	+	±	-	+	-	++	++	+	±	Fenolen
PCB oliën en transformatoren <sup>4)</sup>	++	±	-	-	++	++	++	+	±	Vinylchloride, gechloreerde aromaten, gechloreerde alkanen, fenolen, alcoholen,
Verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën	++	±	(++)	(++)	(+++)	++	+	+	(+)	Ammoniak, nitrillen, isocyanaten, fosgeen, gechloreerde en zuurstofhoudende koolwaterstoffen <sup>3)</sup> , koolstofdissulfide, carbonylsulfide,
Hout, papier en karton	+++	+	-	(+)	-	++	+	+	++	Fenolen, furanen, ammoniak, nitrillen, isocyanaten
Afval <sup>5)</sup>	+	(+)	(++)	(+)	(++)	(+++)	+	(++)	+	Diverse verbindingen <sup>5)</sup>
Cacao	++	+	++	-	-	+	+	++	±	Nitrillen
Gebouwen <sup>5)</sup>	+	±	(+)	(+)	(+)	(++)	+	+	(+)	Diverse verbindingen <sup>5)</sup>

BTEXS = verzamelnaam voor benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen en styreen

<sup>1)</sup> De kunststoffen zijn, analoog aan de opzet van Tabel 4.1, ingedeeld in kunststoffen met uitsluitend koolstof en waterstof (C-H), kunststoffen met chloorgroepen (PVC en PVC-achtigen), kunststoffen met zuurstofgroepen (O), kunststoffen met stikstofgroepen (N) en kunststoffen met zwavelgroepen (S).

<sup>2)</sup> Het betreft additieven die worden toegepast in kunststoffen en textiel. Er bestaan zowel organische als metaalhoudende additieven. Voor beide groepen additieven zijn de potentiële componenten die bij branden kunnen vrijkomen, in deze tabel opgenomen.

<sup>3)</sup> Dit zijn dezelfde gechloreerde en zuurstofhoudende componenten als die vrijkomen bij de verbranding van chloor- en zuurstofhoudende kunststoffen.

<sup>4)</sup> Bedoeld worden transformatoren met PCB-houdende olie. In principe mogen transformatoren geen PCB-houdende olie meer bevatten, maar in de praktijk komen deze nog wel eens voor in het afvalstadium.

<sup>5)</sup> Bij deze groepen materialen zijn de emissies sterk afhankelijk van de samenstelling, zowel qua omvang als qua diversiteit aan ontstane verbindingen.

Tabel 5.2. Overzicht van de belangrijkste stofgebonden componenten die bij verschillende soorten branden kunnen vrijkomen.

Type brand of materiaal	Fijn stof	PAK's en bifenylen	Dioxinen	Overig organische componenten	Lood	Zink	Koper	Overige elementen
Kunststoffen C-H <sup>1)</sup>	+++	+++	–	–	–	–	–	–
PVC en PVC-achtigen <sup>1)</sup>	+++	+++	++ <sup>2)</sup>	Gechlorideerde PAK's, PCB's	–	–	–	–
Kunststoffen O <sup>1)</sup>	+++	+++	–	Fenolen, alcoholen, furanen, carbonzuren, esters	–	–	–	–
Kunststoffen N <sup>1)</sup>	+++	+++	–	Nitro-PAK's	–	–	–	–
Kunststoffen S <sup>1)</sup>	+++	+++	–	Zwavelhoudende PAK's	–	–	–	–
Additieven in kunststoffen <sup>3)</sup>	(++)	(++)	(+)	Ftalaten, organobroom- en organofosforverbindingen	(+)	(+)	(+)	Barium, cadmium, chroom, kobalt, nikkel, antimoon, titanium, calcium, arseen, selenium, kwik, fosfor
Rubber en autobanden	++	+++	–	Zwavel-PAK's, organozwavel- en organobroomverbindingen,	–	++	–	Broom
Olie en daaruit afgeleide brandstoffen	+++	++	–	Organozwavelverbindingen, zwavel-PAK's	–	–	–	Nikkel, vanadium
PCB oliën en transformatoren <sup>4)</sup>	++	+++	+++	Gechlorideerde PAK's	+	+	++	IJzer, aluminium, chroom, antimoon, cadmium, tin, barium
Verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën	++	+++	(+++)	Diverse verbindingen <sup>3)</sup>	(+)	(+)	(+)	Diverse verbindingen <sup>3)</sup>
Hout, papier en karton	+	++	(+)	Aldehyden, furanen, fenolen	–	–	–	–
Afval <sup>3)</sup>	(+++)	(+++)	(++)	Diverse verbindingen <sup>3)</sup>	(+)	(+)	(+)	Diverse verbindingen <sup>3)</sup>
Cacao	++	+	–	Nitrillen, carbonzuren, vetzuuresters	–	–	–	–
Gebouwen <sup>3)</sup>	++	++	(++)	Diverse verbindingen <sup>3)</sup>	++	++	++	Barium, cadmium, chroom, nikkel, antimoon, tin, titanium

<sup>1)</sup> De kunststoffen zijn, analoog aan de opzet van Tabel 4.1, ingedeeld in kunststoffen met uitsluitend koolstof en waterstof (C-H), kunststoffen met chloorgroepen (PVC en PVC-achtigen), kunststoffen met zuurstofgroepen (O), kunststoffen met stikstofgroepen (N) en kunststoffen met zwavelgroepen (S).

<sup>2)</sup> De emissiefactor aan dioxinen bij verbranding van PVC zijn niet hoog, vergeleken met die van andere chloorhoudende stoffen. Omdat het vaak om grote hoeveelheden PVC gaat, kan de uiteindelijke omvang van de dioxine-emissie toch aanzienlijk zijn.

<sup>3)</sup> Het betreft additieven die worden toegepast in kunststoffen en textiel. Er bestaan zowel organische als metaalhoudende additieven. Voor beide groepen additieven zijn de potentiële componenten die bij branden kunnen vrijkomen, in deze tabel opgenomen.

<sup>4)</sup> Bedoeld worden transformatoren met PCB-houdende olie. In principe mogen transformatoren geen PCB-houdende olie meer bevatten, maar in de praktijk komen deze nog wel eens voor in het afvalstadium.

<sup>5)</sup> Bij deze groepen materialen zijn de emissies sterk afhankelijk van de samenstelling, zowel qua omvang als qua diversiteit aan ontstane verbindingen.

De indeling in typen brand of materiaal is gebaseerd op de specifieke kenmerken, in de zin van vrijkomende verbrandingsproducten, van de verschillende bestudeerde materialen. Kunststoffen hebben bijvoorbeeld andere emissiepatronen dan hout of bestrijdingsmiddelen. De tabel bevat ook enkele verzamelcategoriën, zoals afval en gebouwen.

De categorie kunststoffen is vanwege de uiteenlopende soorten componenten die kunnen vrijkomen, onderverdeeld in kunststoffen met alleen de elementen koolstof en waterstof, kunststoffen met chloor, met zuurstof, met stikstof en met zwavel. Er zijn ook nog kunststoffen, die andere elementen bevatten zoals fluor, waarbij onder meer waterstoffluoride (HF) kan ontstaan. De toepassing van deze kunststoffen in producten, gebouwen, en dergelijke is echter zo gering dat geen relevante emissies aan specifieke verbrandingsproducten worden verwacht.

Additieven in kunststoffen zijn in een aparte categorie opgenomen, omdat deze in principe in alle soorten kunststoffen kunnen voorkomen. De groep additieven is zeer divers van aard. Er bestaan additieven van organische aard en er worden anorganische, voornamelijk metaalhoudende additieven toegepast. In paragraaf 4.3.2 is een uitgebreide opsomming gegeven.

Ook de categoriën ‘verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën’, ‘afval’ en ‘gebouwen’ omvatten uiteenlopende stoffen en materialen. Voor vrijwel alle verbrandingsproducten geldt dat ze in mindere of meerdere mate *kunnen* vrijkomen, maar dat de aard en omvang van de emissie afhankelijk is van de samenstelling van het verbrande materiaal.

Enkele specifieke incidenten, waar de MOD bij betrokken was, zijn niet verwerkt in het overzicht. Bij de vuurwerkramp in Enschede en de brand in het doekfilterafval in de C2-deponie op de Maasvlakte zijn in de lucht-, veeg- en grasmonsters componenten aangetroffen die duidelijk een relatie hadden met materialen in de brandhaard. Het gaat hier echter om zeer specifieke materialen (respectievelijk vuurwerk en gieterij-afval). Twee maal heeft de MOD metingen gedaan bij branden met tapijten en tapijtresten. Tapijten kunnen zijn gemaakt van natuurlijke textiel, kunststof of beide. Over de verbranding van textiel is weinig bekend, maar het is te verwachten dat dit grofweg dezelfde emissies geeft als verbranding van kunststoffen, daar textiel voornamelijk bestaat uit vezels van koolstof en waterstof met andere elementen zoals zuurstof en stikstof. Van sommige soorten textiel is wel bekend dat ze minder goed verbranden dan kunststoffen.

Naast de drie cacaobranden is de MOD één maal ingezet bij een brand met voedingsproducten, namelijk bij de kaasfabriek in Lutjewinkel. Bij die brand, die slechts enkele uren duurde en waar de MOD voornamelijk in de nablusfase heeft gemeten, zijn in de lucht-, veeg- en grasmonsters voornamelijk componenten gevonden die met het gebouw in verband worden gebracht en niet met de opgeslagen kaas. Opvallend aan de cacaobranden is, naast de emissies aan specifieke componenten als HCN en nitrillen, de lange duur en als gevolg daarvan de langdurige potentiële blootstelling aan vrijkomende stoffen. Dit heeft te maken met het hoge vetgehalte van cacao. Vet ontbrandt moeizaam,

maar als het eenmaal brandt is de brand vanwege de hoge calorische waarde van vet niet gemakkelijk te bedwingen. Om diezelfde reden kan broei ontstaan in een cacao-bonen-opslag en dat is vaak de oorzaak van een cacao-brand.

Voor de meeste componenten is ook de invloed van omstandigheden bepalend voor de omvang van de emissies. Vooral de temperatuur en de hoeveelheid beschikbare zuurstof in de brandhaard spelen een grote rol. De kwalitatieve indicaties in de Tabellen 5.1 en 5.2 over het algemeen zijn gebaseerd op matige tot slechte verbrandingscondities. We merken op dat zelfs bij matige tot slechte verbrandingscondities de variatie in de emissie van een component nog groot kan zijn. De kwalitatieve indicaties in de tabellen moeten dus worden beschouwd als een grove aanduiding. Ook valt niet uit te sluiten dat er in de kolommen 'overige componenten' nog componenten ontbreken, die noch in de studies uit hoofdstuk 4 noch door de MOD zijn aangetroffen. Het is echter te verwachten dat de meeste relevante verbrandingsproducten wel in de tabellen staan.





## 6. Discussie

### 6.1 Beperkingen van het onderzoek

Hoewel dit onderzoek een groot aantal gegevens heeft opgeleverd, waarmee het inzicht in emissies aan schadelijke stoffen bij branden kan worden verbeterd, kent het ook een aantal beperkingen.

Een belangrijke beperking van het werk van de MOD is, dat zij niet in de eerste fase van een brand aanwezig is. Afhankelijk van de locatie van de brand en de snelheid van de melding liggen er één tot enkele uren tussen het begin van de brand en de eerste metingen van de MOD. Daardoor zijn er nagenoeg geen gegevens over de soorten en concentraties stoffen ‘in het eerste uur’ van een brand. Dat geldt overigens ook voor de veldonderzoeken uit de literatuurstudie. De brandweer doet wel metingen op stoffen ‘in het eerste uur’, maar zij gebruikt een andere meetstrategie die vooral gericht is op acute risico’s voor de mens en niet op het identificeren van emissies. Ook is de gebruikte meetmethode zeer indicatief.

Bij de meeste branden zijn de omstandigheden in de beginfase relatief gunstig, dat wil zeggen een hoge temperatuur en voldoende zuurstoftoevoer. Op grond van de data uit de laboratoriumexperimenten kan worden afgeleid dat de emissies aan schadelijke stoffen dan relatief beperkt is. Bovendien stijgt bij een felle brand de rookpluim flink, waardoor de concentraties van vrijkomende stoffen op leefniveau in het benedenwinds gebied niet al te hoog zullen zijn. Juist in de smeulfase, de fase waar de MOD wel veel gegevens over heeft verzameld, worden de meest schadelijke stoffen gevormd en is ook de verspreiding vaak ongunstig met grotere potentiële gezondheidsrisico’s tot gevolg. Er kunnen echter ook branden zijn waar al in beginfase de verbranding ongunstig is. Een bekend voorbeeld is brand die ontstaat door broei. Ook zijn er gevallen bekend waar de rook ook al in de beginfase van de brand door bewoond gebied trok.

Het is daarom gewenst dat er meer mogelijkheden komen om ook in beginfase van een brand metingen te verrichten, niet alleen op notoire verbrandingsproducten zoals koolmonoxide en stikstofoxiden (hier bestaan al methoden voor en die worden door de brandweer toegepast), maar vooral ook op minder bekende componenten zoals PAK’s en specifieke VOC’s. In de komende jaren zal er, in nauwe samenwerking met de veiligheidsregio, worden gewerkt aan het verbeteren van de meetstrategie en de methoden om ook ‘in het eerste uur’ een breed spectrum aan stoffen in de leefomgeving te kunnen bepalen. Hier is inmiddels een aanvang mee gemaakt door binnen de brandweer het gebruik van Tedlar bags te stimuleren<sup>16</sup>.

---

<sup>16</sup> In een Tedlar bag kan met een eenvoudige handbediende pomp een luchtmonster worden genomen. De brandweer kan deze monsternamen ‘in het eerste uur’ van de brand doen. De Tedlar bags kunnen vervolgens binnen enkele uren door de MOD met GC/MS worden geanalyseerd. Met deze methodiek kan een breed scala aan VOC’s worden gemeten.

Een ander probleem bij het meten bij een brand is dat er, bij voorkeur op zo veel mogelijk locaties, metingen moeten worden gedaan op meerdere soorten stoffen. Door de beperkte tijd – er is meestal maar een paar uur ‘meettijd’ ter beschikking – moeten er echter keuzes worden gemaakt, zowel wat betreft het aantal en de ligging van de meetlocaties als wat betreft de in te zetten meettechnieken.

Om de meetlocaties te bepalen worden veelal indicatieve verspreidingsberekeningen gedaan. Omdat bij branden de pluimstijging echter moeilijk is te modelleren, wordt ook afgegaan op visuele waarnemingen. Soms zijn deze doorslaggevend, zeker als het gaat om het gebied dicht bij de brand – de verspreiding van de rookpluim is daar immers goed zichtbaar –, terwijl de locaties op grotere afstand worden vastgesteld op grond van de modelberekeningen. Ook kunnen zich praktische beperkingen voordoen (zie paragraaf 2.3). Kortom, om meerdere redenen kan niet altijd op de theoretisch meest ideale locaties worden gemeten, hetgeen een beperking kan vormen bij de interpretatie. Ook heeft men door de beperkte meettijd te maken met relatief hoge detectielimieten. Er kan immers weinig monstermateriaal worden verzameld (dat geldt overigens niet voor veeg- en grasmonsters). Hierdoor zijn de meetresultaten vaak niet heel nauwkeurig. Deze beperkingen hebben geen grote invloed op de beoordeling van risico’s voor mens en milieu als gevolg van de brand. Bij die risicobeoordeling wordt namelijk uitgegaan van worst case berekeningen van de blootstelling en daarvoor is het voldoende om de grootte-orde van concentraties te kennen. Bovendien zijn in de normen en grenswaarden waaraan de blootstelling wordt getoetst ruime veiligheidsmarges verdisconteerd. Echter, voor het bepalen van emissiefactoren en het vergroten van inzicht in soorten stoffen die branden vrijkomen, kunnen de beperkingen wel van belang zijn.

Tot slot merken we op dat er zeer weinig data van veldmetingen bij ‘echte’ branden zijn gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur. De meeste informatie is gebaseerd op laboratoriumexperimenten en de onderzoeken in het TOXFIRE en STEP Combustion project (zie paragraaf 4.2) hebben duidelijk gemaakt dat de emissiefactoren uit de kleine schaalexperimenten niet eenvoudig zijn te vertalen naar de werkelijke schaal bij ‘echte’ branden.

In hoofdstuk 5 hebben we echter duidelijk gemaakt dat de meetgegevens die de MOD heeft verzameld in grote lijnen consistent zijn met de data uit de laboratoriumexperimenten.

## 6.2 Verspreiding en depositie

Dit onderzoek is gericht op de aard en omvang van de emissies aan componenten bij verbranding van verschillende soorten materialen en niet op de verspreiding daarvan in de leefomgeving en de mogelijke risico’s van mens en milieu als gevolg daarvan. Niettemin is er uit de gegevens in deze studie wel informatie te halen over de verspreiding en depositie.

Uit de tabellen in hoofdstuk 3 is af te lezen dat op een afstand van 1 km van de brand en verder niet of nauwelijks verhoogde concentraties schadelijke stoffen voorkomen in de lucht. Als er al een verhoging is, is die zo gering dat er bij eventuele blootstelling daaraan geen sprake is van gezondheidsrisico's. Ook de depositie is vanaf enkele honderden meters en verder vrijwel nihil. Deze bevindingen kunnen in de toekomst worden gebruikt bij de beoordeling van de gevolgen van een brand, waarbij wel een slag om de arm moet worden gehouden in het geval van zeer grote branden of branden met bijzondere kenmerken.

Op afstanden korter dan 1 km komen wel verhoogde concentraties voor, soms zelfs zeer hoge. Uit de gegevens is geen algemene richtlijn te halen in de zin van een bepaalde afstand tot waar risicovolle concentraties of depositie voorkomen. Daarvoor zijn de emissies en de verspreiding bij de door de MOD onderzochte branden te verschillend. Het zou wel nuttig kunnen zijn om ten aanzien van dit aspect de gegevens nader te bestuderen, in combinatie met verspreidingsberekeningen. In de vorige paragraaf is aangegeven dat het berekenen van de verspreiding bij branden ingewikkeld is, vooral vanwege te moeilijk te modelleren pluimstijging. De meetgegevens van de MOD zouden gebruikt kunnen worden om verspreidingsmodellen voor branden te toetsen of verder te ontwikkelen. In 2007 zal vanuit het BOT-mi een project worden gestart om hier invulling aan te geven.

### **6.3 Lessen voor de toekomst**

Tot op heden voerde de MOD bij branden min of meer standaard metingen uit op VOC's, stof, PAK's, elementen en een aantal anorganische gassen. De laatste tijd zijn daar ook aldehyden bijgekomen en veelvuldig worden lucht-, veeg- en grasmonsters gescreend op 'onbekende' organische componenten.

Deze studie heeft echter duidelijk gemaakt dat er bij branden nog meer schadelijke stoffen kunnen vrijkomen, waaraan door de MOD – en ook door andere onderzoekers – tot nu toe weinig aandacht is besteed. Een belangrijk voorbeeld hiervan zijn de isocyanaten. Er zijn tot op heden weinig metingen gedaan, zowel in laboratoriumproeven als in veldmetingen tijdens 'echte' branden, terwijl wel duidelijk is dat deze zeer schadelijke stoffen worden gevormd bij de verbranding van bepaalde materialen zoals polyurethaan. Meer inzicht in de werkelijke emissies en concentraties op leefniveau in het gebied benedenwinds van een brand is daarom gewenst.

Andere 'onderbelichte' componenten bij branden zijn broomhoudende brandvertragers, gebromeerde dioxinen, nitro-PAK's, zwavel-PAK's, furanen, nitrillen, HF en HBr. Van sommige van deze componenten is niet alleen weinig bekend over hun emissies bij branden, maar ook over hun schadelijkheid voor mens en milieu. Om vast te stellen in hoeverre en met welke prioriteit de verbrandingsemissies van deze componenten nader bestudeerd dienen te worden, moet ook hun schadelijkheid worden betrokken. Immers, hoe toxischer de stof, des te belangrijker is het om de potentiële blootstelling bij branden te onderzoeken.

In aanvulling hierop is het ook noodzakelijk na te gaan of er voor componenten uit de zojuist genoemde lijst, gesteld dat er prioriteit aan wordt gegeven voor nader onderzoek, adequate meetmethoden bestaan dan wel dat die moeten worden ontwikkeld. De MOD werkt voortdurend aan het verbeteren van haar meetstrategie en methoden. Zo zijn recent enkele methoden ontwikkeld om in het veld aldehyden en PAK's te kunnen meten (tot op heden werden deze analyses in het laboratorium gedaan), zodat resultaten sneller beschikbaar zijn. De resultaten van deze studie naar emissies kunnen een nuttige input vormen bij het bepalen van de strategie voor de verdere ontwikkeling van meetmethoden.

Hoewel dit onderzoek niet gericht is op eventuele effecten van branden op de volksgezondheid en het milieu, willen we één aspect hiervan toch nader belichten. De beoordeling van gezondheidsrisico's en milieuschade is gebaseerd op toetsing van gemeten concentraties of de berekende blootstelling aan toxische grenswaarden. Deze grenswaarden hebben vaak betrekking op één stof of een groep sterk verwante componenten (bijvoorbeeld de dioxinen). Bij branden hebben we echter altijd te maken met een mengsel van veel stoffen van uiteenlopende aard, zowel fysisch-chemisch als toxicologisch. Over de toxiciteit van zulke mengsels is niet zo veel bekend. Er zijn wel toxicologische onderzoeken gedaan naar de effecten van mengsels van verbrandingsproducten, maar qua samenstelling is daarbij vooral gekeken naar de bekende gassen zoals CO, HCl en HCN en niet naar bijvoorbeeld PAK's, isocyanaten en bepaalde elementen. Ook is de blootstelling vaak kortdurend en hebben grenswaarden veelal betrekking op blootstelling over langere tijd.

Het is daarom aan te bevelen om bij de risicobeoordeling bij branden meer aandacht te besteden aan mogelijke (synergene) effecten als gevolg van kortdurende blootstelling aan mengsels van verbrandingsproducten.

## 7. Conclusies en aanbevelingen

### 7.1 Conclusies

Ter ondersteuning van de respons bij grote branden en branden met gevaarlijke stoffen is een inventarisatie gemaakt van schadelijke componenten die bij branden met verschillende soorten materialen kunnen vrijkomen. Daartoe is een literatuurstudie gedaan naar stoffen die bij branden vrijkomen. De gegevens uit deze literatuurstudie zijn aangevuld met meetresultaten die de MOD in de afgelopen 10 jaar heeft verzameld bij meer dan 50 branden.

De resultaten van deze studie zijn gebundeld in twee handige overzichtstabellen, waarin per type brand of materiaal de omvang van de emissies van de meest relevante componenten is aangegeven. Eén tabel bevat de gasvormige componenten en de andere fijn stof en stofgebonden componenten. Deze tabellen kunnen door hulpverleners en ondersteunende diensten, waaronder de MOD zelf, worden gebruikt als leidraad bij het bepalen van de meetstrategie, het maken van de risicobeoordeling en het treffen van eventuele maatregelen bij een brand.

Uit het overzicht blijkt dat een aantal componenten bij vrijwel elke brand wordt geëmitteerd. Dat zijn koolmonoxide, koolwaterstoffen (vooral aromatische), PAK's, fijn stof en, meestal in mindere mate, stikstofoxiden. Deze componenten komen vrij bij onvolledige verbranding van koolstofhoudende materialen (denk aan hout, kunststoffen, vloerbedekking, verf en voedingsproducten) en die zijn bij vrijwel elke brand betrokken. Andere componenten komen voornamelijk vrij als er specifieke materialen in de brandhaard aanwezig zijn. Voorbeelden zijn zoutzuur, chloorkoolwaterstoffen en dioxinen bij verbranding van chloorhoudende materialen zoals PVC, zwaveldioxide, broom en zink bij de branden met autobanden en aldehyden, furanen en fenolen bij verbranding van hout en papier.

De omvang van de emissies kan per brand verschillen. Niet alleen de hoeveelheden en aard van de materialen spelen daarin een rol, maar vooral ook de omstandigheden tijdens de brand. Temperatuur en zuurstoftoevoer zijn daarbij twee belangrijke parameters. Over het algemeen geldt: hoe slechter de verbrandingscondities, des te meer schadelijke stoffen er worden gevormd.

In deze studie hebben we ons in eerste instantie gericht op stoffen die vrijkomen in en zich verplaatsen door de lucht. Blootstelling via de lucht is immers de meest relevante route, waarlangs mensen (werknemers, hulpverleners, omwonenden en passanten) mogelijke gezondheidsrisico's lopen. Concentraties in de lucht benedenwinds van een brand zijn vrijwel altijd verhoogd, soms zelfs tot op honderden meters van de brandhaard. Dicht bij de brand kan de verhoging oplopen tot meer dan 1000 maal het achtergrondniveau. Uit de gegevens die de MOD heeft verzameld is geen algemene richtlijn te halen in de zin van een bepaalde afstand tot waar risicovolle concentraties voorkomen.

Daarvoor zijn de emissies en de verspreiding bij de door de MOD onderzochte branden te

verschillend. Wel kan worden geconcludeerd dat vanaf 1 km en verder van de brandhaard de concentraties niet of nauwelijks verhoogd zijn en, als er al een verhoging is, is deze zo gering dat er bij eventuele blootstelling daaraan geen sprake is van gezondheidsrisico's.

De MOD besteedt ook aandacht aan depositie van stofgebonden componenten en eventuele verontreiniging van gewassen als gevolg daarvan. Daartoe worden veeg- en grasmonsters genomen en geanalyseerd. Uit de verzamelde meetgegevens blijkt dat de depositie en gehalten in gras en gewassen meestal minder sterk verhoogd zijn dan concentraties in de lucht. Dit is verklaarbaar, omdat de luchtstofmonsters vaak in de rookpluim en relatief dicht bij de brandhaard zijn genomen en de veeg- en grasmonsters op grotere afstand. Bovendien treedt bij de verspreiding en depositie een verdunnings-effect op. Bij de branden, waar de MOD metingen heeft gedaan, is er in ongeveer de helft van de gevallen geen significante verhoging van elementen, PAK's of dioxinen in veeg- en grasmonsters gevonden en in de andere helft meestal een matige verhoging. Slechts enkele keren zijn sterke verhogingen gemeten. Ook blijkt de depositie vanaf enkele honderden meters van de brand en verder weg vrijwel nihil.

Deze bevindingen kunnen in de toekomst worden gebruikt bij de beoordeling van de gevolgen van een brand, waarbij wel een slag om de arm moet worden gehouden in het geval van zeer grote branden of branden met bijzondere kenmerken.

Emissie, verspreiding en depositie van stofdeeltjes bij een brand leidt over het algemeen niet tot een verontreiniging van de bodem in het benedenwindse gebied. De voornaamste reden hiervoor is dat het om een depositie van beperkte duur gaat en in de bodem een verdunning optreedt. Wel zouden de bodem en ook het oppervlaktewater verontreinigd kunnen raken als er sterk verontreinigd bluswater de bodem of het oppervlaktewater in stroomt of als er stoffen uitlogen uit de brandresten, maar zulke gevallen zijn niet bij de MOD noch uit de literatuurstudie bekend.

In dit rapport zijn we niet ingegaan op de gezondheidsrisico's en milieuschade, hoewel de beoordeling daarvan wel het uiteindelijke doel is van de MOD-activiteiten. We hebben ons in dit onderzoek echter uitsluitend gericht op de aard en omvang van de emissies aan componenten bij branden. Effecten op milieu en gezondheid hangen namelijk niet alleen samen met de vrijkomende componenten, maar vooral ook met de verspreiding en blootstelling en die kunnen van brand tot brand sterk verschillen. Zo zullen bij een felle brand met een grote pluimstijging de concentraties in de lucht in de directe omgeving laag zijn en pas daar waar de pluim de grond raakt verhoogd zijn. Deze verhoging is meestal niet al te sterk, omdat de rookpluim inmiddels is verdund. In de smeulfase van branden is er echter vaak nauwelijks enige pluimstijging, waardoor de rook direct door het aanliggende benedenwinds gebied trekt. Daar kunnen hoge tot zeer hoge concentraties schadelijke componenten voorkomen maar, zoals gezegd, moeten de risico's hiervan per incident worden beoordeeld.

## 7.2 Aanbevelingen

1. Hoewel deze studie het inzicht in omvang en aard van de emissies bij branden heeft vergroot, kent het ook enkele beperkingen. Eén van die beperkingen is dat de MOD niet in de eerste fase van een brand aanwezig is. Daardoor zijn er nagenoeg geen gegevens over concentraties stoffen ‘in het eerste uur’ van een brand. De brandweer doet wel metingen op stoffen ‘in het eerste uur’, maar haar meetstrategie is vooral gericht op acute risico’s voor de mens. Ook kent de door de brandweer gebruikte meetmethode veel beperkingen. In het overzicht van emissies van relevante componenten per type brand of materiaal zijn dus geen gegevens uit de eerste fase van een brand verdisconteerd. Het is daarom gewenst dat er meer mogelijkheden komen om ook in beginfase van een brand metingen te verrichten, niet alleen op notoire verbrandingsproducten zoals koolmonoxide en stikstofdioxiden, maar vooral ook op minder bekende componenten zoals PAK’s en specifieke VOC’s. Er zijn inmiddels, in samenwerking met de veiligheidsregio, projecten gestart om hier invulling aan te geven. Zo wordt momenteel binnen de brandweer het gebruik van Tedlar bags, waarmee ‘in het eerste uur’ luchtmonsters kunnen worden genomen die door de MOD kunnen worden geanalyseerd op een breed scala aan componenten, gestimuleerd.
2. Dit onderzoek maakt duidelijk dat, voor het beoordelen van milieu- en gezondheidsrisico’s, niet alleen de omvang en aard van de emissies uit een brand belangrijk zijn, maar ook de verspreiding daarvan in de leefomgeving. Uit de gegevens van de MOD is slechts beperkt informatie te halen over de verspreiding en depositie. De MOD meet namelijk vanwege de beperkte ‘meettijd’ slechts op enkele locaties. Om op basis van deze meetgegevens de blootstelling over een groter gebied te kunnen berekenen, is het nodig te beschikken over een goed, specifiek op branden gericht verspreidingsmodel. Het berekenen van de verspreiding bij branden is echter ingewikkeld, vooral vanwege te moeilijk te modelleren pluimstijging. In 2007 zal daarom vanuit het BOT-mi een project worden gestart gericht op het inventariseren en verbeteren van verspreidingsmodellering branden. De gegevens uit dit rapport kunnen daar mogelijk bij worden gebruikt.
3. Een aantal potentieel risicovolle componenten die bij branden kunnen worden gevormd heeft tot op heden weinig aandacht gekregen, zowel in het werk van de MOD als in andere onderzoeken. Een voorbeeld hiervan zijn isocyanaten, die bekend staan als zeer schadelijk. Uit het geringe aantal metingen op deze groep stoffen bij branden en verbrandingsproeven is duidelijk geworden dat ze kunnen vrijkomen, onder meer uit polyurethaan. Andere ‘onderbelichte’ componenten bij branden zijn broomhoudende brandvertragers, gebromeerde dioxinen, nitro-PAK’s, zwavel-PAK’s, furanen, nitrillen, HF en HBr. Meer inzicht in de werkelijke emissies en concentraties van deze componenten bij branden is daarom gewenst, maar daarbij moet ook hun schadelijkheid worden betrokken en, voor sommige van deze stoffen, nader worden onderzocht. Immers, hoe toxischer de stof, des te belangrijker is het om de potentiële blootstelling bij branden te onderzoeken.

4. In aanvulling hierop is het ook noodzakelijk om voor deze componenten adequate meetmethoden te ontwikkelen, mits die niet al beschikbaar zijn.
5. Het RIVM heeft recent een veldmeetmethode ontwikkeld om ter plaatse van een incident aldehyden en PAK's in lucht te kunnen meten. Uit de literatuurstudie komt naar voren dat bij diverse branden emissies van aldehyden zijn te verwachten. Het is daarom nuttig dat de MOD vaker metingen op aldehyden verricht.
6. Bij de beoordeling van gezondheidsrisico's en milieuschade bij calamiteiten wordt de blootstelling vaak getoetst aan toxische grenswaarden voor afzonderlijke stoffen of groepen verwante stoffen. Bij branden hebben we echter altijd te maken met een mengsel van veel stoffen van uiteenlopende aard. Ook is de blootstelling vaak kortdurend (piekbelasting). Het zou daarom gewenst zijn dat er een gerichte methodiek wordt ontwikkeld voor de risicobeoordeling bij branden, waarbij rekening wordt gehouden met mogelijke (synergene) effecten als gevolg van kortdurende blootstelling aan mengsels van verbrandingsproducten.
7. Tot slot is het te overwegen om over een aantal jaren een aanvullende inventarisatie te maken waarin zowel MOD-metresultaten als nieuwe literatuur wordt meegenomen. Hiermee kan het emissie-overzicht verder worden verbeterd.



## Referenties

- Andersson B., Babrauskas V., Holmstedt G., Särdaqvist S. and Winter G. (1999) Simulated fires in substances of pesticide type. Report 3087. Department of Fire Safety Engineering, Lund University, Lund, Sweden.
- Baars A.J., Kliet J.J.G. en Dijkman E. (2001) Aanvullend verslag analyseresultaten Polycyclische Aromaten in luchtmonsters genomen tijdens de brand te 's Heerenberg d.d. 11/12 maart. Briefrapport 22 maart 2001. RIVM, Bilthoven.
- Baudry A., Dufay J., Regnier N. and Mortaigne B. (1998) Thermal degradation and fire behaviour of unsaturated polyester with chain ends modified by dicyclopentadiene. *Polym. Degrad. Stab.*, 61, 441-452.
- Belle N.J.C. van (2004) Brand bij DBM Blending in Klundert. Briefrapport 20040605 RIVM/IMD/JvB. RIVM, Bilthoven.
- Belle N.J.C. van, Bloemen H.J.Th., Vermeire T.G., Groot A.C. de, Willemsen W.H., Boer A.C. den, Beek A.C.W. van de en Berkhoff C.J. (2003a) Brand bij Carlisle Hardcast BV te Weesp. Briefrapport IMD/375/JvB/2003. RIVM, Bilthoven.
- Belle N.J.C. van, Fortezza F., Gielen D., Groenemeijer G.S., Hartog R.S. den, Boer A.C. den en Wiel H.J. van der (2003b) Aanvullende grasanalyses in de nabijheid van Sicpa-Sinclair te Zevenaar. Briefrapport 563/03/IMD JvB. RIVM, Bilthoven.
- Belle N.J.C. van, Mennen M.G., Masselink N.J., Iersel P.W.C. van, Ramlal M.R., Beek A.C.W. van de en Vermeire Th. (2004) Eindrapportage MOD inzet brand in een papierfabriek te Eerbeek d.d. 17 april 2004. Briefrapport 248/04 RIVM/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Belle N.J.C. van, Vermeire T., Schols E., Peijnenburg W.J.G.M., Groot A.C. de, Iersel P.W.C. van, Piso S., Veen R.P.M. van, Ramlal M.R., Dijkman E., Hogendoorn E.A., Boer A.C. den en Wiel H.J.W.J. van de (2003c) Rapportage inzet Milieu Ongevallen Dienst bij de brand bij Vredestein in Enschede, 22 augustus 2003. Briefrapport 608/03 RIVM/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Bertrand C.M. and Wagner J.P. (1997) Evaluation of toxic emissions and residues from the controlled combustion of selected foamed plastics. *Polym.-Plast. Technol. Eng.*, 36, 67-88.
- Blumenstock M., Zimmermann R., Schramm K.-W., Kaune A., Nikolai U., Lenoir D. and Kettrup A. (1999) Estimation of the dioxin emission (PCDD/FI-TEQ) from the concentration of low chlorinated aromatic compounds in the flue and stack gas of a hazardous waste incinerator. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 49, 179-190.
- Blumenstock M., Zimmermann R., Schramm K.-W. and Kettrup A. (2001) Identification of surrogate compounds for the emission of PCDD/F (I-TEQ value) and evaluation of their on-line real-time detectability in flue stack gases of waste incineration plants by REMPI-TOFMS mass spectrometry. *Chemosphere*, 42, 507-518.
- Böckler M., Kempf E. und Pöpke O. (1996) Emissionen polybromierter Dibenzo-p-dioxine (PBDD) und Dibenzofurane (PBDF) bei thermischer Belastung von Leiterplatten. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, 56, 17-21.

- Bolt A. en de Jong A.P.J.M. (1993a) Onderzoek naar buitenluchtconcentraties van 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxinen en furanen in Nederland. Deel II: Gehalten in een ruraal gebied (nulpuntsmeting). RIVM rapport 770501008, RIVM, Bilthoven.
- Bolt A. en de Jong A.P.J.M. (1993b) Onderzoek naar buitenluchtconcentraties van 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxinen en furanen in Nederland. Deel III: Gehalten in een stedelijk gebied. RIVM rapport 770501013, RIVM, Bilthoven.
- Breugel P. van, Diederik H., Hammingh P., Jimmink B., Kamst A., Noordijk H., Swaan P., Velders G., en Velze K. van (2002) Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2000. Rapport nr. 725301008, RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H. (2002) Eindrapportage. Brand in opslagplaats van plastics in Lichtenvoorde. Briefrapport 412/02 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H. (2003) Eindrapportage MOD inzet bij een brand bij sociale werkvoorziening LICOM Wenkebachstraat 2 te Kerkrade d.d. 20 oktober 2003. Briefrapport 720/03/IMD/mb. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H. (2005) MOD uitruk in verband met een brand bij Bowie Recycling in Son en Breugel. Briefrapport 20050692 IMD mhb. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Bloemen H.J.Th. en P. van Zoonen (2004a) Brand bij schaatsbaan de Uithof in Den Haag. Briefrapport 177/04/IMD/mb. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Dijk S. van, Wiel H.J.W.J. van de, Mennen M.G. en Schols E. (2005) Inzet van de MOD bij een brand in Raamsdonkveer. Briefrapport 20050272. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Hogendoorn E.A., Bloemen H.J.Th. en Kliet J.J.G. (2003) Eindrapportage MOD inzet bij een cacao-brand bij AMD Cocoa te Wormer, d.d. 18 december 2003. Briefrapport 853/03/IMD/mb. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Mennen M.G. en Belle N.J.C. van (2004b) Brand bij een silo van European Bulk Services in Rotterdam. Briefrapport 120/04/IMD JvB. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Mennen M.G., Kliet J.J.G., Traag W. en Hoogenboom R. (2001a) Eindrapportage RIVM onderzoek brand "De Bonte Wever" te Slagharen. Briefrapport 378/01 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Mennen M.G., Masselink N.J. en Iersel P.W.C. van (2003) Eindrapportage MOD inzet brand bij Elkochemie te Barneveld d.d. 21 januari 2003. Briefrapport 114/03/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Reijnders H.F.R., de Groot A.C., Hamzink M.R.J., Mennen M.G. en Bresser A.H.M. (2001b) Eindrapportage RIVM onderzoek brand V.A.R. te Wilp. Briefrapport 787/01 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Buijsman E. (2004) Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2002. RIVM rapport 500037004, RIVM, Bilthoven.
- Caffrey P.F., Ondov J.M., Zufall M.J. en Davidson C.I. (1998) Determination of size-dependent dry particle deposition velocities with multiple intrinsic elemental tracers. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 1615-1622.
- Chan W.H., Tang A.J.S., Chung D.H.S. en Lysis M.A. (1986) Concentration and deposition of trace metals in Ontario-1982. *Water Air Soil Pollut.*, 29, 373-89.

- Cleven R.F.M.J., Janus J.A., Annema J.A. en Slooff W. (1992) Basisdocument zink. RIVM rapport 710401019, RIVM, Bilthoven.
- Davie F.M. and Nolan P.F. (1993) Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products. Particle characterization. In S.T. Cole & P.J. Wicks (Eds), Industrial Fires Workshop Proceedings. Report EUR 15340 EN, European Union.
- Des Rosiers P.E. (1987) Chlorinated combustion products from fires involving PCB transformers and capacitors. *Chemosphere*, 16, 1811-1888.
- Desmet K. (2005) Development of novel techniques base don sorptive extraction for the analysis of combustion gases. Thesis. Gent University, Faculty of Sciences, Gent, Belgium.
- Deutsch D.G. and Goldfarb Th.D. (1988) PCDD/PCDF contamination following a plastics fire in a university lecture hall building. *Chemosphere*, 17, 2423-2431.
- Draper W.M., Phillips J., Harnly M. and Stephens R.D. (1988) Assessing environmental contamination from a pentachlorophenol fire: screening soils for octachlorodibenzo-p-dioxin. *Chemosphere*, 17, 1831-1850.
- Dusseldorp A., Belle N.J.C. van en Broekman M.H. (2003) Geëmitteerde toxische stoffen bij de brand bij Kargro. Briefrapport 186/03/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Dusseldorp A. en Mennen M.G. (2005) Verbranden van hout- en snoeiafval buiten inrichtingen. Briefrapport 20050774, RIVM/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Duyzer J.H. en Vonk A.W. (2002) Atmosferische depositie van persticiden, PAK en PCB's in Nederland. Rapport nr. R 2002/606, TNO, Apeldoorn.
- Dijk S. van, Belle N.J.C. van en Mennen M.G. (2002) Eindrapportage: Samenstelling van gedeponerd stof na de brand bij Snijtech in Joure. Briefrapport 614/02 IEM SvD. RIVM, Bilthoven.
- Dijk S. van, Putten E.M. van en Mennen M.G. (2002) Eindrapportage bandenbrand Kampen. Briefrapport 682/02 IEM SvD. RIVM, Bilthoven.
- Evans D., Mulholland G., Gross D., Baum H. and Daito K. (1988) Environment effects of oil spill combustion. NISTIR report 88-3822. National Institute of Standards and Technology, USA.
- Fang G.C., Chang C.N. en Chang S.Y. (1997) Dry deposition of metal elements on surrogate surfaces in the ambient air of central Taiwan. *Toxicol. Environ. Chem.*, 62, 111-123.
- Foltescu V.L., Isakson J., Selin E. en Stikans M. (1994) Measured fluxes of sulphur, chlorine and some anthropogenic metals to the Swedish West coast. *Atmos. Environ.* 28, 2639-2649.
- Fullana A., Font R., Conesa J.A. and Blasco P. (2000) Evolution of products in the combustion of scrap tires in a horizontal, laboratory scale reactor. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 2092-2099.
- Hammingh P., Beck J., Breugel P. van, Buijsman E., Diederer H., Noordijk H., Ruiter J. de, Tromp J., Velders G. en Velze K. van (2002) Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2001. RIVM rapport 725301009, RIVM, Bilthoven.

- Heger H.J., Zimmermann R., Blumenstock M. en Kettrup A. (2001) On-line real-time measurements at incineration plants: PAHs and a PCDD/F surrogate compound at stationary combustion conditions during transient emission puffs. *Chemosphere* 42, 691-696.
- Herzberg T., Blomqvist P., Dalene M. and Skarpin G. (2003) Particles and isocyanates from fires. Report no. 2003:05. SP Swedish National Testing and Research Institute, Borås, Zweden.
- Hirschler M.M. (1999) Smoke toxicity: yields of toxicants in fires and implications for lethality and incapacitation. *Recent Adv. Flame Retard. Polym. Mater.*, 10, 407-417.
- Hoek G., Mennen M.G., Allen G.A., Hofschreuder P. and Meulen A. van der (1996) Concentrations of acidic air pollutants in the Netherlands. *Atmos. Environ.*, 30, 3141-3150.
- Huggett C. and Levin B.C. (1987) Toxicity of the pyrolysis and combustion products of poly (vinyl chlorides): A literature assessment. *Fire and Materials*, 11, 131-142.
- Humphreys H. And Christopher A.J. (1985) Acidic volatiles from overheated polymeric materials. *Fire and Materials*, 9, 120-124.
- Iida T., Motoharu N. and Goto K. (1974) Investigations on poly (vinyl chloride): Evolution of aromatics on pyrolysis of poly (vinyl chloride) and its mechanism. *J. Polym. Sci.*, 12, 737-749.
- Janssen N.A.H., van Mansom D.F.M., van der Jagt K., Harssema H. en Hoek G. (1997) Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations. *Atmos. Environ.*, 31, 1185-1193.
- Janus J.A., Annema J.A., Aben J.M.M., Slooff W. en Wesselink L.G. (1999) Evaluatiedocument lood. RIVM rapport 601014003, RIVM, Bilthoven.
- Kim N.D. and Fergusson J.E. (1994) The concentrations, distribution and sources of cadmium, copper, lead and zinc in the atmosphere of an urban environment. *Sci. Total Environ.*, 144, 179-189.
- Kliest J.J.G., van der Eerden L.J.M., Diederens H.S.M.A. en van de Beek A.C.W. (1995) Resultaten van een onderzoek naar schade aan planten veroorzakende luchtverontreiniging in het Sloegebied. RIVM rapport 609021009, RIVM, Bilthoven.
- Kliest J.J.G. (2000a) Voorlopige resultaten brand Genemuiden. Briefrapport 529/00 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Kliest J.J.G. (2000b) Rapportage brand AVR 28 oktober 2000. Briefrapport 619/00 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Kliest J.J.G. (2001) Tussentijds verslag analyseresultaten van de monsters genomen bij de brand te 's Heerenberg d.d. 11/12 maart. Briefrapport 16 maart 2001. RIVM, Bilthoven.
- Klusmeier W., Vögler P., Ohrbach K.-H, Weber H. and Kettrup A. (1988) Thermal decomposition of decabromodiphenyl ether. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 13, 277-285.
- Laursen K.K., Ferek R.J. and Hobbs P.V. (1992) Emission factors for particles, elemental carbon and trace gases from the Kuwait oil fires. *J. Geophys. Res.*, 97, D13, 491.
- Lemieux P.M. and Ryan J.V. (1993) Characterization of air pollutants emitted from a simulated scrap tire fire. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 43, 1106-1115.

- Lemieux P.M., Lutes C.C. and Santoianni D.A. (2004) Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Prog. Energy Combust. Sci.*, 30, 1-32.
- Levine J. (1993) Global biomass burning. Atmospheric, climatic and biospheric implications. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London.
- Liao J.C. and Browner R.F. (1978) Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons in poly (vinyl chloride) smoke particulates by high pressure liquid chromatography and gas chromatography-mass spectrometry. *Anal. Chem.*, 50, 1683-1686.
- Liem A.K.D., van de Berg R., Bremmer H.J., Hesse J.M. en Slooff W. (1993) Basisdocument dioxinen. RIVM rapport 710401024, RIVM, Bilthoven.
- Lönnermark A. and Blomqvist P. (2005a) Emissions from fires in electrical and electronics waste. Report no. 2005:42. SP Swedish National Testing and Research Institute, Borås, Zweden.
- Lönnermark A. and Blomqvist P. (2005b) Emissions from tyre fires. Report no. 2005:43. SP Swedish National Testing and Research Institute, Borås, Zweden.
- Lönnermark A., Blomqvist P., Månsson M. and Persson H. (1996) TOXFIRE – Fire characteristics and smoke gas analysis in under-ventilated large-scale experiments. Tests in the ISO 9705 room. SP report 1196:45. Swedish National Testing and Research Institute, Borås, Sweden.
- Lowry W.T., Juarez L.B.S., Petty C.S. and Roberts B. (1985) Studies of toxic gas production during actual structural fires in the Dallas Area. *J. Forensic Sciences*, 30, 59-72.
- MacGrattan K.B., Baum H.R., Walton W.D. en Trelles J. (1997) Smoke plume trajectory from in situ burning of crude oil in Alaska – Field experiment and modeling of complex terrain. NISTIR report 5958. National Institute of Standards and Technology, USA.
- Månsson M., Dahlberg M., Blomqvist P. and Ryderman A. (1994) Combustion of chemical substances. Fire characteristics and smoke gas components in large-scale experiments. SP Report no. 1994:28. Swedish National Testing and Research Institute, Borås, Sweden.
- Månsson M., Lönnermark A., Blomqvist P., Persson H. and Babrauskas V. (1996) TOXFIRE – Fire characteristics and smoke gas analysis in under-ventilated large-scale experiments. SP report 1196:44. Swedish National Testing and Research Institute, Borås, Sweden.
- Marklund S., Anderson R., Tysklind M. en Rappe C. (1989) Emissions of PCDDs and PCDFs from a PVC-fire in Holmsund, Sweden. *Chemosphere*, 18, 1031-1038.
- Matthijsen A.J.C.M., Laheij G.M.H. en Post J.G. (1998) Studie naar de verbrandingsproducten van chemicaliën en bestrijdingsmiddelen. RIVM rapport 610066009. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G. (1997) Kort verslag van de metingen uitgevoerd naar aanleiding van de cacao-brand in het Westelijk Havengebied Amsterdam. Briefrapport 584/97 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G. (2001) Eindrapportage RIVM metingen en analyses brand Hazeldonk. Briefrapport 213/01 IEM, RIVM, Bilthoven.

- Mennen M.G. (2002) Resultaten van metingen door de Milieuongevallendienst bij branden. Rapport nr. 609001002, RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G. en van Belle N.J.C. (2001) Rapportage RIVM metingen en analyses brand IJsselmuiden. Briefrapport 512/01 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Belle N.J.C. van, Hoffer S.M., Putten E.M. van, Fortezza F., Heuvel F.H. van den, Boer A.C. den, Dijkman E. en Zwartjes R.J.W. (2005) Eindrapportage MOD inzet bij de brand in een bedrijfspand in Best d.d. 6 mei 2005. Briefrapport 20050572. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Belle N.J.C. van, Iersel P.W.C. van, Groot A.C. de, Boer A.C. den, Beek A.C.W. van de, Vermeire T.G., Zwartjes R.J.W., Nap L., Berkhoff C.J. en Putten E.M. van (2003a) Rapportage MOD inzet brand in een autobandenopslag op een industrieterrein te Assen d.d. 21 februari 2003. Briefrapport 161/03 RIVM/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Belle N.J.C. van, Iersel P.W.C. van, Groot A.C. de, Boer A.C. den, Beek A.C.W. van de, Vermeire T.G., Zwartjes R.J.W., Nap L., Berkhoff C.J. en Putten E.M. van (2003b) Aanvullende rapportage MOD inzet brand in een autobandenopslag op een industrieterrein te Assen d.d. 21 februari 2003. Briefrapport 185/03 RIVM/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Bos H.P., Linders S.H.M.A., Stil G.H. and Kootstra P.R. (1997) Aldehyde concentrations in ambient air. Results of a one-year measuring campaign at two sites in the Netherlands. RIVM report 723101028, RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G. en Dijk S. van (2004) Rapportage MOD inzet brand bij het recycling bedrijf Bowie BV te Son d.d. 7 tot 9 juni 2004. Briefrapport 357/04 IMD SvD. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., van Dijk G.G., Ramlal M.R., Hamzink M.R.J., van de Beek A.C.W., Heusinkveld H., Dijkman E. en Zwartjes R.J.W. (2001a) Eindrapportage van de metingen uitgevoerd bij de brand bij UNIL te Alkmaar. Briefrapport 385/01 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Fortezza F., Knol-de Vos T., van Hellemond J., van de Beek A.C.W., Breugem P.M. en van den Beld W. (2000) Verslag van de monsternemingen en analyses van luchtstof en gedeponeerd stof bij een woning in Zoeterwoude. Briefrapport 154/00 IEM, RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Fortezza F., Ramlal M.R., van de Beek A.I.M., Wammes J. IJ., van de Beek A.C.W., van de Werken G., Kootstra P.R., van der Hoff G.R., Berkhoff C.J. en Visser T. (1999) Verslag van de metingen uitgevoerd naar aanleiding van de brand in een loods gelegen aan de Fokkerstraat te Schiedam. Briefrapport 354/99 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Fortezza F., Stoffelsen B., Stolk A.P., Wiel H.J. van der, Belle N.J.C. van, Beek A.C.W. van de, Berkhoff C.J. en Zwartjes R.J.W. (2003c) Rapportage MOD inzet brand in een drukinktenfabriek te Zevenaar d.d. 20 juli 2003. Briefrapport 541/03 RIVM/IMD. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Hogendoorn E.A., Putten E.M. van, Stoffelsen B.H.G., Iersel P.W.C. van,, Beek A.C.W. van de en Kliet J.J.G. (2002a) Voorlopige rapportage RIVM metingen

- bij de brand bij de AVR C2-deponie op 4 juni 2002. Briefrapport 449/02 RIVM/IEM. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Hogendoorn E.A., Putten E.M. van, Stoffelsen B.H.G., Iersel P.W.C. van,, Beek A.C.W. van de en Kliet J.J.G. (2002b) Aanvullende rapportage RIVM metingen bij de brand bij de AVR C2-deponie op 4 juni 2002. Briefrapport 463/02 RIVM/IEM. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Kliet J.J.G. en van Bruggen M. (2001b) Vuurwerkkramp Enschede: Deel 1. Metingen van concentraties, verspreiding en depositie van schadelijke stoffen. RIVM rapport 609022002, RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Putten E.M. van en Krystek P. (2004) Immissie-, gewas- en depositieonderzoek in de omgeving van Van Voorden gieterij te Zaltbommel. RIVM rapport 609021027, RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Reijnders H.F.R., Groot A.C. de, Fortezza F., Groenemeijer G., Wiel H.J.W.J. van de, Beek A.C.W. van de, Heusinkveld H. en Janssen P.J.C.M. (2002a) Rapportage RIVM onderzoek brand schip de Friesland te Vlaardingen. Briefrapport 208/02 RIVM/IEM. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Reijnders H.F.R., Groot A.C. de, Fortezza F., Groenemeijer G., Wiel H.J.W.J. van de, Beek A.C.W. van de, Heusinkveld H. en Janssen P.J.C.M. (2002b) Aanvullende rapportage RIVM onderzoek brand schip de Friesland te Vlaardingen: Resultaten van de dioxine analyses. Briefrapport 243/02 RIVM/IEM. RIVM, Bilthoven.
- Merz W., Neu H.-J., Kuck M., Winkler K., Gorbach S. und Muffler H. (1986) Ein Verfahren zur Erzeugung und analytischen Charakterisierung von Brandgasen. Fresenius Z. Anal. Chem., 325, 449-460.
- Noll K.E., Yuen P.F. en Fang K.Y.P. (1990) Atmospheric coarse particulate concentrations and dry deposition fluxes for ten metals in two urban environments. Atmos. Environ., 24A, 903-908.
- O'Mara M.M. (1970) High-temperature pyrolysis of poly (vinyl chloride): Gas chromatographic-mass spectrometric analysis of the pyrolysis products from PVC resin and plastisols. J. Polym. Sci., 8, 1887-1899.
- Ortner D.B. und Hensler G. (1995) Beurteilung von Kunststoffbränden. Rapport nr. 1/7-1515-21294. Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, Duitsland.
- O'Shaughnessy en Garga (2000) Tire-reinforced earthfill, part 3: Environmental assessment. Can. Geotech. J., 37, 117-131.
- Packham S.C. and Crawford P.E. (1984) An evaluation of smoke toxicity and toxic hazard of electrical non-metallic tubing combustion products. J. Fire Sciences, 2, 37-59.
- Paode R.D., Sofuoglu S.C., Sivadechthep J., Noll K.E., Holsen T.M. en Keller G.J. (1998) Dry deposition fluxes and mass size distributions of Ph, Cu, and Zn measured in southern Lake Michigan during AEOLUS. Environ. Sci. Technol., 32, 1629-1635.
- Paode R.D., Shahin U.M., Sivadechathep J., Holsen T.M. en Franek W.J. (1999) Source apportionment of dry deposited and airborne coarse particles collected in the Chicago area. Aerosol Sci. Technol., 31, 473-486.

- Petersen K.E. and Markert F. (1999) Assessment of fires in chemical warehouses. An overview of the TOXFIRE project. Report no. Risø-R-932(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
- Persson B. and Simonson M. (1998) Fire emissions into the atmosphere. *Fire Technol.*, 34, 266-279.
- Pfeiffer F., Struschka M., Baumbach G., Hagenmaier H. and Hein K.R.G. (2000) PCDD/PCDF emissions from small firing systems in households. *Chemosphere*, 40, 225-232.
- Pitts W.N. (1996) Carbon monoxide formation algorithm. Proc. thirteenth meeting of the UJNR panel on fire research and safety, March 13-20, 1996, NISTIR 6030, Gaithersburg, USA.
- Ponka A., Salminen E. en Ahonen S. (1993) Lead in the ambient air and blood specimens of children in Helsinki. *Sci. Total Environ.*, 138, 301-308.
- Reimann C. en Caritat P. de (1998) Chemical elements in the environment: Factsheets for the geochemist and environmental scientist. Springer Verlag, Berlin.
- RIVM (1998a) Verslag van de metingen uitgevoerd naar aanleiding van de brand op een industrieterrein in Heerhugowaard d.d. 26 maart 1998. Briefrapport 389/98 IEM. RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1998b) Verslag van de metingen uitgevoerd naar aanleiding van de brand op industrieterrein Keizerswoert te Putten d.d. 2-5 mei 1998. Briefrapport 465/98 IEM. RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1998c) Aanvullende rapportage betreffende metingen uitgevoerd naar aanleiding van de brand op industrieterrein Keizerswoert te Putten d.d. 2-5 mei 1998. d.d. 26 maart 1998. Briefrapport 766/98 IEM. RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1992) Exploratory report antimony and antimony compounds. RIVM rapport 71001020, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1993) Exploratory report Aluminium and aluminium compounds. RIVM report 710401022, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2000a) Eindrapportage van de metingen uitgevoerd bij de brand in een verffabriek te Aalsmeer. Briefrapport 149/00 IEM. RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2000b) Rapportage van de analyses van monsters genomen bij een brand bij een metaalbedrijf te Beverwijk, zaterdag 2 september 2000. Briefrapport 469/00 IEM. RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2001) Rapportage resultaten metingen brand van 7 – 8 maart 2001 te Hasselt. Milieu Ongevallen Dienst. RIVM, Bilthoven.
- Ross J.L., Ferek R.J. and Hobbs P.V. (1996) Particle and gas emissions from an in situ burn of crude oil on the ocean. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 46, 251-259.
- Ruokojärvi P., Aatamila M. and Ruuskanen J. (2000) Toxic chlorinated and polyaromatic hydrocarbons in simulated house fires. *Chemosphere*, 41, 825-828.
- Ruokojärvi P., Ettala M., Rahkonen P., Tarhanen J. and Ruuskanen J. (1995) Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and -furans (PCDDs and PCDFs) in municipal waste landfill fires. *Chemosphere*, 30, 1697-1708.



- Särdqvist S. (1993) Initial fires. RHR, smoke production and CO generation from single items and room fire tests. Institute of Technology, Department of fire safety engineering, Lund University, Zweden.
- Slooff W., Cleven R.F.M.J., Janus J.A. en Ros J.P.M. (1987) Ontwerp basisdocument koper. RIVM rapport 758474003, RIVM, Bilthoven.
- Slooff W., Cleven R.F.M.J., Janus J.A. en van der Poel P. (1989a) Basisdocument chroom. RIVM rapport 758701001, RIVM, Bilthoven.
- Slooff W., Janus K.J.A., Matthijssen A.J.C.M., Montizaan G.K. en Ros J.P.M., eds. (1989b) Basisdocument PAK. RIVM rapport 758474007. RIVM, Bilthoven.
- Smith-Hansen L. (1994) STEP – Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products. Final report. Report no. Risø-R-764(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
- Sofuoglu S.C., Paode R.D., Sivadechathep J., Noll K.E., Holsen Th.M. en Keeler G.J. (1998) Dry deposition fluxes and atmospheric size distributions of mass, Al, and Mg measured in southern Lake Michigan during AEOLOS. *Aerosol Sci. Technol.*, 29, 281-293.
- Stark G.W.V., Evans W. and Field P. (1969) Toxic gases from rigid poly (vinyl chloride) in fires. Fire Research Note 752. Fire Research Station, Borehamwood, Herts, UK.
- Sulilatu W.F. and Koning J. de (1989) Oriënterend onderzoek naar de emissies van shredderafvalbranden. Rapport no. 89-311. TNO, Apeldoorn.
- Swietlicki E., Puri S., Hansson H.-C. en Edner H. (1996) Urban air pollution source apportionment using a combination of aerosol and gas monitoring techniques. *Atmos. Environ.*, 30, 2795-2809.
- Targa J., Kent A., Stewart R., Colema P., Bower J., Webster H., Taylor J., Murray V., Mohan R. en Aus Ch. (2006) Initial review of air quality aspects of the Buncefield oil depot explosion. Report no. AEA/ENV/R/2168 Issue 3. AEA Technology Environment, Harwell, UK.
- Tewarson A., Jiang F.H. and Morikawa T. (1993) Ventilation-controlled combustion of polymers. *Combustion and Flame*, 95, 151-169.
- Theelen R.M.C. en Hoven A.M. (2001) (Water)bodem- en visonderzoek rond het ATF-terrein te Drachten. Rapport nr. R001-3885089HOV-C01-N-A. Tauw BV, regio Noord, Assen.
- Thurston G.D. and Spengler J.D. (1985) A quantitative assessment of source contributions to inhalable particulate matter pollution in metropolitan Boston. *Atmos. Environ.*, 19, 9-25.
- Ulmann R.M., Engelen J.G.M. van, Slanina J., Jager J., Vollbracht L., Schuddeboom L.J. en Ploeg L. (2003) Chemische feitelijkheden. Actuele encyclopedie over chemie in relatie tot gezondheid, milieu een veiligheid. KNCV, Den Haag.
- Van Bruggen M. (2000) Voorlopige rapportage resultaten metingen brand te Moerdijk. Briefrapport 570/00 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Van Bruggen M., Baars A.J. en Traag W. (2001a) Onderzoek naar de emissies van de brand bij ATF in Drachten. RIVM rapport 609022001, RIVM, Bilthoven.

- Van Bruggen M., van Belle N.J.C. en Baars A.J. (2001b) Aanvullend verslag analyseresultaten PCDD's en PCDF's in luchtmonsters genomen tijdens de brand te 's Heerenberg d.d. 11/12 maart. Briefrapport 27 maart 2001. RIVM, Bilthoven.
- Van de Werken G. (2000) Verslag analyse Waalwijkmonsters d.d. 06-jan-00. Briefrapport 85/00 LOC/GvdW. RIVM, Bilthoven.
- Van de Werken G., Mennen M.G. en van Belle N.J.C. (2002) Inventarisatie informatiehouders van geëmitteerde stoffen bij brand. RIVM rapport 609100001. RIVM, Bilthoven.
- Van Velze K. (1996) PAK in stedelijke omgeving, benzo(a)pyreen en mogelijke alternatieven als gidsstof voor PAK. RIVM rapport 723301005, RIVM, Bilthoven.
- Vikelsøe J. en Johansen E. (2000) Estimation of dioxin emission from fires in chemicals. *Chemosphere*, 40, 165-175.
- Visser H., Buringh E. and Breugel P.B. van (2001) Composition and origin of airborne particulate matter in the Netherlands. RIVM report 650010029. RIVM, Bilthoven.
- Wagner J.P. and Caraballo S.A. (1997) Toxic species emissions from controlled combustion of selected rubber and plastic consumer products. *Polym.-Plast. Technol. Eng.*, 36, 189-224.
- Wallace D., Nelson N. and Gates Th. (1982) Polyvinyl chloride wire insulation decomposition II. Consideration of long term health effects from chlorinated hydrocarbons. *J. Combust. Tox.*, 9, 105-112.
- Wichmann H., Lorenz W. and Bahadir M. (1995) Release of PCDD/F and PAH during vehicle fires in traffic tunnels. *Chemosphere*, 31, 2755-2766.
- Wichmann H., Lorenz W. and Bahadir M. (1996) Fire accidents and the contamination of work clothes with PCDD and PCDF. *Fres. Envir. Bull*, 5, 43-48.
- Wiel H.J.W.J. van de, Zoonen P. van en Broekman M.H. (2002) RIVM metingen van brand bij Quest International Nederland BV te Naarden. Briefrapport 789/02 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Wobst M., Wichmann H. and Bahadir M. (1999) Surface contamination with PASH, PAH and PCDD/F after fire accidents in private residences. *Chemosphere*, 7, 1685-1691.
- Yeh J.T., Hsieh S.H., Cheng Y.C., Yang M.J. and Chen K.N. (1998) Combustion and smoke emission properties of poly(ethylene terephthalate) filled with phosphorous and metallic oxides. *Polym. Degrad. Stab.*, 61, 399-407.
- Zufall M.J., Davidson C.I., Caffrey P.F. en Ondov J.M. (1998) Airborne concentrations and dry deposition fluxes and particulate species to surrogate surfaces deployed in Southern Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 1623-1628.

## Bijlage 1: Achtergrondwaarden

In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de achtergrondconcentraties van de gemeten componenten in lucht, veegstof en gras. Deze achtergrondwaarden zijn afgeleid uit gegevens van diverse bronnen, namelijk:

- het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit;
- diverse kortdurende en middellange meetcampagnes gedaan in het kader van bepaalde studies;
- literatuurgegevens.

In het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit worden op meerdere locaties in het land continue concentraties in de lucht gemeten van CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub>, ruim 40 VOC's (waaronder benzeen, toluen en andere aromaten, alkanen, fenol en een aantal gechloreerde alifaten en aromaten), fijn stof (PM<sub>10</sub>) en de metalen lood, arseen, zink en cadmium. De locaties in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit zijn ingedeeld in regionale meetstations, stadsachtergrondstations en straatstations. Als achtergrondwaarden voor deze studie is gekozen voor de gemiddelde concentratie op stadsachtergrondstations of, als die niet beschikbaar is, de gemiddelde concentratie op regionale meetstations<sup>17</sup>. De meeste van de onderzochte branden lagen namelijk in stedelijk-industrieel gebied. Achtergrondwaarden vertonen een zekere ruimtelijke variatie. Gemiddeld is de luchtkwaliteit in bijvoorbeeld de Randstad slechter dan in het noordoosten van het land. Ook de jaargemiddelde concentraties kunnen van jaar tot jaar enigszins verschillen, vooral door de effecten van meteorologische omstandigheden. Daarom zijn gemiddeld berekend over zo veel mogelijk meetstations en over 3 jaren, namelijk 2000 tot en met 2002<sup>18</sup> (Breugel *et al.*, 2002; Hammingh *et al.*, 2002; Buijsman, 2004).

De luchtconcentraties van HCN, HCl, Cl<sub>2</sub>, bepaalde VOC's (onder meer aldehyden en ketonen), PAK's, dioxinen en de meeste zware metalen en andere elementen worden niet systematisch gemeten in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. Hun achtergrondconcentraties zijn daarom berekend op basis van meetgegevens uit diverse, meestal kortdurende onderzoeken en op basis van literatuurgegevens.

Zo heeft het RIVM halverwege de jaren '90 gedurende ruim een jaar op enkele locaties metingen verricht van aldehyden in de lucht (Mennen *et al.*, 1997). Een vergelijkbare meetcampagne werd uitgevoerd om concentraties PAK's in de lucht te meten op drie typen locaties: een regionaal, een stadsachtergrond- en een straatstation (Van Velze, 1996). Begin jaren '90 zijn dioxineconcentraties in buitenlucht bepaald in een beperkt onderzoek (Bolt en de Jong, 1993a 1993b). In 1999 is een uitgebreid meetonderzoek gedaan naar de concentraties en samenstelling van fijn stof op zes locaties in Nederland

---

<sup>17</sup> Sommige componenten worden alleen op regionale meetstations gemeten.

<sup>18</sup> De meetgegevens over de jaren 2003 tot en met 2006 zijn nog niet officieel gerapporteerd in een RIVM rapport. Voor het doel van deze studie geven de gemiddelde concentraties over 2000 tot en met 2002 een voldoende nauwkeurig beeld.

(Visser *et al.*, 2001). Daarbij is het bemonsterde stof geanalyseerd op een brede set elementen.

De resultaten van deze meetcampagnes zijn, samen met gegevens uit andere, deels buitenlandse studies (Thurston en Spengler, 1985; Chan *et al.*, 1986; Slooff *et al.*, 1989b; Noll *et al.*, 1990; Liem *et al.*, 1993; Ponka *et al.*, 1993; Kim en Fergusson, 1994; Swietlicki *et al.*, 1996; Janssen *et al.*, 1997; Reimann en de Caritat, 1998; Zufall *et al.*, 1998; Paode *et al.*, 1999; Mennen *et al.*, 2000, Mennen *et al.*, 2004), gebruikt om de achtergrondconcentraties in de lucht te bepalen. Daarbij is dezelfde strategie gehanteerd als voor de data uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit, dat wil zeggen er zijn zoveel mogelijk gegevens, bij voorkeur van stadslocaties, gemiddeld. Hierbij zijn extreem afwijkende of niet betrouwbare waarden (op grond van expert judgement) uitgesloten. We merken op dat de nauwkeurigheid van de achtergrondwaarden afhangt van het aantal beschikbare gegevens en de representativiteit daarvan. Van sommige componenten, bijvoorbeeld HCl, HCN, PCB's, dioxinen en de elementen titanium, broom, kobalt, molybdeen en tin is het aantal gegevens beperkt tot zeer beperkt. Voor deze componenten moeten de achtergrondwaarden als indicatief worden beschouwd.

Behalve in het kader van verzuringsonderzoek worden er geen routinematige depositie-metingen verricht. De achtergrondwaarden zijn daarom afgeleid uit gegevens van diverse binnen- en buitenlandse meetcampagnes (Chan *et al.*, 1986; Noll *et al.*, 1990; Foltescu *et al.*, 1994; Kliet *et al.*, 1995; Fang *et al.*, 1997; Caffrey *et al.*, 1998; Paode *et al.*, 1998; Sofuoglu *et al.*, 1998; Zufall *et al.*, 1998; Mennen *et al.*, 2000; Duyzer en Vonk, 2002) en van referentiemetingen, die bij enkele branden zijn gedaan in bovenwinds gebied. Ook hier geldt dat de nauwkeurigheid waarmee een achtergronddepositie kan worden bepaald, sterk afhangt van het aantal beschikbare gegevens en de representativiteit daarvan. Voor de meeste componenten is het aantal gegevens beperkt tot zeer beperkt – zeker als we dat vergelijken met de beschikbare data over concentraties in lucht – en kan alleen een indicatieve waarde worden bepaald. Om die reden zijn in hoofdstuk 3 de berekende verhogingen, dat wil zeggen de gemeten concentraties gedeeld door het achtergrondniveau, uitgedrukt in een kwalitatieve schaal.

Voor de achtergrondgehalten in gras en vegetatie is het verhaal identiek, zowel wat betreft de gehanteerde werkwijze als de nauwkeurigheid van de gegevens. Wel blijken de gehalten in gras van monster tot monster minder te variëren dan in veegstof. De achtergrondwaarden zijn afgeleid uit enkele basisdocumenten, aangevuld met gegevens van meetcampagnes (RIVM, 1992; RIVM, 1993; Broekman *et al.*, 2001a; Broekman *et al.*, 2001b; Cleven *et al.*, 1992; Reimann en de Caritat, 1998; Janus *et al.*, 1999; Mennen, 2001; Mennen *et al.*, 2001b; Slooff *et al.*, 1987; Slooff *et al.*, 1989a; Van Bruggen *et al.*, 2001a) en referentiemetingen.

In Tabel B2.1 staan de achtergrondconcentraties gasvormige componenten in lucht. Voor wat betreft de vluchtige organische componenten is van elke component, die in Tabel 3.2 afzonderlijk is genoemd, de achtergrondwaarde gegeven. De overige VOC's zijn gegroepeerd naar hun aard. Van deze groepen is de totale achtergrondconcentratie (somwaarde) van de afzonderlijke componenten gegeven.

Tabel B2.1 Achtergrondwaarden van gasvormige componenten in lucht, in  $\mu\text{g m}^{-3}$ .

Component	Achtergrondwaarde	Component	Achtergrondwaarde
<i>Anorganisch</i>		<i>Organisch</i>	
CO (koolmonoxide)	500	Benzeen	1
HCN (blauwzuur)	0,1	Tolueen	4
HCl (zoutzuur)	0,5	Ethylbenzeen	1
Cl <sub>2</sub> (chloorgas)	0,3	Xylenen (som)	3
SO <sub>2</sub> (zwaveldioxide)	4	Styreen	0,2
NO (stikstofoxide)	15	Naftaleen	0,1
NO <sub>2</sub> (stikstofdioxide)	25	Niet-gechloreerde aromaten <sup>1)</sup>	3
NH <sub>3</sub> (ammoniak)	5	Alkanen	2,5
		Gechloreerde aromaten	0,1
		Gechloreerde alifaten	2
		Tetra	0,5
		Formaldehyde	2,5
		Acetaldehyde	2
		Acroleïne	0,25
		Overige aldehyden	0,1
		Furanen	0,1
		1,3-Butadieen	0,1

<sup>1)</sup> Exclusief benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen.

Voor stofdeeltjes en stofgebonden componenten (elementen, PAK's en dioxinen) zijn de waarden gegeven in Tabel B2.2.

Tabel B2.2 Achtergrondwaarden van stofvormige componenten in lucht.

Component	Achtergrondwaarde ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Component	Achtergrondwaarde ( $\text{ng m}^{-3}$ )
Fijn stof (PM <sub>10</sub> )	30	PAK's <sup>1)</sup>	
<b>Elementen</b>	<b>(<math>\text{ng m}^{-3}</math>)</b>	naftaleen	60
Al (aluminium)	250	acenaftyleen	20
As (arsen)	0,5	acenafteen	2
Ba (barium)	20	fluoreen	15
Br (broom)	5	fenanthreen	30
Ca (calcium)	1000	anthraceen	2
Cd (cadmium)	0,5	fluorantheen	15
Co (kobalt)	0,5	pyreen	7
Cr (chrom)	5 <sup>2)</sup>	benzo(a)anthraceen	0,7
Cu (koper)	40	chryseen	1,5
Fe (ijzer)	1000	benzo(b)fluorantheen	1
K (kalium)	400	benzo(k)fluorantheen	0,6
Mg (magnesium)	200	benzo(a)pyreen	0,6
Mn (mangaan)	20	dibenzo(ah)anthraceen	0,2
Mo (molybdeen)	0,5	benzo(ghi)peryleen	0,7
Ni (nikkel)	5	indeno(1,2,3,-cd)pyreen	0,5
Pb (lood)	25	Totaal PAK's <sup>1)</sup>	155
Sb (antimoon)	3		
Sn (tin)	2		
Sr (strontium)	3		<b>(fg TEQ <math>\text{m}^{-3}</math>)</b>
Ti (titanium)	20	Dioxinen	25
V (vanadium)	10		
Zn (zink)	80		

<sup>1)</sup> De gegeven concentraties betreffen de som van in gasvormige toestand voorkomende en aan stofdeeltjes gebonden PAK's. De totale concentratie PAK's is de somwaarde van de concentraties van de afzonderlijke in deze tabel genoemde PAK's.

<sup>2)</sup> Concentratie totaal chrom. De concentratie zeswaardig chrom (van belang, omdat zeswaardig chrom veel toxischer is dan driewaardig chrom, de toestand waarin het meeste chrom in buitenlucht voorkomt) bedraagt naar schatting ten hoogste 5% van deze waarde, ofwel  $<0,25 \mu\text{g m}^{-3}$ .

In Tabel B2.3 staan de achtergrondwaarden van de deposities aan stofgebonden elementen, PAK's en dioxinen. Zoals opgemerkt is de spreiding in gemeten deposities, afkomstig uit de verschillende geraadpleegde referenties, zeer groot. In de tabel staan de afgeronde gemiddelde waarden.

Tabel B2.3 Achtergronddeposities van aan stofdeeltjes gebonden componenten.

Component	Achtergrondwaarde ( $\mu\text{g m}^{-2}$ )	Component	Achtergrondwaarde ( $\mu\text{g m}^{-2}$ )
<i>Elementen</i>		<i>PAK's</i> <sup>1)</sup>	
Al (aluminium)	3000	naftaleen	0,1
As (arsen)	2	acenaftyleen	0,02
Ba (barium)	100	acenafteen	0,05
Ca (calcium)	10.000	fluoreen	0,1
Cd (cadmium)	3	fenanthreen	0,5
Co (kobalt)	5	anthraceen	0,2
Cr (chrom)	15	fluorantheen	0,6
Cu (koper)	40	pyreen	0,3
Fe (ijzer)	5000	benzo(a)anthraceen	0,04
K (kalium)	1200	chryseen	0,1
Mg (magnesium)	2500	benzo(b)fluorantheen	0,1
Mn (mangaan)	120	benzo(k)fluorantheen	0,1
Mo (molybdeen)	2	benzo(a)pyreen	0,07
Ni (nikkel)	8	dibenzo(ah)anthraceen	0,03
Pb (lood)	100	benzo(ghi)peryleen	0,1
Sb (antimoon)	2	indeno(1,2,3,-cd)pyreen	0,1
Sn (tin)	5	Totaal PAK's <sup>1)</sup>	2,5
Sr (strontium)	80		
Ti (titanium)	50		(pg TEQ m <sup>-2</sup> )
V (vanadium)	10	Dioxinen	10
Zn (zink)	250		

<sup>1)</sup> De gegeven deposities betreffen voornamelijk aan stofdeeltjes gebonden PAK's. De totale depositie PAK's is de somwaarde van de deposities van de afzonderlijke in deze tabel genoemde PAK's.

In Tabel B2.4 staan de achtergrondgehalten van de elementen, PAK's en dioxinen in veldvochtig gras. Het vochtgehalte van veldvochtig gras varieert in het algemeen van ongeveer 20 tot 40%.

Tabel B2.4 Achtergrondgehalten van componenten in veldvochtig gras.

Component	Achtergrondgehalte (mg kg <sup>-1</sup> )	Component	Achtergrondgehalte (µg kg <sup>-1</sup> )
<i>Elementen</i>		<i>PAK's</i> <sup>1)</sup>	
Al (aluminium)	15	naftaleen	7
As (arseen)	0,03	acenaftyleen	5
Ba (barium)	5	acenafteen	2
Ca (calcium)	1200	fluoreen	11
Cd (cadmium)	0,02	fenanthreen	20
Co (kobalt)	0,03	anthraceen	2
Cr (chromium)	0,1	fluorantheen	30
Cu (koper)	2,5	pyreen	20
Fe (ijzer)	50	benzo(a)anthraceen	2,5
K (kalium)	6000	chryseen	5
Mg (magnesium)	500	benzo(b)fluorantheen	4
Mn (mangaan)	40	benzo(k)fluorantheen	2,5
Mo (molybdeen)	1	benzo(a)pyreen	2
Ni (nikkel)	0,3	dibenzo(ah)anthraceen	1,5
Pb (lood)	0,5	benzo(ghi)peryleen	2,5
Sb (antimoon)	0,03	indeno(1,2,3,-cd)pyreen	2,5
Sn (tin)	0,05	Totaal PAK's <sup>1)</sup>	120
Sr (strontium)	4		
Ti (titanium)	0,25		(pg TEQ kg <sup>-1</sup> )
V (vanadium)	0,1	Dioxinen	25
Zn (zink)	15		

<sup>1)</sup> Het totale gehalte PAK's is de somwaarde van de gehalten van de afzonderlijke in deze tabel genoemde PAK's.