

RIVM Rapport 609100002/2002

**Resultaten van metingen door de Milieuongevallendienst  
bij branden**

M.G. Mennen

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Directie van het RIVM, in het kader van project S/609100: "Emissies bij brand"

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,  
telefoon: 030 - 274 91 11, fax: 030 - 274 29 71



## **Abstract**

During the past five years the Environmental Incident Service of the National Institute for Public Health and Environment has measured concentrations of a number of toxic compounds released during fires. Here, results are summarized and systematically tabulated. Downwind up to several hundred metres from the fire, concentrations of fine particles, carbon monoxide, volatile organic compounds, PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) and several heavy metals (particularly lead, zinc, copper, titanium, tin, barium and cadmium) released to air are practically always increased. Concentrations of dioxins and hydrogen chloride are also high for large amounts of burnt chlorine-containing materials such as PVC. In a few cases elevated concentrations of hydrogen cyanide were also found. Analysis of wiped dust and vegetation samples in the downwind area showed, in some cases, increased levels of PAHs, dioxins and heavy metals. The exposure of residents through inhalation of the released compounds, consumption of contaminated vegetation and ingestion of deposited fine particles was estimated to be below the toxicological limit values, except for fine particles. A number of residents could have been exposed for several hours to a concentration higher than the average daily limit value permitted.

# Inhoud

## **Samenvatting 7**

## **1. Inleiding 9**

### 1.1 Algemeen 9

### 1.2 Deelproject ‘meetgegevens MOD bij branden’ 10

## **2. Overzicht branden en meetactiviteiten 13**

### 2.1. Afbakening periode 13

### 2.2 Aantal en soorten branden 13

### 2.3 Verrichte meetactiviteiten 16

#### 2.3.1 Luchtmonsters 16

#### 2.3.2 Veeg- en grasmonsters 19

#### 2.3.3 Bladders, brokstukken en verbrand materiaal 21

#### 2.3.4 Bodemonsters 22

#### 2.3.5 Bluswater 22

## **3. Resultaten 23**

### 3.1 Inleiding 23

### 3.2 Luchtmetingen 23

### 3.3 Veeg- en grasmonsters 29

### 3.4 Bodemonsters 34

## **4. Interpretatie van de meetresultaten 37**

### 4.1 Inleiding 37

### 4.2 Gasvormige componenten 38

#### 4.2.1 Koolmonoxide 38

#### 4.2.2 Stikstofoxide, stikstofdioxide en zwaveldioxide 38

#### 4.2.3 Blauwzuur 39

#### 4.2.4 Ammoniak 40

#### 4.2.5 Zoutzuur en chloorgas 40

#### 4.2.6 Vluchtige organische componenten 41

### 4.3 Stofdeeltjes en daaraan gebonden componenten 42

#### 4.3.1 Fijn en totaal stof 42

#### 4.3.2 Elementen 43

- 4.3.3 PAK's 45
- 4.3.4 Dioxinen 46
- 4.3.5 Overige componenten 47

## **5. Risico's voor gezondheid en milieu 49**

- 5.1 Gasvormige componenten 50
- 5.2 Stofdeeltjes en stofgebonden componenten: inhalatoire blootstelling 51
- 5.3 Stofgebonden componenten: orale blootstelling 53
- 5.4 Milieuschade 55

## **6. Conclusies en aanbevelingen 57**

### **Referenties 61**

### **Bijlage 1: Beschrijving meetmethoden 65**

### **Bijlage 2: Achtergrondwaarden 73**

### **Verzendlijst 77**



## Samenvatting

In de afgelopen 5 jaren heeft de Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM bij ongeveer twintig grote branden en branden met gevaarlijke stoffen metingen verricht en andere informatie verzameld om de potentiële blootstelling van omwonenden en contaminatie van het milieu als gevolg van de brand te bepalen. Deze informatie wordt gebruikt om vast te stellen of er sprake is van risico's voor omwonenden en voor het milieu als gevolg van het vrijkomen van schadelijke stoffen bij een brand.

In dit rapport worden de resultaten van deze metingen systematisch gerangschikt met als doel hiervan inzicht te krijgen in welke verbindingen worden geëmitteerd bij verschillende soorten branden en in welke mate deze emissies leiden tot verhoogde concentraties in de omgeving. Deze informatie kan onder meer worden gebruikt om bij branden in de toekomst beter te kunnen bepalen welke stoffen de hoogste prioriteit hebben bij het uitvoeren van metingen en het maken van blootstellingsschattingen.

Uit de onderzoeksgegevens die door de MOD bij ongeveer twintig branden zijn verzameld, kan worden geconcludeerd dat binnen een afstand van enkele honderden meters de concentraties aan CO, VOC's en PAK's in de lucht vrijwel altijd verhoogd tot sterk verhoogd zijn. De hoogste concentraties werden aangetroffen bij branden met grote hoeveelheden koolwaterstoffen zoals een opslagloods met kunststoffen, een verffabriek en een depot waarin chemisch afval zoals verven, lijmen, oplosmiddelen en olieresten lagen opgeslagen. Hoge concentraties aan PAK's in de rookpluim gaan meestal gepaard met verhoogde gehalten aan PAK's in veeg- en grasmonsters, die benedenwinds van een brand zijn genomen om de depositie van vrijgekomen stoffen vast te stellen.

Anorganische gasen zoals SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en NH<sub>3</sub> werden zelden in aantoonbaar verhoogde concentraties gemeten, waarbij wel moet worden opgemerkt dat de detectielimiet van de gebruikte meetinstrumenten relatief hoog is. HCN is enkele malen in hoge concentraties gevonden, vooral bij de brand in het depot met chemisch afval in Drachten. HCl is in verhoogde tot sterke verhoogde concentraties aangetroffen bij branden met grote hoeveelheden chloorhoudende materialen zoals PVC.

De concentratie stofdeeltjes in de rookpluim is altijd verhoogd, vaak zelfs tot op grote afstand van de brand. Het stof blijkt voor 65-90% uit fijn stof, waaronder veel roet, te bestaan.

Van de metalen lood en zink en, in mindere mate, koper, titanium, tin, barium en cadmium, zijn vaak verhoogde concentraties gevonden, vooral in luchtstof maar ook wel in veeg- en grasmonsters. Deze metalen komen onder andere voor in bouwmaterialen, verf, kunststoffen en huisraad. Soms zijn ook de gehalten aan chroom, nikkel en antimoon (brandvertrager) verhoogd. Bij enkele branden werden elementen in de rookpluim aangetroffen die specifiek konden worden gerelateerd aan de verbrande materialen, bijvoorbeeld barium, strontium, kalium, titanium en aluminium bij de vuurwerkramp in Enschede.

Dioxinen zijn een aantal malen in verhoogde mate aangetroffen in luchtstof-, veeg- en grasmonsters. Bij branden met PVC of andere chloorhoudende componenten werden vaak zeer hoge dioxineconcentraties gemeten, maar in een enkel geval was de verhoging beperkt. Behalve de aanwezigheid van chloorhoudende componenten en koolwaterstoffen blijken ook de condities van de brand een belangrijke rol te spelen in de dioxinevorming.

De concentraties van de bij de branden vrijgekomen gasvormige en stofgebonden componenten waaraan omwonenden worden blootgesteld liggen vrijwel altijd onder de gezondheidkundige grenswaarden voor inhalatoire blootstelling. Een uitzondering vormt de concentratie fijn stof. Bij een aantal onderzochte branden, waar de rookpluim door bewoond gebied trok, is een aantal omwonenden vermoedelijk enige tijd blootgesteld aan concentraties boven de *daggemiddelde* grenswaarde van  $140 \mu\text{g m}^{-3}$ . Blootstelling aan deze hoeveelheden fijn stof kan, zeker bij gevoelige mensen, aanleiding geven tot prikkeling van de luchtwegen en hoesten. Zij geven echter in het algemeen geen aanleiding tot blijvende klachten. Berekeningen van de mogelijke orale blootstelling van omwonenden aan stoffen via consumptie van tijdens de brand verontreinigde gewassen of via ingestie (inslikken) van verspreide en op de grond gedeponeerde stofdeeltjes, geven aan dat via deze routes geen gezondheidsrisico's zijn te verwachten.

Hoewel het inschatten van gezondheidsrisico's voor brandweerlieden en andere hulpverleners niet tot de taakstelling van de MOD behoort, kan uit de resultaten van dit onderzoek worden afgeleid dat zij bij branden kunnen worden blootgesteld aan aanzienlijke hoeveelheden stofdeeltjes en daarin voorkomende componenten als PAK's en bepaalde zware metalen. Het verhoogd loodgehalte in bloed van hoog blootgestelde hulpverleners in het gezondheidsonderzoek te Enschede vormt daar een mogelijke aanwijzing voor.

Verspreiding en depositie van stofgebonden contaminanten hebben bij de onderzochte branden niet geleid tot verontreiniging van de benedenwinds gelegen bodem of oppervlaktewater. Mogelijke optredende lokale milieuschade als gevolg van verspreiding van bluswater in bodem of oppervlaktewater is door de MOD echter niet onderzocht.

De resultaten van dit onderzoek zijn in zoverre beperkt dat niet alle mogelijk bij een brand vrijkomende stoffen door de MOD zijn gemeten, onder meer vanwege gebrek aan beschikbare meet- en analysemethoden. In het vervolgtraject zal nader onderzoek worden gedaan naar andere schadelijke stoffen die bij een brand vrijkomen. Ook zal aandacht worden besteed aan de ontwikkeling van methoden om deze stoffen te kunnen meten.

# 1. Inleiding

## 1.1 Algemeen

De Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM heeft als taak om bij milieucalamiteiten informatie te verzamelen om een beoordeling te maken van de mogelijke gezondheidsrisico's van omwonenden en passanten en de eventuele milieuschade als gevolg van de calamiteit. De werkzaamheden van de MOD bestaan uit onder andere het verrichten van metingen, het nemen van monsters, het door middel van metingen en modelberekeningen in kaart brengen van de verspreiding en depositie van vrijgekomen stoffen in het benedenwinds van de calamiteit gelegen gebied en het verzamelen van (toxicologische) informatie over deze stoffen.

Bij de uitvoering van deze werkzaamheden wordt nauw samengewerkt met andere bij de rampenbestrijding betrokken organisaties zoals de brandweer, de VROM-Inspectie (in het bijzonder de Stafafdeling Crisismanagement<sup>1</sup>), andere ministeries, lokale overheden, regionale milieudiensten, GGDs en verwante instituten zoals het RIZA en het RIKILT. 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. Oorzaken hiervan zijn onder meer dat bij een brand uit de aanwezige stoffen en materialen nieuwe verbindingen kunnen worden gevormd en verspreid, dat de vorming en emissie van verbindingen afhangen van de omstandigheden tijdens de brand (temperatuur, zuurstoftoevoer) en dat de verspreiding van geëmitteerde stoffen onder andere wordt bepaald door de pluimstijging die afhangt van de temperatuurontwikkeling en de omvang van de brand.

Binnen de bron-effect benadering, zoals deze binnen het RIVM wordt toegepast voor de evaluatie van calamiteiten, is goede informatie op deze gebieden van groot belang. Op een aantal plaatsen binnen het RIVM is kennis en informatie op genoemd terrein aanwezig. Deze wordt bij calamiteiten en evaluaties daarvan, zoals bij de onderzoeken naar aanleiding van de Bijlmerramp en de vuurwerkramp in Enschede, ingezet. Bij de afhandeling van calamiteiten is echter gebleken dat ook buiten het RIVM een belangrijke hoeveelheid informatie op genoemd terrein aanwezig is bij diverse instellingen verspreid over de wereld. Deze informatie is tot op dit moment niet systematisch geïnventariseerd en geëvalueerd, maar veelal ad-hoc in het kader van lopende projecten verzameld. Het probleem daarbij is dat bij elke calamiteit vanwege de grote tijdsdruk alleen de hoogst nodige (en daardoor beperkte) informatie wordt verzameld en dat calamiteiten onderling zeer sterk verschillen, waardoor de informatie zeer divers is.

Het wordt daarom zinvol geacht de bestaande informatie en expertise op dit gebied in binnen- en buitenland systematisch te inventariseren. Hiertoe is in 2000 een project

---

<sup>1</sup> Deze afdeling is formeel opdrachtgever van de MOD.

gestart met de naam 'Emissies bij brand'. Dit project bestaat voorlopig uit drie deelprojecten, namelijk:

1. Inventarisatie van informatiebronnen en informatiehouders omtrent dit onderwerp.
2. Inventarisatie van informatie die is verzameld bij de branden, waar de MOD gedurende de afgelopen jaren is ingezet om metingen te verrichten van vrijkomende en in de omgeving verspreide stoffen.
3. Inventarisatie en vastlegging van informatie over de aard van de emissies (welke stoffen komen er vrij) en over modellen, meetmethoden en meetstrategieën om verspreiding en blootstelling bij brand vast te stellen.

Einddoel van het project is een systematisch overzicht te maken, bijvoorbeeld in de vorm van een database, waaruit in korte tijd kan worden afgelezen welke soorten verbindingen in welke mate verwacht kunnen worden bij verschillende typen branden. Dit overzicht kan in de toekomst 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 eerste deelproject is in juni 2002 afgerond met een rapportage (Van de Werken *et al.*, 2002). Het onderhavige rapport heeft betrekking op het tweede deelproject.

## 1.2 Deelproject 'meetgegevens MOD bij branden'

De MOD is gedurende de afgelopen jaren bij een aantal branden ingezet. Hierbij is een groot aantal gegevens verzameld die van belang zijn voor het opbouwen van kennis en expertise over stoffen die vrijkomen bij branden. In dit rapport is de informatie die in de afgelopen jaren door de MOD is vergaard bij branden weergegeven en systematisch gerangschikt. Het belangrijkste doel hiervan is inzicht te krijgen in welke verbindingen worden geëmitteerd bij branden met verschillende soorten materialen en in welke mate deze emissies leiden tot verhoogde concentraties van deze verbindingen in de omgeving.

De door de MOD verzamelde informatie is in zoverre beperkt dat niet alle bij een brand potentieel vrijkomende stoffen systematisch door de MOD zijn gemeten. Voor bepaalde componenten waarvan verwacht zou kunnen worden dat die ook bij een brand worden gevormd, bijvoorbeeld aldehyden, heeft de MOD namelijk (nog) geen adequate meetmethode ter beschikking. Het literatuuronderzoek in fase 3 van dit project zal moeten uitwijzen op welke stoffen de MOD zich in de toekomst zou moeten oriënteren bij het uitvoeren van metingen bij branden en het beoordelen van mogelijke gezondheidsrisico's en schade aan het milieu.

Een andere beperking is dat de activiteiten van de MOD zich afspelen in het effectgebied en niet in het brongebied. De reden hiervoor is dat de taakstelling van de MOD is gericht op de gezondheidsrisico's van omwonenden en passanten en de eventuele milieuschade

en niet op mogelijke gezondheidsrisico's van brandweerlieden en andere hulpverleners die zich meestal veel dicht bij een brand bevinden dan omwonenden. De conclusies in dit rapport ten aanzien van gezondheidsrisico's hebben dan ook geen betrekking op brandweerlieden en andere hulpverleners.

Dit rapport is verder als volgt ingedeeld. In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van de branden waar de MOD in de afgelopen 5 jaren is ingezet en van de meetactiviteiten die daarbij zijn verricht. De resultaten van de metingen worden systematisch weergegeven in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 wordt per component of groep componenten besproken bij welke typen branden zij in verhoogde concentraties zijn aangetroffen en in welke mate. In hoofdstuk 5 wordt kort ingegaan op mogelijke gezondheidsrisico's voor omwonenden en passanten en de eventuele milieuschade als gevolg van de emissies en verspreiding van stoffen bij de in dit rapport genoemde branden. Tenslotte worden in hoofdstuk 6 de conclusies van dit onderzoek weergegeven en wordt een aantal aanbevelingen gedaan.



## 2. Overzicht branden en meetactiviteiten

### 2.1. Afbakening periode

De MOD bestaat ruim 15 jaar. In de eerste jaren van haar bestaan is ze echter zelden ingezet bij branden. Eén van de redenen daarvoor is dat bij de brandweer en andere rampenbestrijdingsorganisaties het bestaan van de MOD toen niet of nauwelijks bekend was. Daarnaast had de MOD nog niet de beschikking over geavanceerde middelen zoals bepaalde veldmeetapparatuur en rekenmodellen.

Hier is met name gedurende de afgelopen 5 jaren verandering in gekomen. In die tijd is de MOD verder geprofessionaliseerd, onder meer door regelmatige training van de medewerkers en uitbreiding van het arsenaal aan meetinstrumenten en modellen. Ook is de naamsbekendheid van de MOD geleidelijk aan groter geworden.

De informatie die in deze rapportage is verwerkt, is afkomstig van MOD acties bij branden in de periode medio 1997 tot en met eind 2001. Voor die tijd is de MOD een aantal keren betrokken geweest bij branden, maar de informatie die daarbij is verzameld is nogal beperkt en wordt niet bruikbaar geacht voor deze inventarisatie.

### 2.2 Aantal en soorten branden

In de geselecteerde periode van ruim 4 jaar is de MOD in totaal ruim 25 maal opgeroepen in verband met een brand. In enkele van deze gevallen zijn geen metingen verricht, maar is mondeling of schriftelijk advies uitgebracht. Het ging daarbij onder andere om het uitvoeren van verspreidingsberekeningen, advisering over de vorming van bepaalde stoffen of doorverwijzing naar andere instanties (bijvoorbeeld TNO, in geval van branden waarbij voor wat betreft gezondheidsrisico's uitsluitend verspreiding van asbestdeeltjes relevant was). Bij één brand werden, op verzoek van de brandweer, alleen metingen verricht van de concentratie aan fosfine gericht om de blootstelling van brandweerlieden en werknemers vast te stellen<sup>2</sup>. Bij een andere brand, in Apeldoorn, zijn slechts enkele indicatieve metingen verricht. Al deze gevallen zijn niet verwerkt in dit rapport, omdat ze gelet op de doelstelling van deze rapportage onvoldoende informatie leveren.

De 20 branden, waarbij door de MOD metingen van vrijgekomen stoffen 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 type materiaal dat verbrand is, de aanvangsdatum en de

---

<sup>2</sup> Het ging om een brand op een schip dat geladen was met cacao bonen, waaraan aluminiumfosfide was toegevoegd. Door het blussen kwam als gevolg van een reactie van het aluminiumfosfide met water fosfine vrij, waaraan de aanwezige brandweerlieden en werknemers van het schip werden blootgesteld. Aangezien de MOD een gevoelige sensor heeft om fosfine te meten, is zij door de brandweer gevraagd hiermee metingen te verrichten op en nabij het schip. Er zijn echter geen metingen verricht van stoffen die bij de brand zelf vrijkwamen.

duur van de brand, de omvang van de brand en de fase waarin de MOD haar werkzaamheden verrichtte met daarbij vermeld de tijdsduur van haar meetactiviteiten. Deze tijdsduur heeft betrekking op de metingen en bemonsteringen die zijn verricht om de *concentraties van stoffen in de lucht* te bepalen. Daarnaast zijn vaak, meestal in de laatste fase van de brand of soms na de brand, ook veeg- en grasmonsters genomen om de *verspreiding en depositie van stofdeeltjes* vast te stellen. De tijdsduur waarin dat is gebeurd is echter niet relevant (de depositie heeft immers al plaatsgevonden) en wordt daarom niet vermeld. Bij enkele branden zijn zelfs uitsluitend veeg- en grasmonsters genomen na de brand, omdat de MOD niet tijdens de brand is opgeroepen of om andere redenen niet eerder aanwezig kon zijn.

De vermelde cijfers in de kolom ‘duur’ zijn grove schattingen, omdat in de meeste gevallen niet bekend is wanneer een brand is geblust en 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 daarna kunnen nog aanzienlijke emissies plaatsvinden tijdens de nablus- en smeulfase. Bij enkele van de branden in Tabel 2.1 zijn de metingen door de MOD juist tijdens de smeulfase uitgevoerd, ofwel omdat de brand al in die fase verkeerde toen de MOD ter plaatse arriveerde ofwel omdat juist in de smeulfase de verspreiding van geëmitteerde stoffen ongunstig was met grotere potentiële gezondheidsrisico’s tot gevolg. In tegenstelling tot bij een felle brand stijgt de rookpluim tijdens de smeulfase namelijk nauwelijks, waardoor dankzij de geringe verspreiding de concentraties van vrijkomende stoffen op leefniveau relatief 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 onder meer 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.

In de laatste kolom wordt onderscheid gemaakt tussen ‘tijdens de brand’, ‘tijdens de smeulfase’ en ‘na de brand’. Hiermee worden bedoeld respectievelijk de fase, waarin sprake is van een hevige brand, 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) en de fase waarin de brand volledig of nagenoeg volledig is uitgewoed. Uiteraard gaan deze fasen meestal 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. Bij enkele branden heeft de MOD uitsluitend na de brand metingen en monsternemingen verricht. Het betreft dan vrijwel altijd activiteiten om de verspreiding en depositie van stofdeeltjes en de eventuele contaminatie van gewassen met schadelijke verbindingen vast te stellen (dus geen luchtmetingen). Een uitzondering hierop vormen de activiteiten na de ramp in Enschede, waar tot enkele dagen na de brand ook luchtmetingen zijn uitgevoerd (zie voetnoot 3 bij Tabel 2.1).

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

Locatie	Type bedrijf of gebouw	Datum aanvang	Duur	Omvang	Fase en duur activiteiten MOD
Amsterdam	Cacaobonenopslag	3 oktober 1997	20 uur <sup>1)</sup>	2	Tijdens brand; 1,5 uur
Heerhugowaard	Meubelwinkel, snackbar, fietsenwinkel en enkele koelinstallaties	26 maart 1998	7 uur	3	Tijdens brand; 2,5 uur
Putten	Opslagloods met voor- namelijk kunststof, onder andere PVC	2 mei 1998	50 uur	3	Na brand
Schiedam	Cacaobonenopslag	21 maart 1999	40 uur <sup>1)</sup>	2	Tijdens smeulfase; 4 uur
Waalwijk	Groothandel in leer en rubber	6 januari 2000	12 uur	3	Tijdens smeulfase; 1,5 uur
Aalsmeer	Verffabriek	8 maart 2000	10 uur	3	Tijdens smeulfase; 3 uur
Drachten	Chemisch afvaldepot <sup>2)</sup>	12 mei 2000	12 uur	3	Tijdens (2 uur) en na brand
Enschede	Vuurwerkfabriek en groot aantal gebouwen	13 mei 2000	15 uur	4	Tijdens (2 uur) en na brand (2 tot 4 uur) <sup>3)</sup>
Naarden	Metaalsmelter	28 juni 2000	2 uur	1	Na brand (1 uur) <sup>4)</sup>
Beverwijk	Transformator	2 september 2000	7 uur	1	Na brand
Genemuiden	Tapijtfabriek <sup>5)</sup>	13 oktober 2000	10 uur <sup>1)</sup>	2	Tijdens smeulfase; 1 uur
AVR Rijnmond	Opslagloods voor grof huisvuil <sup>6)</sup>	27 oktober 2000	10 uur	3	Tijdens smeulfase; 1,5 uur
Moerdijk	Stapel B-hout en (non) ferro materialen <sup>7)</sup>	30 oktober 2000	48 uur	3	Tijdens smeulfase; 2 uur
Hasselt	Fabriek voor kunststof (nylon met PVC) matten	7 maart 2001	8 uur	3	Tijdens smeulfase; 1 uur
's Heerenberg	Kunststofverwerkend <sup>8)</sup> bedrijf en opslag landbouwwerktuigen	11 maart 2001	12 uur <sup>1)</sup>	3	Tijdens brand en smeulfase (2,5 uur)
Hazeldonk	Kunststofopslagloods (voornamelijk polyetheen)	16 maart 2001	15 uur	3	Na brand
Slagharen	Uitgaanscentrum de Bonte Wever	7 mei 2001	10 uur	3	Tijdens brand (1 uur) en smeulfase (1 uur) en na brand
Alkmaar	Stook- en smeerolie en koelmiddelen	9 juni 2001	8 uur	2	Tijdens smeulfase; 2 uur
IJsselmuiden	Tapijten en levensmiddelen	1 augustus 2001	10 uur	3	Na brand
Wilp	Bouw- en sloopafval <sup>9)</sup> bij afvalrecycling bedrijf	18 november 2001	10 uur	3	Tijdens brand (2,5 uur) en smeulfase (1,5 uur)

<sup>1)</sup> Wegens gebrek aan voldoende gegevens zeer grove schatting van de duur van de brand.

<sup>2)</sup> In het depot lagen onder andere batterijen en loodaccu's, verfresten, kitten en lijmen, resten organische oplosmiddelen, zuren, asbest, PCB-houdende vloeistoffen, bestrijdingsmiddelen, TL-buizen en afgedankte computerapparatuur opgeslagen.

- 3) Na de vuurwerkramp in Enschede zijn op enkele dagen luchtmetingen verricht in het rampgebied om eventuele emissies aan schadelijke stoffen en de blootstelling daaraan door aanwezige hulpverleners en andere werknemers in kaart te brengen.
- 4) Ondanks dat de brand nagenoeg geheel bedwongen was toen de MOD arriveerde, is toch luchtstof bemonsterd.
- 5) Het verbrande materiaal bevatte onder andere tapijtafval, polypropyleen, puin, houtresten en kokos.
- 6) In de loods lag een divers mengsel van behandeld en onbehandeld hout, houtproducten, (halogeenhoudende) kunststoffen, metalen, GFT, papier en karton.
- 7) De stapel bestond uit geschilderd en ongeschilderd hout, geperst hout, spaanplaat (deels geplastificeerd), hard- en zachtboard en gebruikte meubelen. Ook zouden in beperkte mate ferro- en nonferro materialen zijn opgeslagen
- 8) Bij het kunststofverwerkend bedrijf lagen grote hoeveelheden polypropyleen en mogelijk ook polyurethaan opgeslagen.
- 9) Het betrof ongeveer 800 ton afval bestaande uit hout (60%), puin (10%), papier (15%), PVC (5%) en overige (10%), waaronder polyetheen.

## 2.3 Verrichte meetactiviteiten

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

### 2.3.1 Luchtmonsters

Tabel 2.2 heeft betrekking op de uitgevoerde luchtmetingen, gericht op het bepalen van de concentraties schadelijke stoffen in de lucht op leefniveau en de daaraan gerelateerde gezondheidsrisico's voor omwonenden. Bij enkele branden zijn geen luchtmetingen uitgevoerd, omdat de MOD niet tijdens de brand is opgeroepen of om andere redenen pas in een latere fase aanwezig kon zijn. 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 door de MOD bij de diverse branden zijn gemeten en op welke afstand van de brand dat is gebeurd. Het betreft de volgende anorganische gasvormige componenten: koolmonoxide (CO), blauwzuur (HCN), zoutzuur (HCl), chloorgas (Cl<sub>2</sub>), stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>), zwaveldioxide (SO<sub>2</sub>) en ammoniak (NH<sub>3</sub>). Hiervoor worden in het algemeen sensoren met een elektrochemische cel gebruikt. Daarnaast zijn vaak metingen verricht op VOC's (Vluchtige Organische Componenten). VOC's worden met behulp van een pompje bemonsterd op of in een geschikt medium, waarna analyse in het laboratorium plaatsvindt. Bij enkele branden is een mobiele GC gebruikt, waarmee van een beperkt aantal VOC's de concentratie in de lucht direct kan worden bepaald. Ook zijn soms passieve samplers ingezet.

Verder zijn bij de meeste branden stofdeeltjes in de lucht bemonsterd, hetzij TSP<sup>3</sup>, hetzij PM<sub>10</sub><sup>4</sup>, hetzij beide. Dit is aangegeven in de derde kolom van Tabel 2.2. In een aantal gevallen zijn ook semi-vluchtige componenten bemonsterd door in het bemonsterings-instrument tevens een PUF<sup>5</sup> te monteren.

In de vierde kolom is vermeld op welke componenten de bemonsterde stofdeeltjes zijn geanalyseerd. In de meeste gevallen is het gehalte aan een aantal elementen, in het bijzonder zware metalen, bepaald door destructie van het stoffilter gevolgd door ICP-MS analyse<sup>6</sup>. Sinds begin 2001 worden luchtstoffilters eerst gescreend met behulp van XRF<sup>7</sup> analyse. Als de screening aantoont dat één of meerdere milieurelevante elementen in sterk verhoogde gehalten in het luchtstof voorkomen, dan wordt een aanvullende kwantitatieve ICP-MS analyse verricht. De XRF screening is toegepast op de filters bemonsterd bij de branden in Hasselt, 's Heerenberg, Slagharen, Alkmaar en Wilp. In één geval, namelijk de brand in Alkmaar, is geen ICP-MS analyse uitgevoerd. In de andere gevallen was een aanvullende ICP-MS analyse noodzakelijk.

Bij de cacaobonenbrand in Schiedam is ook het koolstof-, stikstof- en zwavelgehalte in het stof bepaald. Doel hiervan was inzicht te krijgen in met name het percentage koolstof en stikstof in het stof dat bij de brand was gevormd.

Naast een elementenanalyse is veelal ook een analyse uitgevoerd op Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's), dioxinen en in een enkel geval op Poly Chloor Biphenylen (PCB's). Omdat dioxine analyses nogal tijdrovend en kostbaar zijn, wordt sinds de toepassing van de XRF analyses de hoogte van het XRF signaal voor chloor gebruikt om te bepalen of een analyse op dioxinen noodzakelijk is. Tot nu toe zijn om inzicht te krijgen in het verband tussen het chloorsignaal en het dioxinegehalte alle met XRF doorgemeten filters ook op dioxinen geanalyseerd. Gebleken is dat er inderdaad een verband bestaat, al moet dit nog nader kwantitatief worden uitgewerkt om in de toekomst op basis van het XRF signaal voor chloor een verantwoorde beslissing te kunnen nemen om luchtstoffilters wel of niet op dioxinen te analyseren. Deze benadering heeft tevens als voordeel dat snel kan worden bepaald of het bemonsterde luchtstof dioxinen bevat. Bij twee branden zijn organische componenten in het stof geïdentificeerd door middel van een GC-MS<sup>8</sup> screening.

Voor een beschrijving van de gebruikte meet-, bemonsterings- en analysemethoden wordt verwezen naar Bijlage 1.

---

<sup>3</sup> TSP = Total Suspended Particulate, ofwel totaal stof; hiermee worden stofdeeltjes met een aërodynamische diameter tot ongeveer 100 µm aangegeven. Deze deeltjes worden bemonsterd op een filter met behulp van een KleinfILTERgerät voorzien van een TSP bemonsteringskop.

<sup>4</sup> PM<sub>10</sub> = fijn stofdeeltjes met een aërodynamische diameter tot ongeveer 10 µm. Deze deeltjes worden bemonsterd op een filter met behulp van een KleinfILTERgerät voorzien van een PM<sub>10</sub> afscheider.

<sup>5</sup> PUF = PolyUrethaan Filter. Dit wordt achter het stoffilter van een TSP bemonsteringskop geplaatst om semi-vluchtige componenten zoals PAK's en dioxinen te kunnen bemonsteren. De deeltjesgebonden PAK's en dioxinen komen terecht op het stoffilter en de gasvormige PAK's en dioxinen in het PUF.

<sup>6</sup> ICP-MS = Ion Coupled Plasma Mass Spectrometry

<sup>7</sup> XRF = Röntgen Fluorescentie

<sup>8</sup> GC-MS = Gas Chromatography with Mass Spectrometry

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 <sup>1)</sup> (1 km)	TSP (1 km)	–
Heerhugowaard	CO, HCN, HCl, Cl <sub>2</sub> , VOCak <sup>2)</sup> (25 m)	TSP (25 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Putten	Geen	Geen	–
Schiedam	CO, HCN (10-80 m) en VOCcan <sup>3)</sup> (5-10 m)	TSP, PM <sub>10</sub> en TSP+PUF (10-70 m)	Elementen (C, N en S apart) <sup>4)</sup> , PAK's, OC screening <sup>5)</sup>
Waalwijk	VOCTb <sup>6)</sup> (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 <sup>2)</sup> (20 m)	TSP (20 m)	Elementen, PAK's (screening) <sup>7)</sup> , PCB's, dioxinen
Enschede <i>Brand</i>	CO, HCN, HCl, NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , BTEX-CE <sup>1)</sup> (50 m) <sup>8)</sup>	TSP (50 m) <sup>8)</sup>	Elementen, PAK's (screening) <sup>7)</sup> , OC screening <sup>5)</sup>
Enschede <i>Nafase</i>	VOCak <sup>2,10)</sup> en VOCps <sup>9,10)</sup>	PM <sub>10</sub> en TSP <sup>10)</sup>	Elementen, PAK's (screening) <sup>7)</sup> , OC screening <sup>5)</sup> , dioxinen
Naarden	Geen	TSP (250 m)	Lood, tin
Beverwijk	Geen	Geen	–
Genemuiden	CO, BTEX-CE <sup>1)</sup> , VOCak <sup>2)</sup> (350 m)	TSP+PUF (350 m)	Elementen, PAK's
AVR Rijnmond	BTEX-CE <sup>1)</sup> en VOCak <sup>2)</sup> (200 m)	PM <sub>10</sub> +PUF (200 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Moerdijk	CO en VOCps <sup>9)</sup> (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 <sup>2)</sup> (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> (30, 350, 1300 en 1800 m) VOCak <sup>2)</sup> (30 m en 1800 m)	PM <sub>10</sub> (30 en 1800 m)	Elementen, PAK's, dioxinen
Alkmaar	CO (5-50 m), VOCak <sup>2)</sup> (50 m)	PM <sub>10</sub> en TSP+PUF (50 m)	Elementen, PAK's, OC screening <sup>5)</sup>
IJsselmuiden	Geen	Geen	–
Wilp	CO, HCN, Cl <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , VOCak <sup>2)</sup> en VOCTb <sup>6)</sup> (25 m en 4 km)	PM <sub>10</sub> en TSP+PUF (25 m) <sup>11)</sup>	Elementen, PAK's, dioxinen

<sup>1)</sup> BTEX-CE = verzamelnaam voor benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen en gechloreerde ethenen, waarvan de concentratie in de lucht direct is gemeten met behulp van een mobiele GC.

<sup>2)</sup> VOCak = bemonstering van Vluchtige Organische Componenten (VOC's) op actief koolbuizen met behulp van een pompje.

<sup>3)</sup> VOCcan = bemonstering van gasvormige (met name Vluchtige Organische) Componenten met behulp van canisters.

<sup>4)</sup> Van het bemonsterde stof is ook het gehalte aan koolstof, stikstof en zwavel bepaald. De daarvoor gebruikte methoden is beschreven in Bijlage 1.

<sup>5)</sup> OC screening = screening van een extract (meestal een organisch oplosmiddel) van het bemonsterde stof met behulp van GC-MS gericht op identificatie van (onbekende) organische componenten die in de bemonsterde stofdeeltjes voorkomen.

<sup>6)</sup> VOCTb = bemonstering van Vluchtige Organische Componenten in Tedlar bags met behulp van een pompje.

<sup>7)</sup> Geen kwantitatieve bepaling van de gehalten, maar uitsluitend controle op de aanwezigheid van PAK's.

<sup>8)</sup> Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerk-opslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.

- <sup>9)</sup> VOCps = bemonstering van Vluchtige Organische Componenten met behulp van passieve samplers.
- <sup>10)</sup> Deze metingen zijn op verschillende dagen na de brand uitgevoerd in en direct rond het terrein van de vuurwerkramp.
- <sup>11)</sup> 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).

### 2.3.2 Veeg- en grasmonsters

Tabel 2.3 heeft betrekking op de genomen veegmonsters en monsters van gras of, in een enkel geval, gewassen of andere vegetatie (in het vervolg ook als grasmonsters aangeduid), gericht op het vaststellen van de verspreiding en depositie van schadelijke stoffen en de eventuele contaminatie van gewassen en de bodem als gevolg daarvan. In de tabel is voor 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.

In de meeste gevallen is het gehalte aan een aantal elementen, in het bijzonder zware metalen, bepaald door destructie van het filter met veegstof dan wel het grasmonster gevolgd door ICP-MS analyse. Analooq aan de strategie die gevolgd is bij de analyse van luchtstoffilters, worden ook veegmonsters sinds begin 2001 eerst gescreend met behulp van XRF analyse en wordt op basis van de resultaten daarvan bepaald of een aanvullende kwantitatieve analyse met ICP-MS noodzakelijk is. De XRF screening is toegepast op de veegmonsters bemonsterd bij de branden in Hasselt, 's Heerenberg, Slagharen en IJsselmuiden. In twee gevallen, namelijk de branden in Hasselt en in IJsselmuiden, zijn geen ICP-MS analyses uitgevoerd. In de andere gevallen werd een aanvullende ICP-MS analyse van in ieder geval een aantal van de gescreende veegmonsters noodzakelijk geacht. Een XRF analyse op grasmonsters is vanwege de vorm van de matrix niet zinvol. Naast elementenanalyses zijn ook analyses uitgevoerd op PAK's, dioxinen en in een enkel geval op PCB's. Bij een aantal veegmonsters is, net als bij de luchtstoffilters, onderzocht of er een verband bestaat tussen het XRF signaal voor chloor en het dioxinegehalte in het veegstof. Vooral vanwege de inhomogeniteit van de veegmonsters is er echter geen kwantitatief voldoende onderbouwd verband te leggen.

Bij een aantal branden zijn geen veeg- en grasmonsters genomen. De redenen hiervoor zijn dat er geen geschikte locaties waren te vinden om deze monsters te nemen in het benedenwinds van de brand gelegen gebied of dat de aandacht met name uitging naar gezondheidsrisico's door blootstelling via de lucht.

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

Voor een beschrijving van de methoden voor het nemen van veeg- en grasmonsters en de analysemethoden wordt verwezen naar Bijlage 1.

*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 <sup>3)</sup>
Enschede <i>Brand</i>	3 (200-500 m) <sup>4)</sup>	Elementen	Geen	–
Enschede <i>Nafase</i>	Circa 30 (0,4 – 4,6 km) <sup>4)</sup>	Elementen	Circa 30 (0,6 – 24 km) <sup>4)</sup>	Elementen
Naarden	11 (250-400 m)	Lood, tin	Geen	–
Beverwijk	4 (0-5 m) <sup>5)</sup>	Elementen, PAK's, PCB's, dioxinen	Geen	–
Genemuiden	Geen	–	3 (300-400 m)	Elementen
AVR Rijnmond	Geen	–	3 (300 m-1 km) <sup>6)</sup>	– <sup>6)</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>7)</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>8)</sup>	Elementen, PAK's, dioxinen

<sup>1)</sup> Eén grasmonster en één monster boerenkool uit een moestuin.

<sup>2)</sup> Deze monsters zijn op verschillende dagen genomen (12, 14, 15 en 18 mei), deels door 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, een relatief snelle screening methode waarmee het gehalte aan dioxinen in een monster kan worden bepaald met een detectielimiet van 250 pg TEQ<sup>9</sup>/kg veldvochtig gras) en vier monsters zijn geanalyseerd op PAK's, PCB's en dioxinen.

<sup>3)</sup> Een deel van de dioxine analyses is uitgevoerd door het RIKILT.

<sup>4)</sup> Afstand van de meetlocatie tot de voormalige vuurwerkopslagplaats.

<sup>5)</sup> 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.

<sup>6)</sup> De grasmonsters die bij de brand bij AVR zijn genomen zijn niet nader geanalyseerd.

<sup>9</sup> TEQ = Toxiciteits EQuivalenten; dit is een internationaal afgesproken maat voor de totale concentratie van polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en -dibenzofuranen (PCDF's), elk gewogen met hun specifieke Toxiciteits Equivalentie Factor (TEF 1), een maat voor de relatieve giftigheid van de betreffende verbinding ten opzichte van die van 2,3,7,8-TCDD, de meest giftige dioxine.

- 7) Er zijn 4 grasmonsters genomen tijdens de smeulfase van de brand op 7 mei (op afstanden van 350 tot 1800 m) en 12 aanvullende grasmonsters op 12 mei (op afstanden van 600 m tot 9,3 km). Alle monsters zijn geanalyseerd op elementen en, door RIKILT, gescreend op dioxinen (met behulp van de Calux methode). De op 12 mei genomen monsters zijn ook geanalyseerd op PAK's. Verder is een deel van de op dioxinen gescreende monsters door RIVM nader geanalyseerd op dioxinen.
- 8) Naast weidegras zijn ook brandnetels en op de bodem aanwezige bladeren bemonsterd en geanalyseerd.

### 2.3.3 Bladders, brokstukken en verbrand materiaal

Bij een aantal branden (Putten, 's Heerenberg, Hazeldonk, Slagharen en IJsselmuiden) 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. Ook eventuele contaminatie van gras (veevoer) of gewassen was soms aan de orde. De bemonsterde brokstukken en bladders zijn geanalyseerd door middel van een screening op een aantal elementen (met behulp van XRF of ICP-MS) en soms ook op organische verontreinigingen zoals PAK's en dioxines. De analyses gaven aan dat het meestal restanten van gebouwen betrof zoals stukken glasvezel (uit vezelversterkte kunststof platen, die als wanden of dakbedekking worden toegepast) en bladders metaal (met name ijzer en metalen die in ijzerlegeringen voorkomen). In de meeste brokstukken werden sporen van organische verontreinigingen en metalen aangetoond, maar in geen van de gevallen was er sprake van enig gezondheidsrisico, mits de brokstukken en bladders met de nodige voorzichtigheid (gebruik van handschoenen) werden opgeruimd.

Ook zijn bij enkele branden (Putten, Beverwijk, AVR Rijnmond, Hasselt, 's Heerenberg) monsters van de brand- en asresten genomen. Deze monsters zijn op dezelfde wijze onderzocht als de brokstukken en bladders, namelijk door middel van screenende analyses. De informatie uit deze analyses was vooral 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. In een enkel geval is de informatie ook gebruikt om te bepalen wat voor materiaal er in het verwoeste gebouw lag opgeslagen.

De resultaten van de analyses van brokstukken, bladders en asresten zullen niet worden gebruikt voor de inventarisatie in dit rapport, omdat ze vrijwel geen informatie geven over de concentraties en de aard van stoffen die in de omgeving zijn verspreid en ook omdat en de monsters niet vanuit een vaste systematische opzet zijn genomen.

### **2.3.4 Bodemmonsters**

Bij de brand in Slagharen zijn enkele dagen na afloop van de brand naast gras- ook bodemmonsters genomen en wel op 11 locaties op 600 m tot ruim 9 km benedenwinds van de plaats van de brand en op één locatie op 4,5 km bovenwinds van de plaats van de brand (referentiemonsters). 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. Het aanvullend gras- en bodemonderzoek werd met name verricht op grond van een vraag van het lokale bevoegd gezag, dat behoefte had aan informatie omtrent een mogelijke bodemverontreiniging als gevolg van de brand. Uit de analyses van de tijdens de brand genomen gras- en veegmonsters was namelijk gebleken dat daarin verhoogde concentraties dioxinen voorkwamen.

De bodemmonsters zijn geanalyseerd op een aantal elementen en op PAK's. Een analyse op dioxinen is niet uitgevoerd, omdat in de tegelijkertijd genomen grasmonsters (zie voetnoot 7 van Tabel 2.3) geen verhoogde concentraties aan dioxinen meer werden aangetroffen.

### **2.3.5 Bluswater**

Bij de branden in Putten, Aalsmeer en Rijnmond 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 met name van belang om te bepalen hoe het bluswater moest worden afgevoerd of verwerkt.

Om dezelfde reden als voor de analyseresultaten van brokstukken, bladders en asresten zal deze informatie hier niet verder worden gebruikt.

## 3. Resultaten

### 3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt getracht de resultaten van de verschillende metingen die door de MOD bij branden zijn uitgevoerd systematisch in kaart te brengen met als doel een overzicht te krijgen van welke componenten bij welke typen branden in welke mate vrijkomen.

### 3.2 Luchtmetingen

Tabel 3.1 heeft betrekking op luchtmetingen van anorganische gasvormige componenten. Daarbij is in de verschillende kolommen onderscheid gemaakt tussen CO, HCN en overige anorganische componenten (HCl, Cl<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub>). In Tabel 3.2 zijn de resultaten van de luchtmetingen van VOC's weergegeven. In beide tabellen zijn ook de afstanden van de metingen ten opzichte van 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 achtergrondniveau. Voor de componenten CO, NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub> en de VOC's zijn de achtergrondconcentraties afkomstig van jarenlange metingen van deze componenten in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. Als achtergrondwaarde is gekozen voor de gemiddelde concentratie in stedelijk gebied, aangezien de meeste van de onderzochte branden in stedelijk gebied lagen<sup>10</sup>. De componenten HCN, HCl en Cl<sub>2</sub> worden niet systematisch in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit gemeten. Hun achtergrondconcentraties zijn daarom geschat op grond van diverse, meestal kortdurende onderzoeken en literatuurgegevens. In Bijlage 2 is een overzicht van de gebruikte achtergrondwaarden gegeven.

Bij de VOC's zijn de in buitenlucht meest voorkomende componenten (zoals benzeen en toluen) en componenten met opvallend hoge waarden apart vermeld. De andere VOC's zijn samengevoegd onder een groepsnaam, waarbij voornamelijk onderscheid is gemaakt tussen niet-gehalogeneerde aromatische en niet-gehalogeneerde alifatische verbindingen (in de tabel aangeduid als respectievelijk aromaten en alkanen). Gehalogeneerde VOC's en ook andere VOC's zoals limoneen zijn bij de branden vrijwel nooit in verhoogde gehalten (> factor 10) aangetoond.

---

<sup>10</sup> In landelijk gebied zijn de concentraties CO en VOC's gemiddeld genomen de helft van die in stedelijk gebied. Daarentegen worden in drukke straten 2 tot 3 maal zo hoge concentraties gemeten.

*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	Overige anorganische gassen
Amsterdam	1 km	1	n.a.	–
Heerhugowaard	25 m	10	n.a.	HCl en Cl <sub>2</sub> : n.a.
Putten	50 m 1-2 km	–	–	HCl: 50.000 <sup>1)</sup> HCl: 2000 <sup>1)</sup>
Schiedam	10 m 80 m	10-30 2-4	n.a. n.a.	–
Waalwijk		–	–	–
Aalsmeer	20 m	20	–	–
Drachten	20 m	40	50.000	–
Enschede Brand	50 m <sup>2)</sup>	20	n.a.	HCl, NH <sub>3</sub> en NO <sub>2</sub> : n.a.
Enschede Nafase		–	–	–
Naarden		–	–	–
Beverwijk		–	–	–
Genemuiden	350 m	1	–	–
AVR Rijnmond		–	–	–
Moerdijk	100 m 200 m	20 5	–	–
Hasselt	20-100 m	2-5	–	HCl: 1000-3000
's Heerenberg	50 m	20-100	2000	–
Hazeldonk		–	–	–
Slagharen	30 m 350-1300 m 1800 m	–	300 n.a. n.a.	HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> : n.a. HCl: 250-1000; Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> : n.a. HCl, Cl <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> : n.a.
Alkmaar	5 m 50 m	1-5 1	–	–
IJsselmuiden		–	–	–
Wilp	25 m 4 km	10-100 <sup>4)</sup> 1	2000-10.000 <sup>4)</sup> n.a.	Cl <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> : n.a. Cl <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> : n.a.

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet (zie ook Bijlage 1)

<sup>1)</sup> Meetresultaten van de brandweer.

<sup>2)</sup> Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerk-opslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.

<sup>3)</sup> Geen concentraties VOC's aangetoond boven de detectielimiet. De bemonstering was echter zodanig kort, dat de detectielimiet een factor 5-10 boven de achtergrondconcentratie in lucht lag.

<sup>4)</sup> 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 ca. 10 maal de achtergrondwaarde.

*Tabel 3.2 Resultaten van de luchtmetingen van organische gasvormige componenten, uitgedrukt als verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de achtergrondwaarde*

Locatie	Afstand	VOC's		
Amsterdam	1 km	1		
Heerhugowaard	25 m	Benzeen: 10	Tolueen: 10	
Putten		–		
Schiedam	5 m	Enkele aromaten licht verhoogd <sup>1)</sup> ; furan en 2-methylfuran aangetoond		
Waalwijk	150 m - 2 km	Enkele aromaten licht verhoogd <sup>1)</sup>		
Aalsmeer	10 m	Benzeen: 150 Ethylbenzeen: 70	Tolueen: 30	Xylenen: 50
Drachten	20 m	Benzeen: 1000 Styreen: 3000	Tolueen: 200	Aromaten: <10 <sup>2)</sup> Alkanen: <10 <sup>2)</sup>
Enschede <i>Brand</i>	50 m <sup>3)</sup>	Ten hoogste licht verhoogd <sup>2)</sup>		
Enschede <i>Nafase</i>	In rampgebied	Benzeen, tolueen, ethylbenzeen, styreen en hexaan verhoogd (ca 10), enkele aromaten en alkanen licht verhoogd (3-5) <sup>4)</sup>		
Naarden		–		
Beverwijk		–		
Genemuiden	350 m	Ten hoogste licht verhoogd <sup>2)</sup>		
AVR Rijnmond	200 m	Benzeen: 200 Ethylbenzeen: 100 Tetra: 200	Tolueen: 50 Styreen: 500 Naftaleen: 30	Aromaten: 20 Alkanen: 20
Moerdijk	200 m	Benzeen: 20	Tolueen: 10	Aromaten: <10 <sup>2)</sup> Alkanen: <20 <sup>2)</sup>
Hasselt	20-100 m	–		
's Heerenberg	50 m	Benzeen: 150 Ethylbenzeen: 50	Tolueen: 25 Styreen: 400 Naftaleen: 100	Aromaten: 20 Alkanen: 10
Hazeldonk		–		
Slagharen	30 m	Benzeen: 60 Ethylbenzeen: 30	Tolueen: 40 Styreen: 80 Naftaleen: 60	Aromaten: 30 Alkanen: 100
	1800 m	Benzeen: 20 Ethylbenzeen: 20	Tolueen: 20	Aromaten: 20 <sup>5)</sup> Alkanen: 20 <sup>5)</sup>
Alkmaar	5 m 50 m	Ten hoogste licht verhoogd <sup>2)</sup>		
IJsselmuiden		–		
Wilp	25 m	Benzeen: 10 Ethylbenzeen: 10	Tolueen: 8 Styreen: 30	Aromaten: 10-50 Alkanen: 10-20
	4 km	Ten hoogste licht verhoogd <sup>2)</sup>		

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet (zie ook Bijlage 1)

<sup>1)</sup> VOC's zijn bemonsterd met behulp van canisters (Schiedam) of Tedlar bags (Waalwijk), waarna een indicatieve analyse met GC/MS heeft plaatsgevonden.

<sup>2)</sup> Geen concentraties VOC's aangetoond boven de detectielimiet. De bemonstering was echter zodanig kort, dat de detectielimiet een factor 5-10 boven de achtergrondconcentratie in lucht lag.

<sup>3)</sup> Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerk-opslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.

<sup>4)</sup> 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.

<sup>5)</sup> Van enkele aromatische en alifatische verbindingen werden concentraties gevonden tot 20 maal de achtergrondwaarde; andere aromatische en alifatische verbindingen konden niet worden aangetoond.

Enkele van de anorganische gasvormige componenten zijn bij geen van de branden aangetoond, in de tabel aangeduid met 'n.a.'. Daarbij zij opgemerkt dat de detectielimiet van de gebruikte sensoren op een niveau ligt van ongeveer 1 ppm, ruim boven de achtergrondconcentraties van de gemeten componenten. Het valt dus niet uit te sluiten dat bij sommige branden verhoogde concentraties van deze componenten kunnen voorkomen (voor NO, NO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub> is dat zelfs waarschijnlijk), maar deze verhoging zal dan beperkt zijn.

Tabel 3.3 heeft betrekking op luchtmetingen van stofdeeltjes en de daarin geanalyseerde componenten. In de diverse kolommen is onderscheid gemaakt in de concentratie aan stofdeeltjes en de concentraties aan elementen, PAK's en dioxinen, PCB's en overige organische verontreinigingen, die in of aan de stofdeeltjes voorkomen. Ook is steeds de afstand van de metingen ten opzichte van de brandhaard vermeld.

De meetresultaten zijn steeds uitgedrukt als de verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de achtergrondwaarde, behalve voor de overige organische verontreinigingen, die uitsluitend zijn geïdentificeerd en waarvan de concentratie niet kwantitatief is bepaald. De concentratie PAK's (en ook de achtergrondwaarde) is verkregen door de concentraties afzonderlijke PAK's <sup>11</sup> te sommeren. Hetzelfde geldt voor de PCB's (zie voetnoot 7 bij Tabel 3.3). De concentratie dioxinen (en ook de achtergrondwaarde) is berekend door de concentraties afzonderlijke PCDD's en PCDF's te vermenigvuldigen met hun TEF<sup>9</sup> en deze vervolgens te sommeren. Aldus wordt een concentratie dioxinen uitgedrukt in TEQ<sup>9</sup> verkregen.

De achtergrondconcentraties van stof zijn afkomstig van jarenlange PM<sub>10</sub> metingen in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. Bij sommige van de branden is uitsluitend de concentratie totaal stof (TSP) bepaald. Voor deze gevallen is de in de tabel gegeven verhouding berekend als de gemeten concentratie totaal stof ten opzichte van de achtergrondconcentratie fijn stof (PM<sub>10</sub>). Uit een aantal metingen, waarbij op dezelfde locatie benedenwinds van de brand zowel PM<sub>10</sub> als TSP is bemonsterd, is gebleken dat het stof in die rookpluimen voor het grootste deel uit fijn stof bestaat. Het percentage fijn stofdeeltjes varieerde van 65% tot 90%. Aangenomen dat bij andere branden een vergelijkbare verdeling van grof en fijn stof in de pluim voorkomt, is voor de gevallen waar is uitgegaan van een gemeten TSP concentratie de in Tabel 3.3 vermelde verhouding dus 10% tot 50% te hoog.

De achtergrondconcentraties van elementen, PAK's en dioxinen zijn afkomstig van diverse onderzoeken, die in de afgelopen jaren zijn uitgevoerd, en van literatuurgegevens. Voor de metalen lood, arseen, zink en cadmium zijn ook waarden van metingen in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit gebruikt. De nauwkeurigheid waarmee een achtergrondconcentratie kan worden bepaald, hangt sterk af van het aantal beschikbare gegevens en de representativiteit daarvan. Voor enkele elementen (onder andere titanium,

<sup>11</sup> Bij de toegepaste analyse wordt standaard het gehalte aan de volgende PAK's bepaald: 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.

kobalt, strontium, antimoon, tin en barium) en ook voor PCB's en dioxinen is het aantal gegevens beperkt tot zeer beperkt. De achtergrondconcentraties van deze stoffen zijn dan ook indicatief. Om deze reden zijn in de tabel afgeronde waarden of ranges aan waarden gegeven. In Bijlage 2 is een overzicht van de gebruikte achtergrondwaarden gegeven.

Voor de analyses op elementen bleek het soms noodzakelijk keuzes te maken ten aanzien van de ontsluitingsmethode, waardoor het niet altijd mogelijk was een monster op alle elementen te analyseren<sup>12</sup>. Ook lag voor een aantal elementen de detectielimiet soms boven de achtergrondwaarde. Deze gevallen zijn niet in Tabel 3.3 vermeld. Het gaat daarbij veelal om elementen die wat betreft schadelijkheid voor mens en milieu minder relevant zijn zoals calcium, kalium en magnesium. De belangrijke milieurelevante elementen zijn steeds wel in de tabel vermeld, als er verhoogd gehalten van zijn gevonden.

Bij enkele branden zijn PAK's uitsluitend bemonsterd op filters en niet op PUF's. Hierdoor zijn alleen de deeltjesgebonden PAK's bemonsterd en kunnen de concentraties vluchtige PAK's niet worden bepaald. Voor die gevallen zijn de gemeten concentraties deeltjesgebonden PAK's gedeeld door de achtergrondconcentratie aan deeltjesgebonden PAK's. In de tabel is dit steeds aangegeven. Overigens blijkt uit de metingen bij de diverse branden dat de verschillende PAK's grofweg in dezelfde verhoudingen tot elkaar worden teruggevonden, zodat verwacht mag worden dat in de gevallen waarbij uitsluitend deeltjesgebonden PAK's zijn bemonsterd, de berekende verhouding ten opzichte van de achtergrondwaarde niet sterk zal verschillen dan die voor de deeltjesgebonden en vluchtige PAK's samen. Verder is gebleken dat, indien uitsluitend wordt uitgegaan van de 10 VROM PAK's<sup>13</sup>, de verhoudingen van de gemeten concentraties ten opzichte van de achtergrondconcentratie nagenoeg niet verschillen van de verhoudingen die worden gevonden als wordt uitgegaan van alle 15 geanalyseerde PAK's.

Ook dioxinen zijn soms uitsluitend op filters en niet op PUF's bemonsterd. Uit de analyseresultaten van die gevallen waarin wel dioxinen op PUF's zijn bemonsterd is echter gebleken dat bijna alle dioxinen op het filter worden teruggevonden, hetgeen impliceert dat de dioxinen voornamelijk aan stofdeeltjes zijn geadsorbeerd. Minder dan 1% is gasvormig. Dit wordt als verwaarloosbaar beschouwd.

---

<sup>12</sup> Bij een destructie met koningswater bijvoorbeeld slaat een deel van het antimoon neer, waardoor dit element niet kwantitatief bepaald kan worden.

<sup>13</sup> Dit zijn 10 door het ministerie van VROM geselecteerde PAK's, waarvoor in het milieubeleid diverse normen en grenswaarden zijn gedefinieerd. Het gaat om naftaleen, fenantheen, anthraceen, fluorantheen, benzo(a)anthraceen, chryseen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, benzo(ghi)peryleen en indeno(123cd)pyreen.

*Tabel 3.3. 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	Dioxinen en overige organische componenten
Amsterdam	1 km	3 <sup>1)</sup>	—	—	—
Heerhugowaard	25 m	10-40 <sup>1,2)</sup>	Sb: 50 Cr, Ni, Pb, Sn, Ti: 10-25 Ba, Cu, Zn: 3-5	60-130 <sup>2,3)</sup>	Dioxinen: 500-1500 <sup>2)</sup>
Putten		—	—	—	—
Schiedam	70 m	10-35 <sup>2)</sup>	Metalen: n.a. C: 60% <sup>4)</sup> N: 4% <sup>4)</sup> S: <1,5% <sup>4)</sup>	10	Vertakte alkaanzuren (>C12); alkaan- en alkeennitrillen (>C16); caffeine; esters van vetzuren; peptiden <sup>4)</sup>
Waalwijk	7 km	4-8 <sup>5)</sup>	Alle: n.a.	—	—
Aalsmeer	10 m	30 <sup>1)</sup>	Pb: 200 Ba, Sn, Zn: 20-50	350	—
Drachten	20 m	150 <sup>1)</sup>	Ba, Cd, Cu, Pb, Sn, Zn: 100-1000	Verhoogd <sup>6)</sup>	Dioxinen: 50.000 PCB's: 5 <sup>7)</sup>
Enschede <i>Brand</i>	50 m <sup>8)</sup>	30 <sup>1)</sup>	Cd, Sn, Zn, Pb: 100-500 Ba, Cu, Sr, Ti: 10-50 Al, Cr, K : 5-10	<3-5 <sup>9)</sup>	—
Enschede <i>Nafase</i>	In ramp- gebied	6  <i>na regen: 3<sup>10)</sup></i>	Ba, Ca, Pb, Sr, Ti, Zn: 20-100 Al, Cu, K: 5-20  <i>na regen: alle n.a.<sup>10)</sup></i>	—	Dioxinen: 60
Naarden	250 m	— <sup>5)</sup>	Pb, Sn: niet verhoogd <sup>11)</sup>	—	—
Beverwijk		—	—	—	—
Genemuiden	350 m	— <sup>5)</sup>	Alle: n.a. <sup>9)</sup>	<3-5 <sup>9)</sup>	—
AVR Rijnmond	200 m	30	Cd, Pb, Sb, Sn, Zn: 100-300 Cu, Ti: 5-10	65 <sup>3)</sup>	Dioxinen: 1000
Moerdijk	200 m	20	As, Cd, Pb, Zn: 100-1000 Cu, Ti: 10-50	10 <sup>3)</sup>	—
Hasselt	50 m	— <sup>5)</sup>	Pb, Zn: 3	—	Dioxinen: 250
's Heerenberg	50 m	— <sup>5)</sup>	Cd, Ni, Pb, Sn, Zn: 100-1000 Ba, Cr, Cu: 10-50	800 <sup>3)</sup>	Dioxinen: 50.000
Hazeldonk		—	—	—	—
Slagharen	30 m 1800 m	15 3	Pb: 100; Zn: 25; Cu: 10 Pb, Zn: 10; Cu: 3	65 <sup>3)</sup> 4 <sup>3)</sup>	Dioxinen: 4500 Dioxinen: 60
Alkmaar		7	Alle: n.a. <sup>9)</sup>	25	Alkanen en ftalaten
IJsselmuiden		—	—	—	—
Wilp	25 m <i>Onder</i> <sup>12)</sup> <i>In</i> <sup>12)</sup>	5 60	Alle: n.a. <sup>9)</sup> Ba, Ti: 40 Al, Ca, Cr, Ni, Pb, Zn: 10-20 Cd, Cu : 3	5 15	Dioxinen: 100 Dioxinen: 70

— = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet (zie ook Bijlage 1)

<sup>1)</sup> Uitgaande van een gemeten TSP concentratie (PM<sub>10</sub> concentratie niet bepaald).

<sup>2)</sup> Sterke variatie in de tijd. Bij de brand in Heerhugowaard was de concentratie aan stofdeeltjes en daarin aanwezige componenten in de beginfase ruim 2 maal zo hoog als aan het eind.

- 3) Berekend op basis van deeltjesgebonden PAK's (geen PUF's bemonsterd; zie hoofdtekst). Bij de brand bij AVR is wel een PUF bemonsterd, maar deze is om onduidelijke redenen niet geanalyseerd.
- 4) Het bemonsterde stoffilter is kwantitatief geanalyseerd op het gehalte aan koolstof, stikstof en zwavel en kwalitatief op organische componenten. Het gehalte aan koolstof, stikstof en zwavel is uitgedrukt als percentage van de totale massa aan stofdeeltjes, niet ten opzichte van de achtergrondconcentratie. Hiervan zijn namelijk geen gegevens bekend.
- 5) Stofdeeltjes zijn wel bemonsterd, maar de massa van het filter is na bemonstering niet bepaald. Hierdoor kan de concentratie aan bemonsterde stofdeeltjes niet worden berekend. Bij de brand in Waalwijk is een schatting gemaakt op grond van het gemeten gehalte aan koolstof, er van uitgaande dat het stof voor minstens 50% uit koolstof bestaat.
- 6) Er heeft slechts een kwalitatieve screening op PAK's plaatsgevonden. Hieruit bleek dat PAK's in verhoogde (naar schatting 10-100 maal) concentraties voorkwamen.
- 7) Bepaald op grond van de gemeten concentraties van de 7 indicator PCB's, namelijk PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 en PCB180.
- 8) Afstand van de meetlocatie tot de rand van de brandhaard. De afstand tot de voormalige vuurwerk-opslagplaats bedroeg ongeveer 300 m.
- 9) Geen concentraties aangetoond boven de detectielimiet. De bemonstering was echter zodanig kort, dat de detectielimiet een factor 3-5 boven de achtergrondconcentratie in lucht lag.
- 10) In de nafase zijn op enkele dagen luchtstofmetingen uitgevoerd. Aanvankelijk was het daarbij droog weer en werden verhoogde concentraties stofdeeltjes en metalen gemeten. Nadat het enkele dagen na de brand geregend had, daalde de concentratie stofdeeltjes naar 3 maal het achtergrondniveau. De concentraties aan elementen waren toen niet meer aantoonbaar hoger dan het achtergrondniveau.
- 11) 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.
- 12) Er zijn achtereenvolgens stofmetingen verricht in de fase dat de rookpluim sterk steeg (in die fase is voornamelijk *onder aan* de pluim bemonsterd) en de fase dat de pluimstijging gering was en de rookpluim zich bijna horizontaal verspreidde (in die fase is *in* de pluim bemonsterd). De hoogste concentraties aan stofdeeltjes en daarin aanwezige stoffen werden in de pluim gemeten, de laagste waarden onder de pluim.

### 3.3 Veeg- en grasmonsters

Tabel 3.4 vermeldt de resultaten van de analyses van de veegmonsters. In de diverse kolommen is onderscheid gemaakt in de analyseresultaten voor elementen, PAK's, dioxinen en PCB's, die in of aan de bemonsterde gedeponeerde stofdeeltjes voorkomen. Daarnaast zijn de afstanden tot de brandhaard van de locaties of het gebied waar de veegmonsters zijn genomen in de tabel vermeld.

De meetresultaten zijn steeds uitgedrukt als de verhouding van de gemeten depositie ten opzichte van de achtergrondwaarde. Om de depositie te berekenen zijn de gemeten gehalten van elke component per veegmonster gedeeld door het oppervlak dat bemonsterd is en door de tijd dat de brand naar schatting heeft geduurd (zie Tabel 1). Op deze wijze wordt een gemiddelde depositie over de periode dat de brand heeft geduurd, uitgedrukt als massa per oppervlakte per tijdseenheid, verkregen.

De berekende deposities zijn vervolgens gedeeld door de daarmee corresponderende achtergrondwaarde. De achtergrondwaarden voor de diverse componenten zijn afgeleid uit gegevens van diverse onderzoeken, die in de afgelopen jaren zijn uitgevoerd, uit gegevens van referentiemetingen bij enkele branden en uit literatuurgegevens. In Bijlage 2 is een overzicht van de gebruikte achtergrondwaarden gegeven.

De nauwkeurigheid waarmee een achtergronddepositie kan worden bepaald, hangt sterk af van het aantal beschikbare gegevens en de representativiteit daarvan. Voor de meeste componenten is het aantal gegevens beperkt tot zeer beperkt en kan alleen een indicatieve achtergronddepositie worden bepaald. Omdat ook de berekende deposities bij de branden een grote mate van onzekerheid kennen (onder meer door de onnauwkeurigheid van de geschatte tijdsduur van de brand is en een 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 +++ (zie de legenda van Tabel 3.4).

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

Tabel 3.4. Resultaten van de analyses van de veegmonsters

Locatie	Afstand	Elementen	PAK's	Dioxinen en PCB's
Amsterdam		–	–	–
Heerhugowaard		–	–	–
Putten	400 m	Alle: 0	0	Dioxinen: 0
Schiedam		–	–	–
Waalwijk		–	–	–
Aalsmeer	50-100 m	–	++	–
Drachten		–	–	–
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: + <i>na regen: alle 0<sup>1)</sup></i>	–	–
Naarden	250-400 m	Sn, Pb: 0 <sup>2)</sup>	–	–
Beverwijk	5 m	Cu, Pb, Ti: +++ <sup>3)</sup> Ba, Cr, Sb, Sn, Zn: ++ <sup>3)</sup> Cd: + <sup>3)</sup>	+ <sup>3)</sup>	Dioxinen: ++ <sup>3)</sup> PCB's: verhoogd <sup>3,4)</sup>
Genemuiden		–	–	–
AVR Rijnmond		–	–	–
Moerdijk		–	–	–
Hasselt	100 m 200 m 1000 m	–	–	Dioxinen: + Dioxinen: + Dioxinen: 0
's Heerenberg	300-400 m 400-800 m	Pb : ++ Cu, Ni, Zn: + Alle: 0	+ 0	Dioxinen: +
Hazeldonk		–	–	–
Slagharen	30 m 1800 m	Cu, Pb, Zn : + Alle: 0	+ 0	–
Alkmaar	30 m 1800 m	–	–	–
IJsselmuiden	1100 m	Alle: 0	+ <sup>5)</sup>	Dioxinen: 0
Wilp		–	–	–

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet (zie ook Bijlage 1)

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)

<sup>1)</sup> In de nafase zijn op enkele dagen veegmonsters genomen. Aanvankelijk was het daarbij droog weer en werden daarin verhoogde concentraties metalen gevonden. Nadat het enkele dagen na de brand geregend had, daalden de concentraties aan elementen in de veegmonsters tot het achtergrondniveau.

<sup>2)</sup> 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.

<sup>3)</sup> De berekende deposities hebben betrekking op de twee veegmonsters die van een tijdens de brand gebruikt brandweerpak zijn genomen (zie noot 5 van Tabel 2.3). De analysegegevens van de vier veegmonsters die zijn genomen van wanden van de verbrande transformator zijn hier niet verder

gebruikt om een depositie te berekenen, aangezien hier geen sprake is van verspreiding naar de omgeving. In alle vier de veegmonsters werden dezelfde componenten aangetroffen als in die van het brandweerpak, maar dan in 10 tot 100 maal hogere concentraties.

- 4) De achtergronddepositie aan PCB's is niet goed bekend. Hierdoor valt de mate van verhoging niet te kwantificeren.
- 5) De verhoging betreft uitsluitend de PAK's fluorantheen, fenanthreen en pyreen. De andere PAK's vertoonden geen verhoogde depositie. Waarschijnlijk is de verhoogde depositie aan fluorantheen, fenanthreen en pyreen niet gerelateerd aan de brand. De verhoudingen tussen de gehalten aan verschillende PAK's wijkt namelijk sterk af van die normaliter bij branden wordt gevonden.

Tabel 3.5 vermeldt de resultaten van de analyses van de grasmonsters, inclusief monsters van andere vegetatie (met voetnoten aangegeven in de tabel). In de diverse kolommen is onderscheid gemaakt in de gemeten gehalten aan elementen, PAK's, dioxinen en PCB's in het bemonsterde gras of andere vegetatie. De afstanden tot de brandhaard van de locaties of het gebied waar de monsters zijn genomen zijn ook in de tabel vermeld. De meetresultaten zijn steeds uitgedrukt als de verhouding van het gemeten gehalte in gras of vegetatie ten opzichte van de achtergrondwaarde in gras; daarbij is impliciet aangenomen dat de achtergrondwaarde in andere vegetatie van hetzelfde niveau is als in gras. Achtergrondwaarden zijn afgeleid uit gegevens van diverse onderzoeken, die in de afgelopen jaren zijn uitgevoerd, van referentiemetingen bij enkele branden en van literatuurgegevens. De nauwkeurigheid waarmee een achtergrondgehalte kan worden bepaald, hangt sterk af van het aantal beschikbare gegevens en de representativiteit daarvan. Voor een aantal van de onderzochte componenten is de hoeveelheid gegevens beperkt tot zeer beperkt en kan alleen een indicatieve achtergrondwaarde worden bepaald. In Bijlage 2 is een overzicht van de gebruikte achtergrondwaarden gegeven. De gehalten zijn over het algemeen gemeten in veldvochtig gras of gewas. Het droge stof gehalte van veldvochtig gras varieert van 20 tot 40%; van de andere bemonsterde vegetatie is het vochtgehalte niet bekend, maar deze zal naar verwachting in dezelfde orde van grootte liggen. De achtergrondwaarden zijn eveneens uitgedrukt in gehalten in veldvochtig gras. Omdat de berekende verhoudingen van gemeten gehalten ten opzichte van de achtergrondwaarden een grote mate van onzekerheid kennen, is er net als in Tabel 3.4 voor gekozen de verhoudingen niet in een getal uit te drukken, maar in een schaal. Hiervoor is dezelfde schaalindeling als bij Tabel 3.4 gebruikt.

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.

Tabel 3.5. Resultaten van de analyses van de gras- en gewasmonsters

Locatie	Afstand	Elementen	PAK's	Dioxinen en PCB's
Amsterdam		–	–	–
Heerhugowaard		–	–	–
Putten		–	–	–
Schiedam		–	–	–
Waalwijk		–	–	–
Aalsmeer	50-100 m <sup>1)</sup>	–	++	–
Drachten	300 m	Cd: ++ Pb, Ni: + Pb: ++ <sup>2)</sup>	0	Dioxinen: ++ PCB's: 0
	1 km	As, Ba, Cr, Cu, Hg, Ni, V: + <sup>2)</sup>		
	3-13 km	Alle: 0	0	Dioxinen: + (3 km) PCB's: 0 (3 km)
Enschede	< 1km	Ba, Cd, Cu, Pb, Sr, Zn: +	–	–
	> 1 km	Alle: 0 <sup>3)</sup> <i>na regen: alle 0 <sup>4)</sup></i>		
Naarden		–	–	–
Beverwijk		–	–	–
Genemuiden	300-400 m	Alle: 0	–	–
AVR Rijnmond		–	–	–
Moerdijk		–	–	–
Hasselt	50-75 m	–	–	Dioxinen: ++
's Heerenberg	250-400 m	Ni, Pb, Zn : +	+	Dioxinen: ++
Hazeldonk	1,5-5,5 km	0	0	–
Slagharen	350 m	Alle: 0 <sup>5)</sup>		++ <sup>5)</sup>
	1300-1600 m	Alle: 0 <sup>5)</sup>		+ <sup>5)</sup>
	1800 m	Alle: 0 <sup>5)</sup>		0 <sup>5)</sup>
	<i>Enkele dagen later <sup>5)</sup></i>			
	600 m	Alle: 0 <sup>5)</sup>	Alle: 0 <sup>5)</sup>	+ <sup>5)</sup>
	2-9 km	Alle: 0 <sup>5)</sup>	Alle: 0 <sup>5)</sup>	0 <sup>5)</sup>
Alkmaar		–	–	–
IJsselmuiden	1,5-11 km	0	0 <sup>6)</sup>	0
Wilp	25 m <sup>7)</sup>	0	+	Dioxinen: +
	4 km <sup>7)</sup>		0	Dioxinen: (+) <sup>8)</sup>

– = niet gemeten

n.a. = wel gemeten, maar niet aangetoond boven de detectielimiet (zie ook Bijlage 1)

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)

<sup>1)</sup> Er is één monster gras en één monster boerenkool uit een moestuin genomen.<sup>2)</sup> Resultaten van de bemonstering op 15 mei, 3 dagen na de brand. Het hoge gehalte voor lood op 1 km heeft mogelijk een andere oorzaak, namelijk een al aanwezige lokale verontreiniging. Op 18 mei, na een periode met regen, zijn hier opnieuw monsters genomen en geanalyseerd. Daaruit bleek dat de gehalten van alle metalen waren gedaald tot rond of iets boven het achtergrondniveau.<sup>3)</sup> Van de elementen barium, lood en strontium werd tot op een afstand van ongeveer 2,5 km van de voormalige vuurwerkslagplaats nog een lichte verhoging (tot een factor 1,5) gevonden. De gehalten

- aan elementen namen af met toenemende afstand tot de voormalige vuurwerkopslagplaats. Op meer dan 2,5 km was geen verhoging meer aantoonbaar.
- 4) In de nafase zijn op enkele dagen grasmonsters genomen. Aanvankelijk was het daarbij droog weer en werden daarin verhoogde concentraties metalen gevonden. Nadat het enkele dagen na de brand geregend had, daalden de concentraties aan elementen in de grasmonsters tot het achtergrondniveau.
  - 5) In de nafase van de brand zijn vier grasmonsters genomen op afstanden van 350 tot 1800 m van de brand. Deze monsters zijn geanalyseerd op elementen en dioxinen (de dioxine analyse is uitgevoerd door het RIKILT met de Calux methode; zie voetnoot 2 bij Tabel 2.3). Enkele dagen na de brand zijn op 12 locaties van 600 m tot 9 km van de brand aanvullend 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 omdat op dichterbij gelegen locaties geen verhoogde gehalten aan PAK's werden aangetroffen, werd geconcludeerd dat de verhoging op 2500 m niet is gerelateerd aan de brand. De bemonsterde locatie was een berm; het verhoogd gehalte aan PAK's zou door emissies uit lokaal verkeer kunnen zijn veroorzaakt. Dioxinen werden op de dag dat de brand plaats vond in verhoogde mate aangetroffen, tot op 1600 m afstand. In de monsters die enkele dagen later zijn genomen werd op 600 m nog wel een verhoogd gehalte gevonden maar deze was afgenomen ten opzichte van de eerder gemeten waarde. Op de andere locaties (op 2,5 tot 9,3 km van de brand) werd geen verhoogd dioxinegehalte gevonden.
  - 6) Op één locatie, op 7 km van de brand, werden relatief hoge gehalten aan fluorantheen, fenantheen en pyreen gevonden. De andere PAK's vertoonden daar geen verhoging. Aangezien op dichterbij gelegen locaties geen verhoogde gehalten aan fluorantheen, fenantheen en pyreen werden gevonden, kan worden geconcludeerd dat de verhoging op 7 km niet is gerelateerd aan de brand.
  - 7) Naast weidegras zijn ook brandnetels en op de bodem aanwezige bladeren bemonsterd en geanalyseerd.
  - 8) Het gehalte aan dioxinen in gras op 4 km was wel verhoogd ten opzichte van de achtergrondwaarde, maar een factor 3 lager dan op 25 m werd gevonden.

### 3.4 Bodemonsters

Bij twee branden, namelijk die in Slagharen en die in Drachten, is in het benedenwinds gebied bodemonderzoek uitgevoerd. Daarbij zijn ook referentiemonsters in de omgeving genomen en geanalyseerd.

In Slagharen bleek dat de gehalten aan elementen in de benedenwinds gelegen bodemonsters rond het niveau lagen dat werd aangetroffen in het referentiemonster en ook rond de streefwaarde die een indicatie geeft van het achtergrondniveau in Nederland. In de meeste monsters verschilde ook het gehalte aan PAK's niet significant van het achtergrondniveau. Echter, in enkele monsters werden hogere gehalten gemeten, maar uit het ruimtelijk verspreidingspatroon viel af te leiden dat deze verhoging niet was toe te schrijven aan de brand. Opvallend genoeg werd het hoogste gehalte aan PAK's aangetroffen in het referentiemonster. De verhogingen zijn vermoedelijk veroorzaakt door lokale verontreinigingen, waarbij bijvoorbeeld gedacht kan worden aan verkeer als mogelijke bron (één van de locaties waar een verhoging van het PAK gehalte werd geconstateerd betrof een berm van een weg).

Geconcludeerd werd dat er in de benedenwinds gelegen bodem geen meetbaar verhoogde gehalten aan schadelijke stoffen voorkomen als gevolg van de emissies vanuit de brand. Dit is consistent met de bevinding dat ook in de veeg- en grasmonsters, behalve die op 30

m van de brand, geen verhoogde gehalten aan elementen en PAK's zijn gevonden. Daarbij komt dat in de bodem nog een soort verdunningseffect optreedt, hetgeen kan worden geïllustreerd aan de hand van de volgende berekening. Als door een brand de depositie aan PAK's op een benedenwinds gelegen locatie 10 maal hoger is dan de achtergrondwaarde en de brand 12 uur duurt, leidt dit tot een verhoging van het PAK gehalte in de bodem (bovenste 5 cm<sup>14</sup>) van minder dan 0,1% van de achtergrondwaarde. In het algemeen zal als gevolg van de emissie, verspreiding en depositie van stofdeeltjes bij een brand de bodem in het benedenwinds gebied niet merkbaar verontreinigd raken, uitgezonderd extreem hoge emissies of componenten waarvan het achtergrondniveau in de bodem zeer laag is.

Het bodemonderzoek in Drachten, dat overigens pas een half jaar na de brand werd verricht, is uitgevoerd door Tauw Milieu (Theelen en Hoven, 2001). In dit onderzoek werden op een aantal benedenwinds gelegen locaties wel verhoogde gehalten van enkele metalen (koper, lood, zink, cadmium en kwik) gevonden, maar op een andere locaties in het belaste gebied weer niet. Op basis van een statistische analyse concludeert Tauw dat er sprake lijkt te zijn van een beperkte beïnvloeding door de brand op de gehalten aan zware metalen in de bodem. De bodem is echter niet ernstig verontreinigd.

---

<sup>14</sup> Bij de brand in Slagharen zijn monsters van de bovenste 5 cm van de bodem genomen.



## 4. Interpretatie van de meetresultaten

### 4.1 Inleiding

Bij verbrandingsprocessen met organische (koolstofhoudende) componenten ontstaan kooldioxide ( $\text{CO}_2$ ), koolmonoxide ( $\text{CO}$ ), roetdeeltjes en een breed scala aan andere koolstofhoudende reactieproducten zoals aromatische verbindingen (benzeen, toluen, xylenen, PAK's, enz.), alifatische verbindingen (onder meer alkanen en alkenen) en zuurstofhoudende koolwaterstoffen zoals fenolen, aldehyden, furanen en geoxideerde PAK's (Heger *et al.*, 2001; MacGrattan *et al.*, 1997; Särndqvist, 1993). Deze reactieproducten kunnen in gasvormige toestand voorkomen, maar ook gebonden aan de vrijkomende stofdeeltjes. De mate waarin ze in gasvormige dan wel aan deeltjes gebonden toestand voorkomen, hangt af van hun fysisch-chemische eigenschappen (vluchtigheid, adsorptievermogen aan koolstof) en van de omgevingstemperatuur en de relatieve vochtigheid.

Omdat bij grote branden vrijwel altijd koolstofhoudende componenten worden verbrand (denk aan hout, kunststoffen en dakbedekkingsmateriaal zoals bitumen, die worden toegepast in gebouwen, en verder aan materialen die in een gebouw kunnen zijn opgeslagen zoals kunststoffen, voedingsproducten en verf), worden de zojuist genoemde reactieproducten veelvuldig aangetroffen in de rookpluim.

Andere vaak voorkomende reactieproducten zijn stikstofdioxide ( $\text{NO}$ ), stikstofdioxide ( $\text{NO}_2$ ), lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) en zwaveldioxide ( $\text{SO}_2$ ).

Ook een aantal metalen die veel in gebouwen en constructies worden toegepast (ijzer, zink, koper en lood) blijken in verhoogde gehalten voor te komen in de bij een brand verspreide stofdeeltjes.

Daarnaast worden soms andere reactieproducten gevormd, maar dat hangt meer specifiek af van de soorten materialen die worden verbrand. Zoutzuur ( $\text{HCl}$ ) en dioxinen kunnen bijvoorbeeld vrijkomen bij een brand met grote hoeveelheden chloorhoudende componenten zoals PVC (Marklund *et al.*, 1989; Vikelsøe en Johansen, 2000).

Fosforpentoxide ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) wordt gevormd bij branden met fosforhoudende componenten zoals een aantal bestrijdingsmiddelen (Matthijsen *et al.*, 1998).

In dit hoofdstuk wordt getracht om op basis van de resultaten van de in hoofdstuk 3 gegeven meetresultaten een beeld te krijgen van de mate waarin bepaalde componenten worden gevormd, zowel bij branden in het algemeen als specifiek bij branden met bepaalde soorten materialen. Daartoe zullen in de volgende paragrafen de resultaten per component op per groep van verwante componenten worden besproken.

## 4.2 Gasvormige componenten

### 4.2.1 Koolmonoxide

Uit Tabel 3.1 blijkt dat bij branden de CO concentratie in de rookpluim tot op enkele honderden meters van de brand vrijwel altijd verhoogd is ten opzichte van de achtergrondwaarde. Alleen bij de metingen op 350 m en verder werd geen 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.

Bij een aantal branden zijn hoge CO concentraties (10 tot 100 maal de achtergrondconcentratie<sup>15</sup>) gemeten op afstanden van 10 tot 50 m van de brand, in het geval van de brand bij Moerdijk zelfs tot op 100 m. Bij al deze branden zijn, voor zover bekend, aanzienlijke hoeveelheden koolstofhoudende materialen verbrand, namelijk meubels (Heerhugowaard), cacaobonen (Schiedam), verf (Aalsmeer), chemisch afval (Drachten), afvalhout (Moerdijk), kunststoffen ('s Heerenberg) en divers afval (Wilp). Bij de brand in Enschede was met name de omvang van de brand (ongeveer tweehonderd huizen en enkele tientallen bedrijfsgebouwen) bepalend voor de hoogte van de CO concentratie. In Hasselt en Alkmaar was ook sprake van verbranding van veel koolstofhoudend materiaal, maar daar zijn de metingen verricht in een fase dat de brand grotendeels geblust was, waardoor de CO concentratie in de rookpluim niet al te hoog meer was.

De meetwaarden in Tabel 3.1 zijn onderling niet altijd goed 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, waarbij door het blussen en de daarmee gepaard gaande onvolledige verbranding vaak meer CO wordt gevormd dan bij een felle brand. Er is echter ook een verschil tussen het begin van de smeulfase, waarbij de brand nog fors is in omvang (bijvoorbeeld tijdens de metingen in Moerdijk), en het eind van de smeulfase als de brand nagenoeg is uitgewoed zoals in het geval van Alkmaar. In Alkmaar werd aanmerkelijk minder CO gemeten dan bij Moerdijk.

Daarnaast speelt ook de afstand waarop de metingen zijn verricht een rol, d.w.z. hoe verder van de brand, des te lager de concentratie. De meetlocaties worden vooral bepaald op grond van de praktische omstandigheden (waar raakt de rookpluim de grond; waar is de pluim het dichtst en valt dus de hoogste concentratie te verwachten; waar kan de meetapparatuur worden geplaatst). Daarom wordt er niet op een vaste afstand tot de brand gemeten.

### 4.2.2 Stikstofoxide, stikstofdioxide en zwaveldioxide

Slechts in enkele gevallen zijn metingen uitgevoerd op stikstofoxide, stikstofdioxide en zwaveldioxide. In geen van die gevallen werden deze componenten aangetoond. De detectielimiet van de Pac sensor ligt echter op een niveau van ongeveer 1 ppm oftewel

---

<sup>15</sup> Ter vergelijking: Ook in drukke verkeerssituaties kunnen CO concentraties tot 10 maal de achtergrondwaarde kunnen voorkomen.

ongeveer 1200 (NO), 2000 (NO<sub>2</sub>) resp. 2700 (SO<sub>2</sub>) µg m<sup>-3</sup>, ruim boven de achtergrondconcentraties van de gemeten componenten (zie Tabel B2.1 in Bijlage 2). NO en NO<sub>2</sub> worden altijd gevormd bij branden, alleen al door reacties van zuurstof en stikstof uit de lucht. Daarnaast komt stikstof voor in allerlei materialen. Het is dus erg waarschijnlijk dat bij branden verhoogde concentraties NO en NO<sub>2</sub> voorkomen in de rookpluim, maar deze verhoging blijkt in ieder geval bij de branden uit dit rapport beperkt te zijn. Hetzelfde geldt min of meer voor SO<sub>2</sub>, zij het dat de concentratie van deze component meestal lager zal zijn dan die van de stikstofoxiden, uitgezonderd branden met veel zwavelhoudende componenten.

Uit een literatuurstudie van Matthijsen *et al.* (1998) komt naar voren dat bij branden met stikstofhoudende chemicaliën ook lachgas (N<sub>2</sub>O) gevormd kan worden, soms zelfs meer dan NO en NO<sub>2</sub>. Door de MOD worden bij de branden geen metingen verricht op N<sub>2</sub>O, omdat deze component niet erg toxisch is (de MAC waarde van lachgas is 80 ppm, terwijl die van stikstofdioxide 2 ppm bedraagt). Bovendien is de achtergrondconcentratie N<sub>2</sub>O in de buitenlucht ook al relatief hoog ten opzichte van die van NO en NO<sub>2</sub>, namelijk ongeveer 0,3 ppm oftewel 600 µg m<sup>-3</sup>.

In het rapport van Matthijsen *et al.* (1998) wordt ook aandacht besteed aan de vorming van enkele andere zwavelhoudende reactieproducten dan SO<sub>2</sub>, namelijk zwavelwaterstof (H<sub>2</sub>S), carbonylsulfide (COS) en koolstofdissulfide (CS<sub>2</sub>), bij branden met verschillende chemicaliën en bestrijdingsmiddelen. Deze stoffen worden echter niet of nauwelijks gevormd.

### 4.2.3 Blauwzuur

Bij bijna de helft van de branden zijn metingen verricht op HCN. Meestal bleek deze component niet aantoonbaar, maar daarvoor geldt dezelfde kanttekening als bij NO, NO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub> (hoge detectielimiet ten opzichte van de achtergrondconcentratie). In een aantal gevallen zijn HCN concentraties gemeten variërend van 300 tot 50.000 maal de achtergrondconcentratie<sup>16</sup>. De hoogste waarde werd gevonden in de rookpluim van de brand bij Drachten. Bij deze brand is een grote hoeveelheid chemisch afval van uiteenlopende samenstelling verbrand. Omdat de samenstelling niet in detail bekend is (er zijn wel lijsten waarop soorten afval staan vermeld, bijvoorbeeld lijm, garage afval en medicijnen, maar het is niet precies bekend uit welke chemicaliën dat afval bestond), kan over de vorming van HCN bij deze brand alleen maar gespeculeerd worden.

De andere branden waarbij HCN is gevonden, zijn die in 's Heerenberg (loods met kunststoffen), Wilp (bouw- en sloopafval) en Slagharen (uitgaanscentrum de Bonte Wever). Bij deze branden is, mede vanwege het ontbreken van voldoende gedetailleerde gegevens over de verbrande materialen, niet duidelijk uit welke stoffen en hoe het HCN is gevormd.

---

<sup>16</sup> Opgemerkt moet worden dat de achtergrondconcentratie van HCN en HCl in de buitenlucht zeer laag is ten opzichte van bijvoorbeeld CO, NO, en NO<sub>2</sub>, waarvan het voorkomen in buitenlucht wordt veroorzaakt door grootschalige emissies uit industriële activiteiten en het verkeer.

Uit diverse laboratoriumproeven met stikstofhoudende chemicaliën (voornamelijk bestrijdingsmiddelen) is gebleken dat daar HCN bij kan worden gevormd, in sommige gevallen zelfs met een hoge omzettingsgraad (Matthijssen *et al.*, 1998). Hoe het HCN precies gevormd wordt, 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 hoge temperaturen (meer dan 600°C).

#### 4.2.4 Ammoniak

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) is geen typisch verbrandingsproduct, hoewel bij enkele van de in de vorige paragraaf genoemde laboratoriumproeven is gebleken dat uit chemicaliën met een amide- of een aminegroep veel  $\text{NH}_3$  kan vrijkomen bij verbranding (Matthijssen *et al.*, 1998). Het aantal gegevens over vorming van ammoniak bij branden is zeer beperkt. Bij twee van de branden in dit rapport zijn metingen uitgevoerd op  $\text{NH}_3$ , omdat er gevaar bestond dat deze component zou vrijkomen uit een in of nabij de brandhaard gelegen tank en niet specifiek omdat verwacht werd dat  $\text{NH}_3$  in de rookpluim zouden voorkomen. In geen van de gevallen werd  $\text{NH}_3$  aangetoond.

#### 4.2.5 Zoutzuur en chloorgas

Bij een paar branden zijn metingen verricht op HCl en soms ook op  $\text{Cl}_2$ . In ongeveer de helft van die gevallen was HCl niet aantoonbaar en  $\text{Cl}_2$  is in geen enkel geval aangetoond, maar ook daarvoor geldt dezelfde kanttekening als bij NO,  $\text{NO}_2$  en  $\text{SO}_2$  (hoge detectielimiet ten opzichte van de achtergrondconcentratie).

Bij drie branden is HCl aangetoond in concentraties van 250 tot 50.000 maal de achtergrondconcentratie<sup>16</sup>. Hoge concentraties zijn gevonden bij de branden in Putten en Hasselt, waarbij grote hoeveelheden PVC zijn verbrand. Het is bekend dat bij de verbranding van PVC het aanwezige chloor voor een groot deel wordt omgezet in HCl (Marklund *et al.*, 1989; Matthijssen *et al.*, 1998).

De derde brand waar verhoogd HCl is gevonden was die in Slagharen. 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 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 vooral in de fase waarin de brand nog hevig was en de rookpluim flink steeg, er veel HCl werd gevormd, terwijl tijdens de smeulfase de HCl vorming veel lager was. In de eerste periode zijn de metingen op relatief grote afstand uitgevoerd en in de smeulfase is er dicht bij de brand gemeten.

#### 4.2.6 Vluchtige organische componenten

Voor vluchtige organische componenten geldt min of meer hetzelfde als voor CO, d.w.z. ze komen vrijwel altijd in verhoogde concentraties voor in de rookpluim bij branden met koolstofhoudende componenten. Een vergelijking tussen de meetresultaten voor CO en VOC's leert echter dat de VOC concentraties relatief hoger zijn bij branden met grote hoeveelheden gemakkelijk brandbare koolwaterstoffen, namelijk de branden in Aalsmeer (verffabriek), Drachten (chemisch afval, waaronder verven, lijmen, oplosmiddelen, PCB-houdende vloeistoffen, enz.), 's Heerenberg (kunststoffen, waaronder polypropreen en mogelijk ook polyurethaan en PVC) en AVR (huishoudelijk afval). Bij de branden in Moerdijk, Heerhugowaard en Enschede, waar hout<sup>17</sup> een belangrijk bestanddeel vormde van de verbrande materialen, waren de concentraties VOC's aanzienlijk lager. Ook bij de branden in Wilp (bouw- en sloopafval) en Schiedam (cacaobonen) werden geen sterk verhoogde concentraties VOC's gemeten, maar wel veel CO. In Slagharen lagen de concentraties VOC's (op 30 m) tussen zeer hoog en hoog in. Een reden hiervoor zou kunnen zijn dat in het (moderne) uitgaanscentrum in vergelijking met bijvoorbeeld de verbrande gebouwen in Enschede relatief veel kunststof materialen zijn toegepast, waaruit meer VOC's worden gevormd dan uit hout.

De relatief lage concentraties VOC's bij de branden in Amsterdam, Waalwijk en Genemuiden zijn vooral toe te schrijven aan de grote afstand, waarop de metingen zijn verricht. In paragraaf 4.2.1 is al duidelijk gemaakt dat op zulke afstanden blijkt de rookpluim dusdanig verdund is dat de concentraties van de vrijgekomen stoffen rond of net boven de achtergrondwaarde liggen. Een uitzondering hierop vormen de waarden gemeten op 1800 m van de (toen nog felle) brand in Slagharen. In Alkmaar 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.

Van de verschillende VOC's komen vooral benzeen, styreen en naftaleen in verhoogde tot sterk verhoogde concentraties voor. Daarnaast worden tolueen, ethylbenzeen en xylenen vaak in verhoogde concentraties gevonden, maar in mindere mate dan benzeen, styreen en naftaleen. Andere VOC's waarvan de concentraties in de rookpluim soms verhoogd zijn, zijn aromatische verbindingen zoals trimethylbenzenen en propylbenzeen, en alkanen zoals hexaan, heptaan en octaan. Deze bevindingen komen in grote lijnen overeen met resultaten van Heger *et al.* (2001). Zij onderzochten de producten die ontstaan bij verbranding van gevaarlijk afval en stookolie in een afvalverbrandingsinstallatie en vonden in het afgas hoge concentraties aan benzeen, styreen, tolueen, xylenen, fenol en daarnaast naftaleen en fenanthreen en hun alkylderivaten. Gechloreerde VOC's zijn bij de branden in dit rapport vrijwel niet aangetoond, uitgezonderd tetrachloormethaan bij de brand bij AVR, waarvan overigens onduidelijk is

---

<sup>17</sup> Voor de interpretatie van de resultaten van de metingen bij de brand te 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).

wat de oorzaak is van de vorming van deze stof. Heger *et al.* (2001) toonden aan dat bij branden met chloorhoudende componenten behalve HCl en dioxinen (daarover meer in paragraaf 4.3.4) ook gechloreerde benzenen ontstaan. Zij toonden onder meer monochloorbenzeen aan tijdens een experiment met verbranding van gevaarlijk afval. De concentratie bedroeg echter ongeveer 2 tot 3  $\mu\text{g m}^{-3}$ , hetgeen onder de detectielimiet ligt van de methode die door de MOD bij de branden in dit rapport is gebruikt (deze bedraagt, vanwege de korte monsterneming, ongeveer 10  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). Bij de branden in Putten en Hasselt (veel HCl vorming) zijn helaas geen metingen verricht op VOC's. Uit de meetgegevens van de branden bij Drachten, 's Heerenberg, Slagharen, Heerhugowaard en AVR (veel dioxinen) blijkt dat daar geen concentraties gechloreerde aromaten zijn aangetroffen boven de detectielimiet.

Naar andere potentiële organische verbrandingsproducten, bijvoorbeeld aldehyden, zijn door de MOD geen systematische metingen verricht. Alleen bij de brand in Schiedam is een screening op 'onbekende' VOC's uitgevoerd, waarbij furan en 2-methylfuran zijn gevonden.

## 4.3 Stofdeeltjes en daaraan gebonden componenten

### 4.3.1 Fijn en totaal stof

Bij alle branden waar metingen op stofdeeltjes zijn verricht zijn verhoogde concentraties stofdeeltjes aangetroffen, zelfs op grote afstand van de brandhaard (zie Tabel 3.3). Dit geldt zowel voor fijn stof als voor totaal stof. In een aantal gevallen (Schiedam, Enschede, Moerdijk, Alkmaar en Wilp) zijn metingen verricht op fijn stof ( $\text{PM}_{10}$ ) én totaal stof (TSP). Uit de resultaten van deze metingen kan worden berekend dat het totaal stof bij deze branden voor 65 tot 90% uit fijn stof bestond en dus voor 10 tot 35% uit grof stof (stofdeeltjes met een aërodynamische diameter groter dan 10  $\mu\text{m}$ ). Dat houdt in, dat ook de concentratie grof stof deeltjes in rookpluimen in absolute zin hoger is dan de achtergrondwaarde in de buitenlucht, waar het percentage grof stof 15-30% van het totaal stof bedraagt (Mennen *et al.*, 2000).

Uit Tabel 3.3. blijkt dat bij alle branden waarbij op afstanden van minder dan 200 m luchtstof is bemonsterd in de rookpluim, de concentratie fijn stof circa 10 tot 100 maal<sup>18</sup> verhoogd was ten opzichte van de achtergrondwaarde. Er is geen eenduidige relatie te leggen tussen de mate van verhoging en het soort materiaal dat is verbrand dan wel de fase waarin de brand verkeerde tijdens de metingen. Alleen bij de brand in Alkmaar was de verhoging, op 50 m, kleiner dan een factor 10, maar dat is toe te schrijven aan het feit dat de brand grotendeels geblust was. Bij de metingen op grotere afstanden (1-7 km, branden te Amsterdam, Waalwijk en Slagharen) was de stofconcentratie nog altijd hoger dan de achtergrondwaarde, in tegenstelling tot bij bijvoorbeeld de CO concentratie.

---

<sup>18</sup> Voor sommige branden moet er rekening mee worden gehouden dat de getallen in Tabel 3.3 te hoog zijn, omdat ze zijn gebaseerd op een TSP meting en de verhouding is berekend ten opzichte van de achtergrondconcentratie  $\text{PM}_{10}$ .

In algemene zin kan dus worden geconcludeerd dat bij grote branden in de rookpluim verhoogde tot sterk verhoogde concentraties stofdeeltjes, voornamelijk bestaande uit fijn stof, kunnen voorkomen, zelfs tot op grote afstand van de brandhaard.

### 4.3.2 Elementen

Het stof in de rookpluim van een brand bevat in het algemeen veel koolstof, in de vorm van roet en een groot aantal stofgebonden koolwaterstoffen. Uit de elementanalyse van het stof bij de brand in Schiedam bleek het koolstofgehalte ongeveer 60% te bedragen. Een vergelijkbare waarde (>50%) is eerder gevonden bij een cacao-brand in Molletjesveer (Kliest, *pers. commun.*). Ter vergelijking: het koolstofgehalte in PM<sub>10</sub> stof bemonsterd op een stadsachtergrondlocatie en een meetpunt in de omgeving van een snelweg varieerde van ongeveer 15 tot 35% (resp. het 25- en 95-percentiel van een kleine honderd daggemiddelde waarden), waarvan een kwart tot een derde bestaat uit elementair koolstof (roet) 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 voorkomt. Hoe groot het aandeel elementair koolstof is in rookpluimen is niet onderzocht. Wel blijkt uit de screening van het luchtstof van de brand in Schiedam dat er een breed scala aan koolstofhoudende verbindingen in voorkomt, in dit geval vooral verbindingen die aan voedingsmiddelen zijn gerelateerd. Ook PAK's worden vrijwel altijd in verhoogde tot sterk verhoogde gehalten aangetroffen in de bemonsterde stofdeeltjes (zie paragraaf 4.3.3). Waarschijnlijk komen er in deze deeltjes nog veel meer, veelal complexe koolwaterstoffen voor (bijvoorbeeld geoxideerde en gealkyleerde PAK's), maar daar is door de MOD geen systematisch onderzoek naar uitgevoerd. Het stikstofgehalte in het stof van de brand in Schiedam bedroeg 4%. Dit stikstof is naar alle waarschijnlijkheid grotendeels afkomstig uit de eiwitten van de verbrande cacao-bonen. De aanwezigheid van peptide-achtige verbindingen en nitrillen (zie Tabel 3.3) wijst daar ook op. Zwavel werd niet aangetoond in dit stof. Deze resultaten hebben specifiek betrekking op de cacao-bonenbrand in Schiedam en ze gelden daarom niet zonder meer voor andere branden. Bij de andere branden in dit rapport zijn geen bepalingen verricht naar het gehalte aan koolstof, stikstof en zwavel in het stof.

Vaak wordt een elementscreening uitgevoerd op het bemonsterde luchtstof (PM<sub>10</sub> of TSP), waarbij de aandacht vooral uitgaat naar zware metalen. Ook veeg- en grasmonsters worden meestal op elementen geanalyseerd.

Omdat de interpretatie van de meetresultaten in dit rapport vooral is gericht 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. Daarbij moet worden opgemerkt dat verhoogde gehalten aan elementen vooral zijn waargenomen in luchtstof en in veel mindere mate 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. Bovendien treedt bij de

verspreiding een verdunningseffect op, waardoor de gehalten in veegstof en gras minder sterk verhoogd zijn dan in luchtstof.

Uit de Tabellen 3.3. t/m 3.5 blijkt dat lood en zink vrijwel altijd in verhoogde tot soms sterk verhoogde concentraties voorkomen. Deze metalen worden veelvuldig toegepast in de bouw, onder meer als materiaal voor dakbedekkingen (loodslabben, bladzink) en in legeringen zoals messing en soldeer. Daarnaast komen lood- en zinkverbindingen ook voor in uiteenlopende materialen en producten zoals bepaalde kunststoffen, verven en lakken. Voor de rapportage van het milieuonderzoek naar aanleiding van de vuurwerkram্প in Enschede (Mennen *et al.*, 2001) is een schatting gemaakt van de hoeveelheden van een aantal metalen in de verwoeste huizen en bedrijfsgebouwen (inclusief huisraad). Hieruit blijkt dat lood, zink en koper het meest voorkwamen. Bij de meeste branden in dit rapport zijn gebouwen in vlammen opgegaan. De vaak gevonden verhoogde gehalten aan lood en zink in de luchtstofmonsters (en soms ook in veeg- en grasmonsters) zijn dus goed verklaarbaar.

Na lood en zink zijn tin, koper, titanium, cadmium en barium vaak in verhoogde concentraties aangetroffen. Van koper is al gemeld dat het veelvuldig in gebouwen wordt toegepast, met name in waterleidingen en elektriciteitsdraad. In mindere mate komen titanium (in verf en kunststoffen) en barium (kunststoffen) voor in diverse materialen. Uit de inventarisatie voor Enschede bleken de hoeveelheden van deze elementen in de gebouwen één orde van grootte lager te liggen dan die van lood, zink en koper. De hoeveelheden aan tin (soldeer, brons en vertind ijzer) en cadmium (kunststoffen) waren nog lager. Desalniettemin werden ook deze twee elementen bij branden nogal eens in verhoogde mate aangetroffen. Daarbij speelt overigens mee dat hun achtergrondgehalten in lucht en gras zeer laag zijn, zodat zelfs een beperkte emissie bij een brand al gauw leidt tot verhoogde waarden.

In een aantal gevallen zijn verhoogde concentraties aan chroom en nikkel gevonden. Ook deze metalen komen voor in gebouwen (in roestvrijstaal en verchroomde materialen). Bij twee branden (Heerhugowaard en AVR) is veel antimoon gevonden in luchtstof. Bij deze branden zijn geen veeg- en grasmonsters genomen. Verder zijn lang niet alle luchtstof-, veeg- en grasmonsters op antimoon geanalyseerd, omdat daarvoor een aparte ontsluitingsmethode moet worden toegepast. Het wordt dus niet uitgesloten dat ook bij een aantal andere branden verhoogde gehalten aan antimoon zijn voorgekomen in de lucht en mogelijk ook in gras. Antimoonverbindingen komen voor als brandvertrager in kunststoffen en textiel. Omdat het achtergrondgehalte aan antimoon in lucht en gras relatief laag is, worden zelfs bij een matige emissie al gauw verhoogde waarden gevonden.

Elementen als calcium, aluminium, ijzer, kalium, magnesium en mangaan komen van nature al veel voor in de lucht en in gras. Hoewel een aantal van deze elementen (met name aluminium, calcium en ijzer) bij branden zullen worden geëmitteerd, zijn deze emissies, enkele uitzonderingen daargelaten, blijkbaar niet zo hoog dat deze tot meetbaar verhoogde concentraties in de lucht of in gras leiden.

Een aantal andere elementen zijn bij de branden niet of slechts in een enkel specifiek geval aangetroffen, ondanks het feit dat ook hun achtergrondwaarden laag zijn. Deze elementen zijn arseen, kobalt, molybdeen, strontium en vanadium.

Naast het zojuist geschetste algemene beeld kan met de resultaten in de Tabellen 3.3. t/m 3.5 ook naar enkele specifieke gevallen worden gekeken. Daarbij valt op dat bij de ramp in Enschede verhoogde waarden van een aantal elementen zijn gevonden die afkomstig zijn van het geëxplodeerde en verbrande vuurwerk, namelijk barium, strontium, kalium, koper, titanium en aluminium. Al deze elementen zijn aangetroffen in het bemonsterde luchtstof en een aantal ervan is tot op grote afstand benedenwinds van de ramplocatie teruggevonden.

Bij de brand in Moerdijk, waar zogenaamd B-hout (behandeld afvalhout) lag opgeslagen, zijn onder meer arseen en koper in verhoogde mate gevonden. Deze elementen komen voor in Wolmanzouten, die als houtverduurzamingsmiddel worden toegepast en hun verhoogde gehalten zijn om die reden verklaarbaar. Chroom, een ander element dat in de genoemde Wolmanzouten voorkomt, is bij deze brand overigens niet in verhoogde mate aangetoond.

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 groot aantal elementen voorkomen, waaronder de elementen die in verhoogde gehalten in het bemonsterde luchtstof en gras zijn aangetroffen.

Bij de schoorsteenbrand in Naarden werden alleen mogelijke emissies aan lood en tin verwacht. Beide elementen werden echter niet in het bemonsterde lucht- en veegstof aangetroffen.

In de veegmonsters die zijn genomen naar aanleiding van de brand in een transformator te Beverwijk werd een aantal elementen gevonden die worden toegepast in elektronica en bekabeling. De gehalten zijn hoog tot zeer hoog, maar daar moet bij worden aangetekend dat de monsters slechts op enkele meters van de brand zijn genomen.

### 4.3.3 PAK's

De PAK's vertonen voor wat betreft de gemeten concentraties in luchtstof een sterke gelijkenis met de VOC's, met name de (niet-gehalogeneerde) aromatische verbindingen. Dit is niet verwonderlijk aangezien ook PAK's (complexere) aromatische verbindingen zijn. De sterkst verhoogde concentraties aan PAK's zijn gevonden bij de branden in Aalsmeer en 's Heerenberg en in mindere mate bij die in Drachten, AVR, Slagharen en Heerhugowaard. Voor de relatie tussen de verbrande materialen en de gemeten PAK concentraties geldt hetzelfde als voor de VOC's (zie paragraaf 4.2.6).

In een aantal gevallen zijn ook verhoogde PAK gehalten aangetroffen in veeg- en grasmonsters, al is de verhoging minder prominent dan bij het luchtstof. Ook bij de veeg- en grasmonsters schieten 's Heerenberg en vooral Aalsmeer er duidelijk uit.

Opvallend is dat de verhoudingen van de gehalten aan afzonderlijke PAK's in de lucht bij de verschillende branden redelijk consistent zijn. Dat geldt ook voor de verhoudingen van

de deeltjesgebonden PAK's in luchtstof- en veegmonsters. Zo wordt bijvoorbeeld altijd relatief veel chryseen (deeltjesgebonden) en naftaleen (gasvormig) gevonden en relatief weinig dibenzo(ah)anthraceen en acenafteen. Fenanthreen komt in de rookpluim in zowel gasvormige als deeltjesgebonden toestand in hoge mate voor, in overeenstemming met resultaten van experimenten van Heger *et al.* (2001). Van dit soort bevindingen kan gebruik gemaakt worden door één of enkele PAK's als indicatorcomponent te gebruiken voor de overige.

#### 4.3.4 Dioxinen

Dioxinen ontstaan bij branden met materialen die in ieder geval chloorhoudende verbindingen en koolwaterstoffen bevatten. Een bekend voorbeeld is PVC. In diverse onderzoeken is aangetoond dat bij PVC branden aantoonbare hoeveelheden dioxinen worden geëmitteerd (Marklund *et al.*, 1989; Vikelsøe en Johansen, 2000). De mate van dioxinevorming hangt sterk af van de omstandigheden tijdens de brand. Een temperatuur tussen de 300 en 900°C is optimaal voor de vorming van dioxinen, terwijl ze boven de 1000°C weer worden afgebroken. Daarnaast spelen ook het zuurstof- en het vochtgehalte een rol.

Behalve dioxinen kunnen bij branden met chloorhoudende verbindingen en koolwaterstoffen ook zoutzuur en gechloreerde VOC's (Heger *et al.*, 2001) vrijkomen. De gemeten HCl concentraties zijn al besproken in paragraaf 4.2.5. Verder is in paragraaf 4.2.6. al aangegeven dat bij geen van de branden gechloreerde VOC's zijn aangetoond, maar dat de detectielimiet van de gebruikte methode (circa  $10 \mu\text{g m}^{-3}$ ) in veel gevallen waarschijnlijk hoger is dan de verwachte concentraties (enkele  $\mu\text{g m}^{-3}$ ).

Sterk verhoogde concentraties dioxinen zijn gemeten in luchtstof bij de branden in Drachten en in 's Heerenberg. De concentraties in het luchtstof zijn vergelijkbaar met die welke voorkomen in de schoorsteen van een afvalverbrandingsinstallatie. Ook in de bij deze branden genomen veeg- en grasmonsters was het dioxinegehalte verhoogd. Op HCl is bij deze branden niet gemeten. In Drachten zijn PCB-houdende vloeistoffen en andere mogelijk chloorhoudende chemicaliën (onder meer zoutzuur, oplosmiddelen, verf-, lijm- en kitafval) verbrand. Dat daar dioxinen zijn aangetoond, is dus goed verklaarbaar. 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.

Bij de branden in Slagharen, AVR en Heerhugowaard zijn eveneens verhoogde concentraties dioxinen in zowel de lucht als in veeg- en grasmonsters gemeten, zij het op een lager niveau dan in Drachten en 's Heerenberg. In Slagharen is tevens verhoogd HCl gemeten, in Heerhugowaard echter niet. Mogelijk heeft bij deze branden de aanwezigheid van PVC in diverse materialen (bouwmaterialen, meubels en, in het geval van de brand bij AVR, kunststofafval) een rol gespeeld bij de dioxinevorming.

Omdat bij de brand in Hasselt een tank met vloeibaar PVC en een partij PVC-houdende matten in vlammen waren opgegaan, werden hoge gehalten aan dioxinen verwacht. In de

veeg- en grasmonsters werden deze inderdaad aangetroffen, maar in het bemonsterde luchtstof was de verhoging beperkt, althans vergeleken met die bij enkele andere branden. Daarentegen is er bij deze brand wel HCl gevonden. Het lage dioxinegehalte in luchtstof heeft mogelijk te maken met de fase waarin de brand verkeerde tijdens de metingen. Vermoedelijk was de temperatuur van de brand inmiddels te laag voor optimale dioxinevorming, terwijl in een eerder stadium bij hogere temperaturen wel veel dioxine is gevormd waardoor het in de veeg- en grasmonsters werd aangetroffen. In Wilp en Enschede (waar overigens alleen op dioxine is gemeten op de dag na de brand) werden relatief licht verhoogde gehalten aan dioxine gevonden in luchtstof en, bij Wilp, in grasmonsters.

Bij de branden in Putten (veel PVC opgeslagen) en IJsselmuiden werden in de veeg- en grasmonsters geen verhoogde gehalten aan dioxine gevonden. Mogelijk heeft dit te maken met de grote afstand waarop de monsters zijn genomen en het feit dat bij beide branden sprake was van een flinke pluimstijging, waardoor gevormde stoffen bij de verspreiding sterk zijn verdund. In Putten zijn, door de brandweer, wel hoge HCl concentraties waargenomen.

Tenslotte werden in de veegmonsters van de transformatorbrand in Beverwijk veel dioxinen gevonden, zeer waarschijnlijk afkomstig van verbrande PCB's in restanten transformatorolie.

#### **4.3.5 Overige componenten**

Bij een aantal branden zijn luchtstof-, veeg- en grasmonsters met behulp van GC-MS gescreend op 'onbekende' organische componenten. In de meeste gevallen werden daarbij geen componenten aangetoond anders dan de al besproken stoffen. Uitzonderingen hierop vormen de luchtstofmonsters van de branden in Schiedam en Alkmaar.

In Schiedam werd een aantal verbindingen aangetoond die gerelateerd zijn aan eiwitten en vetzuren, waar het verbrande materiaal (voornamelijk cacao- en koffiebonen) uit bestaat. In Alkmaar werden een aantal 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. In beide gevallen is geen kwantitatieve bepaling van de geïdentificeerde componenten uitgevoerd.

Bij de branden in Drachten en Beverwijk zijn de luchtstof-, veeg- en grasmonsters 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. De PCB's zijn tijdens de branden dus waarschijnlijk deels omgezet (onder meer in dioxinen), maar deels ook in onverbrande toestand verspreid.



## 5. Risico's voor gezondheid en milieu

Hoewel dit rapport in eerste instantie is gericht op de vraag welke stoffen er bij branden vrijkomen en in welke mate, wordt in dit hoofdstuk ook kort ingegaan op de vraag wat de mogelijke gezondheidseffecten en milieuschade zijn als gevolg van de verspreiding van die stoffen. Bij het bepalen van de meetstrategie en dan met name het bepalen welke stoffen de eerste prioriteit hebben bij de metingen, is het namelijk van belang dat potentiële risico's voor mens en milieu worden meegenomen.

Bij een brand worden de meetresultaten van de MOD, in combinatie met andere gegevens zoals meteorologische data, informatie over de verbrande materialen en visuele waarnemingen, gebruikt om een inschatting te maken van de blootstelling van mensen in de omgeving en van eventuele contaminatie van het milieu. Door de geschatte blootstelling te vergelijken met van toepassing zijnde toxicologische grenswaarden kan een inschatting worden gemaakt van de gezondheidsrisico's voor omwonenden en passanten. Zoals al is aangegeven in de inleiding (paragraaf 1.2) behoort het inschatten van mogelijke gezondheidsrisico's voor brandweerlieden en andere hulpverleners niet tot de taakstelling van de MOD. De conclusies ten aanzien van gezondheidsrisico's in dit hoofdstuk hebben dan ook geen betrekking op deze beroepsgroepen.

Voor de blootstellingsschatting wordt onderscheid gemaakt tussen directe inhalatoire blootstelling aan gasvormige componenten of inhaleerbare stofdeeltjes tijdens de brand en indirecte orale blootstelling na de brand. Orale blootstelling kan plaatsvinden door consumptie van door de brand gecontamineerde gewassen of door ingestie van tijdens de brand verspreide stofdeeltjes.

De inhalatoire blootstelling wordt geschat op basis van de meetresultaten, de meetlocatie, de meetperiode en de weersomstandigheden tijdens de brand. Daarbij wordt gebruik gemaakt van verspreidingsmodellen. De orale blootstelling wordt veelal geschat op grond van de analyseresultaten van veeg- en grasmonsters, eveneens in combinatie met verspreidingsberekeningen en gegevens over inname van gewassen en bodemdeeltjes. In beide gevallen wordt uitgegaan van een 'worst case' benadering.

Op analoge wijze kan de eventuele milieuschade worden vastgesteld door vergelijking van gemeten of berekende verhoogde concentraties contaminanten als gevolg van de brand (bijvoorbeeld een toename van het dioxinegehalte in de bodem als gevolg van gedeponeerde stofdeeltjes die bij de brand zijn vrijgekomen) met de daarvoor geldende normen.

In de rapportages van de MOD die worden opgesteld na elke brand (en ook andere incidenten) waar de MOD bij betrokken is, worden de meetresultaten op deze wijze geëvalueerd. Uit de diverse rapportages die voor dit rapport zijn geraadpleegd zijn enkele algemene conclusies te trekken over gezondheidsrisico's en milieuschade als gevolg van de onderzochte branden. Deze zullen in de volgende paragrafen kort worden besproken.

## 5.1 Gasvormige componenten

Voor gasvormige componenten is alleen de inhalatoire route van belang. Bij de onderzochte branden lagen de concentraties aan gasvormige componenten waaraan omwonenden werden blootgesteld onder de korte termijn grenswaarden, d.w.z. de grenswaarden die gelden voor een blootstelling van beperkte duur. Dit kan worden geïllustreerd aan de hand van de stof benzeen.

Voor benzeen worden verschillende grenswaarden gehanteerd. Voor een blootstellingsduur van maximaal 14 dagen kan gebruik worden gemaakt van de zogenaamde acute MRL (Minimum Risk Level)<sup>19</sup>. De acute MRL voor benzeen bedraagt  $175 \mu\text{g m}^{-3}$ . Voor een nog kortere blootstellingsduur (en daar is bij incidenten sprake van) zou getoetst kunnen worden aan de VRW, de voorlichtingsrichtwaarde, die wordt gebruikt in het kader van de rampenbestrijding. De VRW is de concentratie van een stof die door een groot deel van de bevolking als hinderlijk wordt ervaren en waarboven lichte, snel reversibele gezondheidseffecten kunnen optreden bij een blootstelling van één uur. Voor benzeen bedraagt de VRW  $100.000 \mu\text{g m}^{-3}$ .

De hoogst gemeten concentratie benzeen bij de branden in dit rapport is  $1500 \mu\text{g m}^{-3}$ , gemeten in de rookpluim op 20 m van de brand in Drachten. De concentratie waaraan omwonenden zijn blootgesteld zal aanzienlijk lager zijn geweest dan deze gemeten concentratie, omdat zij zich op grotere afstand dan wel buiten de rookpluim hebben bevonden. De werkelijke blootstelling zal dus zeer ruim onder de VRW hebben gelegen en waarschijnlijk ook nog onder de acute MRL, die bescherming biedt voor een blootstellingsduur van maximaal 14 dagen terwijl de blootstelling maximaal een halve dag heeft geduurd. Uit de gegevens in Tabel 3.1 is af te lezen dat bij de andere branden de concentraties benzeen lager waren dan in Drachten. Ook daar zijn dus geen korte termijn grenswaarden overschreden.

Een analoge redenering kan worden opgesteld voor de andere gasvormige componenten, die door de MOD zijn gemeten<sup>20</sup>.

---

<sup>19</sup> MRL waarden zijn afkomstig van de ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), een Amerikaanse overheidsinstantie die zich onder meer bezig houdt met advisering over toxische stoffen.

<sup>20</sup> Voor een aantal gasvormige componenten zijn geen korte termijn grenswaarden afgeleid. Voor die gassen zijn de concentraties vergeleken met lange termijn grenswaarden ('worst case' benadering) of, als die niet beschikbaar waren, met MAC-waarden. Hoewel MAC-waarden niet zijn bedoeld voor de algemene bevolking maar voor gezonde werknemers, kan de vergelijking met deze waarden een indicatie geven over hoe groot de kans is op schadelijke effecten. Wanneer er een zeer grote marge is tussen de MAC-waarde en de blootstellingsconcentratie, is de kans op gezondheidsschade klein. Bij de in dit rapport besproken branden bleek dat steeds het geval.

## 5.2 Stofdeeltjes en stofgebonden componenten: inhalatoire blootstelling

Zoals al is vermeld, kan blootstelling aan stofdeeltjes plaatsvinden via inhalatie en, indirect, via de voedselketen (consumptie) of ingestie van gedeponeerde stofdeeltjes. Bij inhalatie kan dan nog onderscheid worden gemaakt in stofdeeltjes als geheel en de componenten die in de deeltjes voorkomen zoals metalen, PAK's en dioxinen. Voor inhalatie zijn alleen de kleinere stofdeeltjes (meestal aangeduid als fijn stof of  $PM_{10}^4$ ) van belang aangezien grote stofdeeltjes niet worden ingeademd.

Het stof in de rookpluim van een brand blijkt voor het merendeel te bestaan uit fijn stof. Voor  $PM_{10}$  bestaat een grenswaarde van  $40 \mu g m^{-3}$  als jaargemiddelde en van  $140 \mu g m^{-3}$  als daggemiddelde. De gemiddelde achtergrondconcentratie aan  $PM_{10}$  in Nederland ligt dicht tegen de  $40 \mu g m^{-3}$  aan, zodat een kleine toename van de concentratie, bijvoorbeeld als gevolg van de emissies bij een brand, al betekent dat de grenswaarde voor levenslange blootstelling wordt overschreden. Bij de meeste branden in dit rapport zijn in de pluim op leefniveau, zelfs tot op grote afstand van de brandhaard, concentraties fijn stof gemeten die gedurende een aantal uren tot soms meer dan een dag boven de *daggemiddelde* grenswaarde van  $140 \mu g m^{-3}$  lagen; dicht bij de brand kunnen de concentraties fijn stof zelfs oplopen tot enkele duizenden  $\mu g m^{-3}$ . Dit houdt in dat bij de branden waarbij de rookpluim door bewoond gebied trok, een aantal omwonenden zal zijn blootgesteld aan concentraties boven de *daggemiddelde* grenswaarde. Blootstelling aan deze hoeveelheden fijn stof kan, zeker bij gevoelige mensen, aanleiding geven tot prikkeling van de luchtwegen en hoesten. Zij geven echter in het algemeen geen aanleiding tot blijvende klachten.

De concentraties van de aan stofdeeltjes gebonden elementen zoals zware metalen blijken vaak zo laag te zijn, dat er geen gezondheidseffecten van worden verwacht. Wel vindt er soms een overschrijding plaats van een lange termijn grenswaarde, maar de blootstelling is dan vaak van korte duur zodat de kortdurende verhoogde bijdrage nauwelijks bijdraagt aan de totale blootstelling over langere tijd.

Een voorbeeld: de lange termijn grenswaarde voor lood bedraagt  $0,5 \mu g m^{-3}$ , hetgeen betekent dat iemand die gedurende zijn hele leven wordt blootgesteld aan een concentratie lager dan  $0,5 \mu g m^{-3}$  daar geen gezondheidseffecten van zal ondervinden. Bij een aantal branden zijn in de rookpluim hogere concentraties lood gemeten, tot soms ruim 100 maal de lange termijn grenswaarde. Hoewel de blootstelling van omwonenden aanzienlijk lager zal zijn geweest dan de meetwaarde, is het aannemelijk dat bij enkele branden personen gedurende een aantal uren zijn blootgesteld aan een concentratie van meer dan  $0,5 \mu g m^{-3}$ . Voor de rapportage naar aanleiding van de vuurwerkramp te Enschede, waar tijdens en na de concentratie lood in de lucht ruim boven de waarde van  $0,5 \mu g m^{-3}$  lag, is een berekening gemaakt van de totale loodbelasting en de maximale verhoging van het loodgehalte in het bloed van iemand die gedurende een aantal dagen in het rampgebied is geweest. Deze berekende verhoging ( $40 \mu g L^{-1}$ ) ligt onder de waarde te

die als kritische grens wordt gehanteerd ( $100 \mu\text{g L}^{-1}$ ) en ruim onder de waarde waarbij zich neurotoxische effecten voordoen ( $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ ). De resultaten van de analyses van bloedmonsters van hulpverleners en omwonenden van de ramp gaven bovendien aan dat er geen significante verhoging was van het loodgehalte in bloed ten opzichte van referentiegegevens (RIVM Projectteam Gezondheidsmonitoring Getroffenen Vuurwerkcramp Enschede, 2001). Wel bleek het loodgehalte in bloed van hoog blootgestelde hulpverleners, voornamelijk brandweerlieden, gemiddeld genomen  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  hoger te zijn dan in bloed van laag blootgestelde hulpverleners. Uit de gegevens kon niet worden opgemaakt of dit verschil was toe te schrijven aan de tijdelijk verhoogde blootstelling tijdens de ramp te Enschede of door regelmatig optredende, beroepsmatige blootstelling van met name brandweerlieden. Tenslotte blijkt uit de analyse van gegevens in dit rapport dat de stofdeeltjes die bij branden vrijkomen vaak een verhoogd gehalte aan lood bevatten. In ieder geval werd op basis van de gemeten loodgehalten bij de hulpverleners en omwonenden in het onderzoek te Enschede geconcludeerd dat de blootstelling aan lood geen gezondheidsrisico's tot gevolg heeft gehad. Ook voor andere elementen, waarvan bij een aantal branden concentraties zijn gemeten die korte tijd boven de lange termijn grenswaarde lagen, worden geen gezondheidseffecten verwacht. Daaraan kan worden toegevoegd dat de gemeten concentraties in alle gevallen ruim onder de MAC-waarden voor verbindingen van deze elementen lagen. Hoewel MAC-waarden niet zijn afgeleid voor de algehele bevolking maar bedoeld zijn voor gezonde werknemers, geeft de grote marge tussen de MAC-waarde en de concentratie waaraan men is blootgesteld aan dat de kans op gezondheidsschade uiterst klein is<sup>20</sup>.

Voor de afzonderlijke PAK's bestaan er geen gezondheidkundige grenswaarden voor kortdurende blootstelling. Wel is er voor naftaleen een TCL waarde van  $50 \mu\text{g m}^{-3}$ , bedoeld voor levenslange blootstelling. Deze waarde werd bij geen van de branden overschreden. Verder hanteert de OSHA (Occupational Safety and Health Association) voor enkele PAK's afzonderlijk een norm van  $200 \mu\text{g m}^{-3}$  op 8-uurs gemiddelde basis. Hoewel de genoemde waarden betrekking hebben op arbeidshygiënische situaties zijn ze ook bruikbaar voor een eerste beoordeling van blootstellingssituaties zoals die zich voor de omwonenden tijdens een brand voordoen. De bij de branden gemeten concentraties blijken een factor 100 of meer beneden de OSHA waarden te liggen, zodat geen acute gezondheidsrisico's zijn te verwachten voor omwonenden en anderen die zich gedurende maximaal enkele uren in de rookpluim hebben bevonden.

Een aantal PAK's is carcinogeen. Om een inschatting te kunnen maken van het additioneel kankerrisico als gevolg van inhalatie van deze PAK's worden de gemeten concentraties van de afzonderlijke carcinogene PAK's vermenigvuldigd met hun carcinogeniteitsfactor (deze factor geeft de mate van carcinogeniteit ten opzichte van benzo(a)pyreen weer<sup>21</sup>), waarna ze worden gesommeerd tot een concentratie uitgedrukt

---

<sup>21</sup> De carcinogeniteitsfactoren hebben eigenlijk betrekking op orale blootstelling, maar kunnen voor een eerste risicoschatting ook voor inhalatoire blootstelling worden gebruikt.

als ng equivalent benzo(a)pyreen per  $\text{m}^3$ . Door de WHO is in 1995 geadviseerd een limietwaarde van 1 ng benzo(a)pyreen per  $\text{m}^3$  te hanteren als de concentratie die bij levenslange blootstelling een additioneel kankerrisico oplevert van  $1:10^4$ . Voor een kortdurende blootstelling aan een verhoogde concentratie PAK's kan het additioneel kankerrisico worden berekend door de gemeten concentratie uitgedrukt als ng equivalent benzo(a)pyreen per  $\text{m}^3$  lucht te vermenigvuldigen met de blootstellingsduur en deze vervolgens te delen door de duur van een heel leven (70 jaar). Bij de branden in dit rapport bleek het berekende additioneel kankerrisico altijd lager te zijn dan het door de overheid algemeen geaccepteerde levenslange additionele risico van  $1:10^6$ . Daarbij komt dat de daadwerkelijke blootstelling steeds lager is geweest, omdat het berekende risico is gebaseerd op de gemeten concentraties.

Er is geen gezondheidkundige grenswaarde gedefinieerd voor de concentratie aan dioxinen in de lucht. Om een inschatting te maken van de gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatoire blootstelling aan dioxinen, wordt de volgende route gehanteerd. De gemeten concentratie wordt vermenigvuldigd met de hoeveelheid ingeademde lucht tijdens de blootstellingsperiode ( $1 \text{ m}^3$  per uur). Deze hoeveelheid wordt vervolgens gedeeld door het lichaamsgewicht (70 kg voor een volwassene) en het aldus berekende getal wordt vergeleken met de TDI (toelaatbare dagelijkse inname) van 1 – 4 pg TEQ per kg lichaamsgewicht. Voor de branden waar de hoogste concentraties dioxinen zijn gevonden (Drachten en 's Heerenberg; concentraties van resp. 1200 en 1600 pg TEQ  $\text{m}^{-3}$ ) betekent dit een berekende inname van ruim 200 pg TEQ per kg lichaamsgewicht, uitgaande van een blootstellingsduur van 10 tot 12 uur. Deze berekende inname is veel hoger dan de TDI. De berekende waarde is echter een zware overschatting van de werkelijke, omdat ten eerste is uitgegaan van de gemeten concentratie in plaats van de concentratie waaraan men daadwerkelijk wordt blootgesteld en ten tweede is verondersteld dat alle ingeademde dioxinen in het lichaam wordt opgenomen, hetgeen niet zo is. De werkelijke inname zal niet hoger zijn geweest dan 10-20 pg TEQ per kg lichaamsgewicht. Het gaat daarbij om een eenmalige verhoogde blootstelling, terwijl de TDI betrekking heeft op een heel leven. Gezondheidseffecten zijn bij een dergelijke éénmalige kortdurende blootstelling aan dioxinen niet te verwachten.

### 5.3 Stofgebonden componenten: orale blootstelling

De stofgebonden componenten die vrijkomen bij een brand deponeren in de omgeving benedenwinds van de brand, waarna ze kunnen worden opgenomen in gras of gewassen, in de bodem of in oppervlaktewater. Eventuele contaminatie van bodem en oppervlaktewater komt in de volgende paragraaf aan de orde. In deze paragraaf gaat de aandacht uit naar potentiële risico's als gevolg van orale blootstelling. Hierbij kunnen drie routes worden onderscheiden:

1. door consumptie van tijdens de brand verontreinigde gewassen (bijvoorbeeld groenten in een moestuin of landbouwgewassen)
2. doordat vee verontreinigd gras inneemt met mogelijke contaminatie van vlees en melk als gevolg
3. door ingestie (inslikken) van verspreide en op de grond gedeponeerde stofdeeltjes

Om de potentiële risico's als gevolg van de eerste route in te schatten, worden de analyseresultaten van de grasmonsters (d.w.z. de gehalten van de contaminanten per g gras) vermenigvuldigd met een hoeveelheid groente die dagelijks door een volwassen persoon wordt geconsumeerd (250 gram). Hierbij wordt er van uit gegaan dat consumptiegewassen in dezelfde mate zijn gecontamineerd als het bemonsterde gras, het verontreinigde gewas ongewassen wordt geconsumeerd en de contaminant voor 100% in het lichaam wordt opgenomen. De aldus berekende inname aan contaminanten wordt na deling door het lichaamsgewicht per component vergeleken met de TDI waarde. Bij de onderzochte branden bleek de berekende inname van de verschillende contaminanten meestal onder hun TDI waarden te liggen. In een enkel geval werd de TDI waarde van één of twee componenten overschreden, maar de overschrijding was beperkt en de berekening gaat bovendien uit van 'worst case' aannames.

Voor de tweede route worden de analyseresultaten van de grasmonsters vergeleken met normen voor veevoeder. Voor elementen en PAK's bleken bij de onderzochte branden op één uitzondering na de gemeten gehalten steeds onder de veevoedernorm te liggen. De uitzondering betrof een te hoog cadmiumgehalte in gras op 300 m benedenwinds van de brand in Drachten (zie Tabel 3.5). Vanwege dit hoge gehalte zijn destijds door het Ministerie van LNV maatregelen genomen om contaminatie van de voedselketen te voorkomen, onder andere door het tijdelijk binnenhouden van vee. Bij de branden in Drachten, Hasselt, 's Heerenberg en Slagharen werd in een aantal veldvochtige grasmonsters dioxinegehalten gevonden die na correctie voor het vochtgehalte boven de norm voor ruwvoeder (hooi en kuilgras) lagen. Met behulp van een model voor doorvergiftiging van dioxinen via de voedselketen werd echter berekend dat de gemeten gehalten niet zo hoog waren dat deze via de voedselketen tot gezondheidsrisico's voor de mens zouden leiden (Broekman *et al.*, 2001b). Dit werd bevestigd door de resultaten van dioxineanalyses in melk en een aantal eieren van vogels uit het benedenwinds gebied van de brand in Drachten (Van Bruggen *et al.*, 2001a).

De derde route heeft voornamelijk betrekking op kleine kinderen die tijdens het spelen op de grond of bijvoorbeeld in een zandbak gedeponeerde stofdeeltjes aan de handen kunnen krijgen en, via het zogenaamde hand-mond gedrag, kunnen inslikken. Een inschatting van deze blootstelling kan worden gemaakt door gebruik te maken van de analyseresultaten van de veegmonsters en gegevens over de gemiddelde hoeveelheid dagelijks ingenomen bodemdeeltjes. De berekeningen geven aan dat deze route in het algemeen een zeer geringe blootstelling tot gevolg heeft.

## 5.4 Milieuschade

Verspreiding en depositie van stoffen tijdens een brand kunnen in theorie leiden tot verontreiniging van de lokale bodem of het oppervlaktewater. In paragraaf 3.4 is echter duidelijk gemaakt dat bij de in dit rapport onderzochte branden de bodem in het benedenwinds gebied van de brand niet meetbaar is verontreinigd.

Dit kan ook nog worden geïllustreerd met het volgende rekenvoorbeeld. Als de depositie van stof A (te berekenen uit de analyseresultaten van veeg- of grasmonsters<sup>22</sup>)

bijvoorbeeld  $X \text{ mg m}^{-2}$  bedraagt, wordt de toename van de concentratie aan stof A in de bovenste 5 cm van de bodem  $X/60 \text{ mg per kg d.s.}$  (uitgaande van een bodemdichtheid van  $1200 \text{ kg m}^{-3}$ ). Bij de vuurwerkramp in Enschede werd bijvoorbeeld een depositie van  $1,65 \text{ mg m}^{-2}$  lood gemeten, resulterend in een concentratietoename in de bodem van ongeveer  $0,03 \text{ mg per kg d.s.}$  De achtergrondconcentratie van lood in de bodem in Nederland varieert van ongeveer 10 tot  $200 \text{ mg per kg d.s.}$  en de streefwaarde bedraagt  $85 \text{ mg per kg d.s.}$  De concentratietoename is dus zeer gering ten opzichte van deze achtergrond- en streefwaarde. Dit blijkt ook voor andere contaminanten te gelden.

Bij de brand in Slagharen zijn door de MOD bodemonsters genomen en geanalyseerd op elementen en PAK's (zie paragraaf 3.4). Deze bevestigden de resultaten van deze berekening, d.w.z. in het benedenwinds gebied waren de concentraties aan elementen en PAK's in de bodem niet meetbaar verhoogd.

Het bodemonderzoek van Tauw in Drachten gaf aan dat er sprake leek te zijn van een beperkte beïnvloeding door de brand op de gehalten aan een aantal zware metalen (koper, lood, zink, cadmium en kwik) in de bodem. Deze conclusie was gebaseerd op het feit dat op een aantal benedenwinds gelegen locaties wel verhoogde gehalten waren gevonden, maar op een aantal andere locaties in het belaste gebied juist weer niet. De gemeten verhoogde gehalten komen niet overeen met de resultaten van de berekende verhoging op basis van de analyseresultaten van de grasmonsters. Dit kan ofwel betekenen dat de stofdeeltjes tijdens de brand inhomogeen zijn verspreid ofwel dat de verontreiniging op de betreffende locaties al aanwezig was voor de brand.

Bij sommige branden zou lokale milieuschade kunnen optreden als gevolg van verspreiding van bluswater in bodem of oppervlaktewater. Hier is door de MOD geen onderzoek naar verricht.

---

<sup>22</sup> Het gehalte in gras moet dan worden gedeeld door de gemiddelde hoeveelheid veldvochtig gras die op  $1 \text{ m}^2$  grond staat.



## 6. Conclusies en aanbevelingen

Uit de onderzoeksgegevens die door de MOD bij ongeveer twintig branden zijn verzameld, kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Binnen een afstand van enkele honderden meters zijn de concentraties aan CO, vluchtige organische componenten (vooral benzeen, styreen, naftaleen, toluen, ethylbenzeen en xylenen) en PAK's in de lucht vrijwel altijd verhoogd. De mate van verhoging hangt af van de hoeveelheid aanwezig koolstofhoudend materiaal en de condities van de brand. De hoogste concentraties aan VOC's en PAK's werden aangetroffen bij branden met goed brandbare koolwaterstoffen zoals een opslagloods met kunststoffen, een verffabriek en een depot waarin chemisch afval zoals verven, lijmen, oplosmiddelen en olieresten lagen opgeslagen. Het CO gehalte in de rookpluim was bij deze branden ook steeds hoog. Bij enkele cacaobonenbranden en branden met veel hout werd eveneens veel CO gemeten, maar relatief minder VOC's en PAK's. Hoge concentraties aan PAK's in de rookpluim gaan meestal gepaard met verhoogde gehalten aan PAK's in veeg- en grasmonsters. Het patroon aan PAK's verbindingen, dus de verhouding tussen de gehalten van de verschillende PAK's, geeft een redelijk consistent beeld.
- Anorganische gassen (waaronder SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>) zijn zelden in aantoonbaar verhoogde concentraties gemeten, maar daarbij moet wel worden opgemerkt dat de detectielimiet van de gebruikte meetinstrumenten relatief hoog is. HCN is enkele malen in hoge concentraties gevonden, vooral bij de brand in het depot met chemisch afval in Drachten. HCl blijkt soms in verhoogde tot sterke verhoogde concentraties te worden aangetroffen bij branden met grote hoeveelheden chloorhoudende materialen zoals PVC.
- De concentratie stofdeeltjes in de rookpluim is altijd verhoogd, vaak zelfs tot op grote afstand van de brand. Het stof blijkt voor 65-90% uit fijn stof te bestaan en voor de rest uit grove stofdeeltjes. Het stof in de rookpluim bevat vergeleken met de samenstelling van normaliter in de buitenlucht voorkomende stofdeeltjes veel koolstof (roet en organische verbindingen).
- Van een aantal zware metalen, namelijk lood en zink en (in mindere mate) koper, titanium, tin, barium en cadmium, zijn vaak verhoogde tot sterk verhoogde concentraties gevonden, vooral in luchtstof maar ook wel in veeg- en grasmonsters. Deze metalen komen onder andere voor in bouwmaterialen, verf, kunststoffen en huisraad. Soms zijn ook de gehalten aan chroom, nikkel (bouwmaterialen) en antimoon (brandvertrager in kunststoffen en textiel) verhoogd. Bij enkele branden werden elementen in de rookpluim aangetroffen die specifiek konden worden gerelateerd aan de verbrande materialen, bijvoorbeeld barium, strontium, kalium, titanium en aluminium bij de vuurwerkramp in Enschede, en arseen en koper bij de brand met behandeld hout in Moerdijk.

- Dioxinen zijn een aantal malen in verhoogde mate aangetroffen in luchtstof, maar ook in veeg- en grasmonsters. Bij branden met PVC of andere chloorhoudende componenten werden vaak zeer hoge dioxineconcentraties gemeten, maar in een enkel geval was de verhoging beperkt. Hieruit blijkt dat behalve de aanwezigheid van chloorhoudende componenten en koolwaterstoffen ook de condities van de brand een belangrijke rol spelen in de dioxinevorming.
- De concentraties van de bij de branden vrijgekomen stoffen waaraan omwonenden en passanten worden blootgesteld liggen vrijwel altijd onder de gezondheidkundige grenswaarden voor inhalatoire blootstelling. Dit geldt zowel voor de gemeten gasvormige componenten als de in stofdeeltjes voorkomende elementen en verbindingen. Een uitzondering vormt de concentratie fijn stof. Bij een aantal onderzochte branden, waar de rookpluim door bewoond gebied trok, is een aantal omwonenden vermoedelijk blootgesteld aan concentraties boven de *daggemiddelde* grenswaarde van  $140 \mu\text{g m}^{-3}$ . Blootstelling aan deze hoeveelheden fijn stof kan, zeker bij gevoelige mensen, aanleiding geven tot prikkeling van de luchtwegen en hoesten. Zij geven echter in het algemeen geen aanleiding tot blijvende klachten.
- Berekeningen van de potentiële blootstelling van omwonenden aan stoffen via consumptie van tijdens de brand verontreinigde gewassen en dierlijke producten of via ingestie (inslikken) van verspreide en op de grond gedeponeerde stofdeeltjes, geven aan dat via deze routes geen gezondheidsrisico's zijn te verwachten. De geschatte blootstelling blijkt steeds onder de TDI waarden te liggen.
- Hoewel het inschatten van gezondheidsrisico's voor brandweerlieden en andere hulpverleners niet tot de taakstelling van de MOD behoort, kan uit de resultaten van dit onderzoek worden afgeleid dat zij bij branden kunnen worden blootgesteld aan aanzienlijke hoeveelheden stofdeeltjes en daarin voorkomende componenten als PAK's en bepaalde zware metalen. Het verhoogd loodgehalte in bloed van hoog blootgestelde hulpverleners in het onderzoek te Enschede vormt daar een aanwijzing voor, al kon uit de gegevens niet worden opgemaakt of de verhoging was toe te schrijven aan de tijdelijk verhoogde blootstelling tijdens de ramp of door regelmatig optredende, beroepsmatige blootstelling.
- Verspreiding en depositie van stofgebonden contaminanten heeft bij de onderzochte branden niet geleid tot verontreiniging van de benedenwinds gelegen bodem of oppervlaktewater. Mogelijke optredende lokale milieuschade als gevolg van verspreiding van bluswater in bodem of oppervlaktewater is door de MOD echter niet onderzocht.

Naar aanleiding van de resultaten van dit onderzoek kan de volgende aanbeveling worden geformuleerd:

- Bij de onderzochte branden zijn niet alle mogelijk bij een brand vrijkomende stoffen door de MOD gemeten. Dit heeft onder meer te maken met de beschikbare meet- en analysemethoden. Niettemin kunnen bij een brand nog andere schadelijke stoffen vrijkomen, waarvan het gewenst is daar meer informatie over te verzamelen.

Voorbeelden daarvan zijn aldehyden, gebromeerde verbindingen, radicalen en andere agressieve stoffen, die deels in gasvormige toestand en deels geadsorbeerd aan stofdeeltjes kunnen voorkomen. In de toekomst zal verder onderzoek gericht moeten zijn op deze tot nu toe relatief 'onbekende' componenten. Het literatuuronderzoek in fase 3 van dit project is een eerste aanzet daartoe. Daarnaast zullen methoden ontwikkeld moeten worden om deze stoffen te kunnen meten.



## Referenties

- Baars A.J., Kliest J.J.G. en Dijkman E. (2001) Aanvullend verslag analysesresultaten Polycyclische Aromaten in luchtmonsters genomen tijdens de brand te 's Heerenberg d.d. 11/12 maart. Briefrapport 22 maart 2001. RIVM, Bilthoven.
- Bleeker A., Bloemen H.J.Th., Hartog P.R. den, Janssen L.H.J.M., Pul W.A.J. van, Rentinck E.C.M., Swaan P., Velders G.J.M. en Velze K. van (1998) Jaaroverzicht luchtkwaliteit 1996. Rapport nr. 722101029, RIVM, Bilthoven.
- 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). Rapportnummer 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. Rapportnummer 770501013, RIVM, Bilthoven.
- Breugel P. van, Buijsman E., Diederens H., Hammingh P., Kamst A., Noordijk E., Rentink E.C.M., Swaan P., Velders G. en Velze K. van (2001) Jaaroverzicht luchtkwaliteit 1998 en 1999. Rapport nr. 725301006, 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. (2001a) Eindrapportage RIVM onderzoek brand V.A.R. te Wilp. Briefrapport 787/01 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Broekman M.H., Mennen M.G., Kliest J.J.G., Traag W. en Hoogenboom R. (2001b) Eindrapportage RIVM onderzoek brand "De Bonte Weaver" te Slagharen. Briefrapport 378/01 IEM. 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.
- De Bekker P.J.G.M. (1998) Materiaalgebruik in de Nederlandse bouw. Economisch Instituut voor de Bouwnijverheid, Amsterdam.
- De Graaf W.J. en Eleveld H. (1993) Bladlood in de woningbouw; loodemissies via het regenwater. Rapport nr. 16570, Bouwcentrum Advies, Rotterdam.
- 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.
- Hartog P. den (ed) (1999) Luchtkwaliteit. Jaaroverzicht 1997. Rapport nr. 725301001, 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.

- Kliest J.J.G. (2000a) Voorlopige resultaten brand Genemuident. 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.
- Liem A.K.D., van de Berg R., Bremmer H.J., Hesse J.M. en Slooff W. (1993) Basisdocument dioxinen. Rapport nr. 710401024, RIVM, Bilthoven.
- 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.
- 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.
- Matthijssen A.J.C.M., Laheij G.M.H. en Post J.G. (1998) Studie naar de verbrandingsproducten van chemicaliën en bestrijdingsmiddelen. Rapport nr. 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., 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., Kliest J.J.G. en van Bruggen M. (2001) Vuurwerkramp Enschede: Deel 1. Metingen van concentraties, verspreiding en depositie van schadelijke stoffen. Rapport nr. 609022002, RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Koot W., Putten E.M. van, Ritsema R., Piso S., Knol-de Vos T., Fortezza F. en Kliest J.J.G. (1998) Hexavalent chromium in ambient air in the Netherlands. Results of measurement near wood preservation plants and at a regional site. Rapport nr. 723101031. 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., 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. (2001) Eindrapportage van de

- metingen uitgevoerd bij de brand bij UNIL te Alkmaar. Briefrapport 385/01 IEM. RIVM, Bilthoven.
- 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 AEOLOS. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 1629-1635.
- 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 (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.
- RIVM Projectteam Gezondheidsmonitoring Getroffenen Vuurwerkrap Enschede (2001) Vuurwerkrap Enschede: Stoffen in bloed en urine; rapportage van het gezondheidsonderzoek. Rapport nr. 630930003, RIVM, Bilthoven.
- 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., Janus K.J.A., Matthijsen A.J.C.M., Montizaan G.K. en Ros J.P.M., eds. (1989) Basisdocument PAK. Rapport nr. 758474007. RIVM, Bilthoven.
- 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.
- 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.
- 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. Rapport nr. 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. Rapport nr. 609100001. RIVM, Bilthoven. In voorbereiding.
- Van Velze K. (1996) PAK in stedelijke omgeving, benzo(a)pyreen en mogelijke alternatieven als gidsstof voor PAK. Rapport nr. 723301005. RIVM, Bilthoven.
- Vikelsøe J. en Johansen E. (2000) Estimation of dioxin emission from fires in chemicals. *Chemosphere*, 40, 165-175.
- VROM (1999) Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan den Rijn. VROM, Den Haag.
- 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: Beschrijving meetmethoden

Deze bijlage bevat een beknopte beschrijving van de meetmethoden die door de MOD de afgelopen jaren zijn gebruikt om metingen te verrichten bij branden.

### Anorganische gasvormige componenten in lucht

#### Pac sensoren

De Pac II en Pac III gassensoren worden gebruikt voor de concentratiemeting van één specifieke gasvormige component in de lucht. De sensoren worden met name ingezet voor persoonlijke veiligheidsdoeleinden, maar ook om *sec* concentratiemetingen uit te voeren. Het meetprincipe is gebaseerd op een elektrochemische reactie in een cel die zich in het instrument bevindt. De te analyseren lucht diffundeert naar de elektrochemische cel van de sensor. Het spanningsverschil dat ontstaat is een maat voor de concentratie aan de te bepalen component in de lucht. De Pac III sensor is een latere versie van de Pac II; de werkwijze is nagenoeg identiek.

Door de MOD worden sensoren Pac sensoren gebruikt voor de volgende gassen: koolmonoxide (CO), stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>), zwaveldioxide (SO<sub>2</sub>), zoutzuur (HCl), chloorgas (Cl<sub>2</sub>), waterstofsulfide (H<sub>2</sub>S), blauwzuur (HCN), ammoniak (NH<sub>3</sub>) en fosfine (PH<sub>3</sub>).

Het meetbereik loopt tot enkele honderden ppm behalve voor fosfine waarvoor het bereik enkele ppm bedraagt. De detectielimiet bedraagt ca. 1 ppm (voor fosfine 0,01 ppm).

#### CO monitor

Bij de brand in Schiedam zijn ook metingen verricht met een continue CO monitor (Thermo Electron Instruments, model 48W). Deze monitor, die werkt op basis van Infra Rood absorptie volgens het gasfilter correlatie principe, registreert continu de CO concentratie in de lucht. In Schiedam werd lucht uit de rookpluim met behulp van een pomp en een Teflon slang aangezogen en aangeboden aan de CO monitor, die was geïnstalleerd in de meetwagen. Op deze wijze kon het verloop van de CO concentratie in de rookpluim worden gevolgd.

### Organische gasvormige componenten in lucht

#### Mobiele GC

Directe metingen van de concentraties van een aantal VOC's zijn verricht met een mobiele gaschromatograaf, de de Photovac 10S+.

Het meetprincipe is als volgt: Lucht wordt aangezogen door een interne pomp in de GC<sup>23</sup>, waarna het luchtmonster wordt geïnjecteerd op een scheidingskolom. Op de kolom worden de verschillende componenten in het luchtmonster gescheiden. De concentraties van de gescheiden componenten worden bepaald met behulp van een fotoionisatie-detector. Op deze wijze kunnen met de Photovac in één run meerdere componenten tegelijk gemeten worden.

In de GC kunnen verschillende scheidingskolommen worden geïnstalleerd. Bij branden wordt vrijwel altijd gebruik gemaakt van een CP-SIL 5 kolom. De GC inclusief kolom wordt gecalibreerd met een ijk-gasmengsel dat een bekende hoeveelheid van een aantal VOC's bevat. Door de MOD wordt een mengsel met de componenten benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen (ook wel BTEX genoemd) en de gechloreerde ethenen<sup>24</sup> cis-1,2-dichlooretheen, trans-1,2-dichlooretheen, trichlooretheen en tetrachlooretheen. Van deze componenten kan met de GC dus direct de concentratie in de lucht worden bepaald. Ook kunnen met deze GC andere apolaire vluchtige organische verbindingen worden aangetoond, maar deze kunnen niet direct worden geïdentificeerd en gekwantificeerd.

Het meetbereik loopt voor de genoemde componenten tot enkele tientallen ppm. De detectielimiet ligt op laag ppb-niveau (de detectielimiet hangt onder meer af van de temperatuur en verschilt per component).

## Bemonstering op een adsorptiemedium

Concentraties VOC's werden gemeten door met behulp van draagbare pompjes gedurende één tot enkele uren lucht te bemonsteren op actief koolbuizen. Hierbij werd een monsternamelflow van circa honderd tot enkele honderden ml min<sup>-1</sup> gebruikt, afhankelijk van de situatie.

De actief koolbuizen worden na monsternamen in het laboratorium geëluëerd met CS<sub>2</sub> gevolgd door analyse met behulp van GC/ECD<sup>25</sup> en GC/FID<sup>26</sup> volgens een standaard procedure, waarbij voor de kalibratie van de analyse apparatuur gebruik wordt gemaakt van een mengsel van ongeveer 45 veel in buiten- en binnenlucht voorkomende VOC's (waaronder benzeen, toluen, xylenen, diverse alkanen, enz). Met deze methode kunnen de ongeveer 45 componenten uit het ijk-mengsel gekwantificeerd worden. De gemiddelde concentraties van de componenten tijdens de bemonsteringsperiode zijn berekend uit de analysesresultaten en de volumina van de luchtmonsters.

---

<sup>23</sup> Voor één bepaling wordt gedurende ongeveer 10 s lucht bemonsterd. Indien een langere monsternametijd nodig is, bv. om een gemiddelde concentratie over een bepaalde meetperiode te verkrijgen, kan de lucht worden bemonsterd met behulp van een Tedlar bag, waarna de GC een luchtmonster uit de Tedlar bag neemt.

<sup>24</sup> Deze gechloreerde ethenen komen bij branden vrijwel niet voor. De mobiele GC wordt echter ook voor andere doeleinden gebruikt, waarbij regelmatig op gechloreerde ethenen wordt gemeten.

<sup>25</sup> Gas Chromatography with Electron Capture Detection

<sup>26</sup> Gas Chromatography with Flame Ionisation Detection

Een andere methode om tijdsgemiddelde concentraties VOC's te meten is met behulp van passieve samplers. Deze zijn bij enkele branden ingezet.

De gebruikte samplers zijn 3M Organic Vapor Monitors type 3500, bestaande uit een houder, een permeabel membraan en een absorptiemedium van actief kool. De samplers worden tijdens de brand gedurende enkele uren blootgesteld aan de lucht. Tijdens deze bemonsteringsperiode diffunderen de in de buitenlucht aanwezige vluchtige organische verbindingen langs het membraan naar het actief kool, waar ze worden geabsorbeerd (passieve monsternamen).

Na beëindiging van de monsternamen worden de samplers afgesloten en naar het lab getransporteerd, waar ze worden geanalyseerd met dezelfde methode als voor de actief koolbuizen wordt gebruikt. De concentraties VOC's worden berekend uit de analyseresultaten en de bemonsteringsperiode.

Omdat de detectielimiet van deze methode afhangt van de bemonsteringsduur zijn de resultaten die bij brand worden verkregen minder nauwkeurig dan die welke worden verkregen met actieve bemonstering (vaak zal de bemonstering korter duren, namelijk de tijd dat de brand duurt). Voordeel van de passieve samplers is echter dat ze snel en gemakkelijk inzetbaar zijn door beperkt opgeleide mensen en er geen elektriciteit nodig is om bemonsteringen te kunnen uitvoeren.

## **Bemonstering in een gaszak of canister**

In enkele gevallen zijn luchtmonsters genomen in zogenaamde canisters of in Tedlar bags.

Canisters zijn holle metalen bollen, van binnen voorzien van een coating van inert materiaal. In de opening van de canister is een glazen fritfilter geplaatst om tijdens de monsternamen vervuiling van de canister met stofdeeltjes te voorkomen. De canisters worden voor de monsternamen op vacuüm gebracht. Tijdens de monsternamen wordt lucht aangezogen via een kritische opening met een constante flow tot bijna atmosferische druk. De flow wordt zodanig ingesteld, dat de canister zich tijdens de gewenste bemonsteringsperiode bijna vol zuigt. Na monsternamen worden de canisters afgesloten en ter analyse naar het laboratorium vervoerd. De canister kan via een interface worden aangesloten op een GC of een GC/MS, waarna de lucht direct kan worden geanalyseerd. Met de methode kunnen vele koolwaterstoffen en ook sommige anorganische gasvormige componenten gemeten worden.

Een Tedlar bag is een zak gemaakte van een vrijwel inerte kunststof en voorzien van een afsluitbare kraan. De kraan wordt aangebracht op een (draagbare) pomp, waarna de kraan wordt geopend en de pomp wordt aangezet. Vervolgens wordt gedurende enkele minuten lucht in de Tedlar bag gezogen met een flow van meestal 100-200 ml min<sup>-1</sup>. Na bemonstering wordt de kraan afgesloten en de Tedlar bag ter analyse naar het laboratorium vervoerd. De Tedlar bag kan worden aangesloten op een GC of een GC/MS, waarna de lucht kan worden geanalyseerd. Met de methode kan een groot aantal koolwaterstoffen en ook sommige anorganische gasvormige componenten gemeten worden,

maar ze is niet geschikt voor reactieve, instabiele of sterk adsorberende stoffen. Ook moet de tijd tussen bemonstering en analyse zo kort mogelijk zijn om eventuele diffusie van componenten door de wand van de Tedlar bag heen te beperken.

Voor de analyse van de lucht in de canisters of Tedlar bags kan gebruik worden gemaakt van GC of van GC-MS. Bij beide technieken wordt een deelmonster van de bemonsterde lucht in het instrument gebracht, waarna het over een scheidingskolom wordt geleid. De gescheiden componenten passeren vervolgens één of meer detectoren (bij een GC-MS is dat een massaspectrometer, bij een GC kan dat een ECD, een FID, een PID<sup>27</sup> of een combinatie daarvan zijn), waar de kwantificering plaats vindt. Bij een GC worden de componenten geïdentificeerd op basis van een ijk-gasmengsel met bekende componenten. Alleen die componenten die in dat mengsel voorkomen, kunnen worden bepaald. Andere pieken in het spectrum kunnen niet worden geïdentificeerd. Voordeel van het gebruik van een GC-MS is dat ook onbekende componenten kunnen worden geïdentificeerd op basis van het gemeten massaspectrum. Voor goede kwantificering moet ook een GC-MS echter gekalibreerd worden met een mengsel componenten met bekend gehalte.

## Stofvormige componenten in lucht

Sinds eind 1999 worden door de MOD luchtstof bemonsteringen verricht met behulp van Kleinfiltergeräte.

Een Kleinfiltergerät bestaat uit een pomp met een instelbare flowregeling, een temperatuur- en vochtigheidssensor, waarmee de flow kan worden gecorrigeerd naar standaard omstandigheden, en een aanzuigpijp, waarop een monsternametekop wordt gemonteerd. Afhankelijk van wat er gemeten moet worden (totaal stof oftewel TSP, fijn stof oftewel PM<sub>10</sub> dan wel semi-vluchtige componenten), wordt de bijbehorende monsternametekop gemonteerd en wordt de juiste flow ingesteld, meestal liggend tussen de 2 en 6 l min<sup>-1</sup>. In de monsternametekop wordt een filter of, in geval van bemonstering van semi-vluchtige componenten, een filter met een PUF geïnstalleerd waarover gedurende enige tijd met de ingestelde flow lucht wordt geleid. De in de bemonsterde lucht aanwezige met stofdeeltjes worden op het filter afgevangen en de gasvormige fractie van de componenten semi-vluchtige op het PUF.

De filters worden steeds voorafgaand aan en na afloop van de bemonstering gewogen in een klimaatkamer na acclimatiseren gedurende enkele uren. Uit het verschil in filtermassa na en voor monsternametekop wordt de belading berekend, die na deling door het volume bemonsterde lucht wordt omgerekend in de fijn c.q. totaal stof concentratie.

Vervolgens kunnen de filters worden geanalyseerd op bijvoorbeeld elementen, PAK's en dioxinen. De PUF's worden geanalyseerd op semi-vluchtige componenten zoals PAK's en dioxinen. Uit de analyseresultaten en het volume bemonsterde lucht worden de

---

<sup>27</sup> Gas Chromatography with Photo Ionisation Detection

tijds gemiddelde concentraties aan componenten tijdens de bemonsteringsperiode berekend.

Voordat de MOD de beschikking had over Kleinfiltergeräte, werden stofmetingen verricht met Tunnel Samplers of met PM<sub>10</sub> samplers. Deze instrumenten functioneren op identieke wijze als de Kleinfiltergeräte, maar ze zijn minder flexibel. Met de Tunnel Samplers kan uitsluitend totaal stof worden bemonsterd en met de PM<sub>10</sub> samplers uitsluitend fijn stof. Bovendien kunnen in beide instrumenten geen PUF's worden geïnstalleerd.

## **Veegmonsters**

Veegmonsters worden genomen door met behulp van een pincet stofdeeltjes op te nemen op een bevochtigd Whatman 42 filter of op een pluk bevochtigde watten. De deeltjes worden opgenomen van bij voorkeur zo glad mogelijk oppervlakken, bv. een vensterbank, een brievenbus, een tuintafel of een voorruit van een auto, met een omvang van ongeveer 0,1 tot 0,5 m<sup>2</sup>. De monsters worden bewaard in afgesloten kunststof Petri schalen en getransporteerd naar het laboratorium voor analyse op bijvoorbeeld elementen, PAK's en dioxinen.

Voor het bevochtigen van de filters of watten kan gebruik worden gemaakt van water, in het geval de monsters op elementen moeten worden geanalyseerd, of van een organisch oplosmiddel (bijvoorbeeld aceton, tolueen of hexaan), in geval de monsters op organische componenten moeten worden geanalyseerd. Vaak is het nuttig met beide soorten oplosmiddelen monsters te nemen, zodat de keuze voor analyses later kan worden gemaakt.

## **Gras- en vegetatiemonsters**

Gras- en vegetatiemonsters worden genomen door op minimaal tien verschillende punten binnen een oppervlak van tenminste 25 bij 25 m<sup>2</sup> van de monsternamelocatie (bij voorkeur een weide of grasveld) grasstengels of andere vegetatie af te knippen en deze bijeen te voegen in een glazen pot of plastic zak, waarna deze wordt afgesloten. Monsters worden steeds zo goed als mogelijk in vrij liggend terrein genomen, d.w.z. zo ver mogelijk verwijderd van obstakels (bomen, gebouwen e.d.) die de depositie van stofdeeltjes zouden kunnen beïnvloeden. Het gras of andere vegetatie wordt steeds op voldoende hoogte afgeknipt zodat zo min mogelijk bodemdeeltjes mee werden bemonsterd. Er wordt zoveel mogelijk getracht om steeds weidegras te bemonsteren omdat de resultaten van analyses dan goed vergeleken kunnen worden met die van andere onderzoeken en van achtergrondwaarden. Gebleken is dat het soms noodzakelijk ander gras (bijvoorbeeld van een gazon) of andere vegetatie te bemonsteren omdat geen weidegras op of in de omgeving van de te onderzoeken locatie aanwezig is.

De afgesloten potten en zakken worden vervolgens getransporteerd naar het laboratorium voor analyse.

## **Analysemethoden voor stof-, veeg- en grasmonsters**

### **ICP-MS (zware metalen en andere elementen)**

Voor het bepalen van de gehalten van elementen in luchtstof-, veeg- en grasmonsters wordt een deel van het monster eerst ontsloten met zuur (salpeterzuur of koningswater). Het destruaat wordt verdund en vervolgens geanalyseerd middels Inductively Coupled Plasma Massa Spectrometry (ICP-MS). Met deze techniek kan een groot aantal elementgehalten in (vloeistof-)stoffen worden bepaald. De analyseresultaten worden omgerekend naar hoeveelheid element per filter (voor luchtstof- en veegmonsters) of per gram gras of vegetatie. Voor luchtstoffilters wordt de hoeveelheid element per filter dan weer gedeeld door het volume bemonsterde lucht om de concentratie van het element in de lucht te berekenen. Voor veegmonsters wordt de hoeveelheid element per filter gedeeld door het bemonsterde oppervlak om de depositie van het element te bepalen.

### **XRF (zware metalen en andere elementen)**

Sinds begin 2001 worden luchtstof- en veegmonsters gescreend met behulp van XRF (Röntgenfluorescentie) analyse. Hiertoe wordt een luchtstof- of veegstoffilter geplaatst in de houder van het XRF apparaat, de XEPOS (Spectro Analytical Instruments GmbH & Co, Germany), waarna het monster wordt bestraald met Röntgenstraling en het Röntgenfluorescentiespectrum wordt gemeten. Met behulp van een rekenprogramma kunnen uit het spectrum de gehalten van een groot aantal elementen, waaronder alle zware metalen, worden berekend. De XEPOS kan worden geïnstalleerd in een meetwagen om ter plaatse van het incident analyses te kunnen uitvoeren.

Aanvankelijk is de XRF methode toegepast om luchtstof- en veegmonsters te screenen. Als bij de screening van één of meer milieurelevante elementen een significant signaal werd aangetroffen, werd besloten een aanvullende kwantitatieve analyse met ICP-MS te verrichten (zie paragraaf 2.3.1 en 2.3.2). In de meeste gevallen bleek dit noodzakelijk. Voordeel van de screening is dat ze al in het veld uitsluitend geeft over de aanwezigheid van grote hoeveelheden elementen op de bemonsterde filters.

Daarnaast is op basis van metingen met de XRF van filters met bekende gehalten aan elementen<sup>28</sup> een methode (rekenprogramma) ontwikkeld waarmee uit het Röntgenfluorescentiespectrum direct de gehalten van een groot aantal elementen kunnen worden berekend, uitgedrukt in hoeveelheid element per filter. Deze methode is inmiddels met redelijk succes toegepast bij de brand in Wilp, maar vanwege het experimentele karakter

---

<sup>28</sup> Dit zijn zowel filters die experimenteel beladen zijn met zoutdeeltjes met bekende gehalten aan enkele elementen als filters die met stof uit de buitenlucht ('praktijkfilters') zijn beladen. Alle filters zijn ook geanalyseerd met ICP-MS als referentiemethode.

zijn de filters daar ook nog met ICP-MS geanalyseerd. In de toekomst wordt er naar gestreefd de XRF methode zo veel mogelijk te gebruiken voor directe kwantitatieve analyse in het veld.

Met de XRF kan ook het element chloor worden gemeten. Het signaal hiervan kan worden gebruikt om te bepalen of het nodig is luchtstof- en veegmonsters te analyseren op dioxinen. Sinds de brand in Hasselt zijn alle met XRF doorgemeten filters ook op dioxinen geanalyseerd (zie ook paragraaf 2.3.1). Hieruit is gebleken dat er voor de luchtstoffilters inderdaad een verband bestaat tussen het XRF signaal voor chloor en het dioxinegehalte, maar dat dit nog nader kwantitatief moet worden uitgewerkt om in de toekomst op basis van het XRF signaal voor chloor een verantwoorde beslissing te kunnen nemen om luchtstoffilters wel of niet op dioxinen te analyseren. Op de veegstoffilters blijkt het bemonsterde stof vaak zo inhomogeen verdeeld te zijn, dat er geen kwantitatief voldoende onderbouwd verband is te leggen tussen het XRF signaal voor chloor en het dioxinegehalte.

### **Bepaling van het koolstof-, stikstof- en zwavelgehalte**

Bij de brand in Schiedam zijn enkele luchtstoffilters geanalyseerd op koolstof, stikstof en zwavel met behulp van gaschromatografische elementanalyse, gebruik makend van verbranding volgens Pregel en Dumas.

Bij deze methode wordt een afgewogen deel van het filter in een reactievat gebruikt waarna het wordt verbrand met een overmaat zuurstof. Bij dit proces wordt alle koolstof, stikstof en zwavel omgezet in respectievelijk CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub>. Het verbrandingsgas wordt vervolgens gaschromatografisch geanalyseerd op CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub>, waarna uit de totale hoeveelheden van deze gassen en de massa stofdeeltjes op het filter het percentage aan koolstof, stikstof en zwavel in het bemonsterde stof kan worden berekend. Naast analyse van beladen filters moeten blanco filters worden geanalyseerd om te corrigeren voor het gehalte aan koolstof, stikstof en zwavel in het filtermateriaal. Uiteraard moeten bij voorkeur filters worden gebruikt die geen koolstof, stikstof en zwavel bevatten zoals glasvezel- of kwartsfilters.

### **PAK's**

Voor het bepalen van de gehalten van elementen in luchtstof- en veegmonsters wordt (een deel van) het filter of het PUF geëxtraheerd met een Microwave Assisted Solvent Extraction (MASE) systeem. Hiervoor wordt het filter overgebracht in een MASE-extractiebuis. Na toevoeging van een volume aceton (meestal 40 ml) en afsluiten wordt door het systeem gedurende 10 min een extractie uitgevoerd bij 115 °C.

Grasmonsters worden geëxtraheerd door een representatieve hoeveelheid materiaal (meestal 5 g) twee keer gedurende 30 min mechanisch te schudden met een volume aceton (meestal 20 ml). De extracten worden gecentrifugeerd en samengevoegd en met aceton tot een volume van 100 ml gebracht.

Na de extractie van het filter dan wel grasmonster wordt van het extract een klein volume voor instrumentele analyse geïnjecteerd in een HPLC<sup>29</sup>-systeem. Hierbij worden 15 van de 16 PAK's (zie onder andere Tabel B2.2) gescheiden middels een reversed-phase vloeistofchromatografische scheiding (RPLC) op C<sub>18</sub> kolom en gedetecteerd met fluorescentiedetectie. Voor gevoelige en selectieve detectie wordt gebruikt gemaakt van golflengteprogrammering, waarbij gedurende een chromatografische run de eluerende PAK's bij in totaal bij 8 verschillende golflengteparen (excitatie/emissie) worden gedetecteerd.

Voor de kwantificering wordt het signaal van een piek in het monsterextract vergeleken met de qua retentietijd overeenkomende piek van een standaardoplossing. Deze standaardoplossing is een verdunning van een gecertificeerde oplossing.

## Dioxinen

Voor het bepalen van de gehalten van elementen in luchtstof-, veeg- en grasmonsters wordt (een deel van) het monster geëxtraheerd met tolueen. Het extract wordt gereinigd over actieve kool, waarna het residu opnieuw wordt opgelost in tolueen. Een deelmonster van deze oplossing wordt vervolgens geanalyseerd met Hoge Resolutie GC-MS, waarbij scheiding plaatsvindt op een apolaire kolom. Kwantificering van de afzonderlijke congenen (de 17 toxische 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxinen en furanen) vindt plaats d.m.v. de isotoopverdunning methode op basis van een externe standaard en een éénpunts-kalibratie. Tenslotte worden de resulterende concentraties van de zeventien belangrijkste congenen vermenigvuldigd met een weegfactor (de toxic equivalent factor oftewel de TEF) en opgeteld wat leidt tot een concentratie uitgedrukt in toxiciteits equivalenten (TEQ).

## Screening op organische componenten

Bij enkele branden zijn luchtstof- of veegmonsters gescreend op onbekende organische componenten met behulp van GC-MS. Hiertoe wordt een (deel van het) filter gedurende 15 min geultrasoneerd met aceton. Van de ontstane oplossing wordt vervolgens een deelmonster gespoten in een GC-MS met een apolaire kolom en geanalyseerd in de Electron Impact ionisatie mode. Onbekende componenten worden geïdentificeerd aan de hand van hun gemeten massaspectrum met behulp van een interne bibliotheek met massaspectra van een groot aantal componenten. Stoffen die niet in de bibliotheek aanwezig zijn kunnen door interpretatie van het spectrum door een expert geïdentificeerd worden. De geïdentificeerde componenten kunnen met deze methode niet worden gekwantificeerd. Wel is het vaak mogelijk een de orde van grootte van het gehalte van geïdentificeerde componenten te bepalen.

---

<sup>29</sup> High Performance Liquid Chromatography

## Bijlage 2: Achtergrondwaarden

In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de achtergrondwaarden van de concentraties in lucht en in gras en van de depositiefluxen van de in hoofdstuk 3 gerapporteerde componenten. De achtergrondwaarden zijn afgeleid uit gegevens van diverse bronnen, onder meer het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit en, voor die componenten die niet worden gemonitord in dit meetnet, diverse kortdurende en middellange onderzoeken en literatuurgegevens (zie referentielijst). Voor componenten waarvan een groot aantal gegevens beschikbaar is, is als achtergrondwaarde gekozen voor de gemiddelde concentratie in stedelijk gebied aangezien de meeste van de onderzochte branden in stedelijk gebied lagen. Voor componenten waarvan het aantal gegevens beperkt is, is de gemiddelde waarde van de beschikbare gegevens genomen<sup>30</sup>. Het zij opgemerkt dat achtergrondwaarden zowel ruimtelijk als in de tijd een zekere variatie vertonen, afhankelijk van ondermeer de weersomstandigheden en de aanwezigheid van lokale bronnen (denk bijvoorbeeld aan verkeer).

In Tabel B2.1 zijn de achtergrondwaarden van de concentraties aan gasvormige componenten in lucht vermeld. Voor wat betreft de VOC's 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. Voor stofdeeltjes en daarin aanwezige componenten zijn de waarden gegeven in Tabel B2.2.

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

Component	Achtergrondwaarde	Component	Achtergrondwaarde
CO (koolmonoxide)	500	Benzeen	1,5
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	Tetra	1
NH <sub>3</sub> (ammoniak)	5	Hexaan	1,2
		Niet-gechloreerde aromaten <sup>1)</sup>	3
		Alkanen	3
		Gechloreerde aromaten	0,1
		Gechloreerde alifaten	2,5

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

<sup>30</sup> Hierbij zijn extreem afwijkende of onvoldoende betrouwbare waarden (op grond van expert judgement) uitgesloten.

Tabel B2.2 Achtergrondwaarden van stofvormige componenten in lucht.

Component	Achtergrondwaarde ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Component	Achtergrondwaarde ( $\text{ng m}^{-3}$ )
Fijn stof ( $\text{PM}_{10}$ )	35	<b>PAK's</b> <sup>1)</sup>	
Totaal stof (TSP)	40	naftaleen	60
<b>Elementen</b>	<b>(<math>\text{ng m}^{-3}</math>)</b>	acenaftyleen	20
Al (aluminium)	300	acenafteen	2
As (arseen)	1	fluoreen	15
Ba (barium)	20	fenanthreen	30
Ca (calcium)	1000	anthraceen	2
Cd (cadmium)	0,5	fluorantheen	15
Co (kobalt)	1	pyreen	7
Cr (chroom)	3 <sup>2)</sup>	benzo(a)anthraceen	0,7
Cu (koper)	50	chryseen	1,5
Fe (ijzer)	1000	benzo(b)fluorantheen	1
K (kalium)	500	benzo(k)fluorantheen	0,6
Mg (magnesium)	200	benzo(a)pyreen	0,6
Mn (mangaan)	20	dibenzo(ah)anthraceen	0,2
Mo (molybdeen)	1	benzo(ghi)peryleen	0,7
Ni (nikkel)	5	indeno(1,2,3,-cd)pyreen	0,5
Pb (lood)	30	Totaal PAK's <sup>1)</sup>	155
Sb (antimoon)	3	Totaal VROM PAK's <sup>1)</sup>	115
Sn (tin)	2		
Sr (strontium)	5		<b>(fg TEQ <math>\text{m}^{-3}</math>)</b>
Ti (titanium)	20	Dioxinen	25
V (vanadium)	10		
Zn (zink)	100		

<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. De totale concentratie VROM PAK's is de somwaarde van de concentraties van de tien VROM PAK's (zie voetnoot 13).

<sup>2)</sup> Concentratie totaal chroom. De concentratie zeswaardig chroom (van belang, omdat zeswaardig chroom veel toxischer is dan driewaardig chroom, de toestand waarin het meeste chroom in buitenlucht voorkomt) bedraagt naar schatting ten hoogste 5% van deze waarde, ofwel  $<0,15 \mu\text{g m}^{-3}$ .

In Tabel B2.3 staan de achtergrondwaarden van de deposities van de aan stofdeeltjes voorkomende componenten. Deze waarden zijn berekend uit gegevens over de gemiddelde depositiefluxen van deze componenten, uitgaande van een periode van 16 uur waarover de depositie plaats vindt (ongeveer de gemiddelde duur van de branden uit Tabel 2.1).

Tabel B2.3 Achtergronddeposities van aan stofdeeltjes gebonden componenten.

Component	Achtergrondwaarde ( $\mu\text{g m}^{-2}$ )	Component	Achtergrondwaarde ( $\mu\text{g m}^{-2}$ )
<b>Elementen</b>		<b>PAK's <sup>1)</sup></b>	
Al (aluminium)	2500	naftaleen	0,1
As (arseen)	2	acenaftyleen	0,05
Ba (barium)	90	acenafteen	0,02
Ca (calcium)	6500	fluoreen	0,05
Cd (cadmium)	1,5	fenanthreen	0,5
Co (kobalt)	4	anthraceen	0,5
Cr (chroom)	15	fluorantheen	0,6
Cu (koper)	20	pyreen	0,4
Fe (ijzer)	3500	benzo(a)anthraceen	0,05
K (kalium)	1600	chryseen	0,1
Mg (magnesium)	1000	benzo(b)fluorantheen	0,1
Mn (mangaan)	70	benzo(k)fluorantheen	0,1
Mo (molybdeen)	1,5	benzo(a)pyreen	0,1
Ni (nikkel)	5	dibenzo(ah)anthraceen	0,05
Pb (lood)	60	benzo(ghi)peryleen	0,15
Sb (antimoon)	3	indeno(1,2,3,-cd)pyreen	0,15
Sn (tin)	3	Totaal PAK's <sup>1)</sup>	3
Sr (strontium)	70	Totaal VROM PAK's <sup>1)</sup>	2,3
Ti (titanium)	25		<b>(pg TEQ m<sup>-2</sup>)</b>
V (vanadium)	10	Dioxinen	13
Zn (zink)	180		

<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. De totale depositie VROM PAK's is de somwaarde van de deposities van de tien VROM PAK's (zie voetnoot 13).

In Tabel B2.4 staan de achtergrondgehalten van de componenten 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> )
<b>Elementen</b>		<b>PAK's <sup>1)</sup></b>	
Al (aluminium)	15	naftaleen	7
As (arseen)	0,03	acenaftyleen	5
Ba (barium)	5	acenaftteen	2
Ca (calcium)	1200	fluoreen	11
Cd (cadmium)	0,02	fenanthreen	20
Co (kobalt)	0,03	anthraceen	2
Cr (chroom)	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	Totaal VROM PAK's <sup>1)</sup>	75
Ti (titanium)	0,25		<b>(pg TEQ kg<sup>-1</sup>)</b>
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. Het totale gehalte VROM PAK's is de somwaarde van de gehalten van de tien VROM PAK's (zie voetnoot 13).

## Verzendlijst

1. Directie RIVM
2. G. de Mik, directeur sector Milieurisico's en Externe Veiligheid
3. L.A.C. de Bruijn, VROM-Inspectie Stafafdeling Crisismanagement
4. A.H. Dal, VROM-Inspectie Stafafdeling Crisismanagement
- 5-9. VROM-Inspectie Stafafdeling Crisismanagement
10. C.J.M. van den Bogaard, VROM-Inspectie Algemene leiding
11. D. Arentsen, Nibra
12. H. Veltkamp, Nibra
13. F. van Hooft, Regionale Brandweer Breda
14. T. Hackl, Regionale Brandweer Midden Brabant
15. C. Kamp, Regionale Brandweer Midden Brabant
16. J. Middelkoop, Brandweer Amsterdam
17. Ph. A. van den Berg, Brandweer Rotterdam
18. J. Konijnenberg, Brandweer Rotterdam
19. H. J. Steenstra, Hulpverleningsregio Haaglanden
20. A.W. van de Zande, Hulpverleningsregio Haaglanden
21. A. van Leest, BiZA
22. R.R. Haagen, DCMR
23. N. E. van Brederode, GGD Rivierenland
24. M. Drijver, GGD Kennemerland
25. F. Duijm, GGD Groningen
26. M.S.A. Hady, GG & GD Utrecht
27. P.J. van den Hazel, Hulpverlening Gelderland Midden
28. C. Hegger, GGD Rotterdam en omstreken - Afdeling MMK
29. H.W.A. Jans, Provinciaal Bureau MMK GGD's Brabant/Zeeland
30. A.W. Jongmans - Liedekerken, GGD Westelijke Mijnstreek
31. D.H.J. van de Weerdt, GGD Regio IJssel-Vecht
32. J.H. van Wijnen, GG en GD Amsterdam
33. W.A. Zwart Voorspuij, Dienst GGD/AGZ/OGZ Den Haag
34. R. Keuken, GGD Haarlem
35. G. van Lierop, GGD Eindhoven
36. A. Buekens, Vrije Universiteit Brussel
37. P.J.F. Sandra, Universiteit Gent
38. K. Desmet, Universiteit Gent
39. J.J.G. Kliest
40. H.J. van de Wiel
41. K. Wernars
42. T.G. Vermeire
43. P. van Zoonen
44. H.J.Th.M. Bloemen

45. H.A.G. Heusinkveld
46. H.F.R. Reijnders
47. S. van Dijk
48. E.A. Hogendoorn
49. M.H. Broekman
50. N.J.C. van Belle
51. M. van Bruggen
52. T. Knol-de Vos
53. F. Fortezza
54. E.M. van Putten
55. G.S. Groenemeijer
56. M.R. Ramlal
57. A. den Boer
58. A.C. van Beuzekom
59. R.P.M. van Veen
60. W. van de Beld
61. B.H.G. Stoffelsen
62. A.C. de Groot
63. N.J. Masselink
64. D. Gielen
65. G.G. van Dijk
66. G. van de Werken
67. R.A. Baumann
68. R.J.W. Zwartjes
69. J.A. Marsman
70. A.C.W. van de Beek
71. J. van Dijk
72. R. Ritsema
73. A.J. Baars
74. L. van Bree
75. J.G.M. van Engelen
76. P.J.C.M. Janssen
77. M. Pieters
78. H.J. van Kranen
79. J.B.H.J. Linders
80. M.T.M. van Raaij
81. G.J.A. Speijers
82. F.R. Cassee
83. M.W.M.M. Ruijten
84. A.J.A.M. Sips
85. R.A. Kamst
86. M. Marra
87. E. Lebret

88. W.H. Könemann
89. J. Meulenbelt
90. I. de Vries
91. J.G. Post
92. B.J.M. Ale
93. A.J.C.M. Matthijssen
94. P.A.M. Uit de Haag
95. G.M.H. Laheij
- 96-105. SBC/Voorlichting
106. Bibliotheek RIVM
107. Bureau Rapporten Registratie
- 108-119. Bureau Rapportenbeheer
120. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie