



Rapport 609022031/2009

M.G. Mennen | E.S. Kooi | P.A.M. Heezen | G. van Munster | H.L. Barreveld

Verspreiding van stoffen bij branden: een verkennende studie

RIVM-rapport 609022031/2009

Verspreiding van stoffen bij branden: een verkennende studie

M.G. Mennen
E.S. Kooi
P.A.M. Heezen
G. van Munster, Rijkswaterstaat Waterdienst*
H.L. Barreveld, Rijkswaterstaat Waterdienst*

Contact:
M.G. Mennen
Inspectie-, Milieu en Gezondheidsadvisering
Marcel.Mennen@rivm.nl

* Rijkswaterstaat Waterdienst
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Dit onderzoek werd verricht door het RIVM in samenwerking met de Waterdienst van Rijkswaterstaat in opdracht van de VROM-Inspectie stafafdeling Crisismanagement, in het kader van het project 'Ondersteuning Crisismanagement'

© RIVM 2009

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

Rapport in het kort

Verspreiding van stoffen bij branden: een verkennende studie

Er bestaat geen model of methodiek waarmee professionals bij brand snel een integraal advies kunnen geven over maatregelen die het milieu en de volksgezondheid optimaal beschermen. Er is wel veel kennis over de schadelijke gevolgen van een brand voor mens en milieu (grond, lucht en oppervlaktewater). Deze kennis is onder andere verwerkt in afzonderlijke rekenmodellen en protocollen.

Dit blijkt uit een verkennend onderzoek van het RIVM en de Waterdienst, in opdracht van de stafafdeling Crisismanagement van het ministerie van VROM. Hiervoor zijn bestaande gegevens, modellen en methodieken geïnventariseerd die de verspreiding van schadelijke stoffen bij brand voorspellen. Het gaat om antwoorden op vragen als: ‘Moeten de koeien op stal?’, ‘Is het oppervlaktewater ernstig verontreinigd?’ of ‘Kunnen gewassen in de omgeving nog worden geconsumeerd?’

Het onderzoek bevat enkele aanbevelingen waarmee de bestaande praktijk kan worden verbeterd. Zo kan het bestaande protocol van de Waterdienst voor advies over het lozen van bluswater worden aangevuld met modelberekeningen die de verspreiding en effecten van de lozing op het oppervlaktewater schatten. Om de verspreiding van gevaarlijke stoffen in de lucht te kunnen bepalen, worden al modelberekeningen toegepast. Het is te overwegen om dit rekenprotocol uit te breiden met standaardscenario's voor verschillende typen branden. Op basis daarvan kunnen bij een echte brand sneller de juiste maatregelen worden getroffen.

Ook is op basis van een groot aantal metingen het uitgangspunt geformuleerd dat er vanaf 1 kilometer van de brand doorgaans geen sprake is van risico's voor mens en milieu. Uitzonderingen daarop zijn hele grote branden of branden waarbij mens en milieu aan zeer gevaarlijke stoffen staan blootgesteld, zoals een brand in een grote opslag met pvc-materialen.

Trefwoorden:

brand, modellen, emissies, emissiefactoren, bluswater, oppervlaktewater, verspreiding, gevaarlijke stoffen, schadelijke stoffen

Abstract

Dispersal of substances during fires: a foresight study

In the case of a fire, professionals do not have a model or method they can use to provide an integral advice about the best measures to protect public health and the environment. There is, however, a wealth of knowledge about the harmful effects of a fire for humans and the environment (soil, air and surface water) that has, for example, been processed in individual mathematical models and protocols.

This was revealed by a foresight study carried out by the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) and the Water Service on behalf of the Department of Crisis Management of the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM). This study produced an overview of the existing data, models and methodologies that predict the spread of harmful substances during fires. It considered answers to questions such as: ‘Do the cows have to be brought inside?’, ‘Is the surface water seriously polluted?’ or ‘Can crops in the vicinity still be consumed?’.

The study contains several recommendations for the improvement of current practice. For example, the existing protocol of the Water Service for advice about the discharge of firefighting water can be supplemented with model calculations that estimate the dispersal and the effects of discharge on the surface water. Model calculations are already used to determine the dispersal of hazardous substances in the air. An expansion of this calculation protocol to include standard scenarios for different types of fires should be considered. With such an expanded protocol the appropriate measures could be taken quicker in the event of a real fire.

Based on a large number of measurements it can be concluded that, in general, there is no risk for humans or the environment at a distance of 1 kilometre or more from the fire. Exceptions to this are very large fires or fires where humans and the environment are exposed to particularly hazardous substances, such as a fire in a large depot for pvc materials.

Key words:

fire, model, emissions, emission factors, firefighting water, surface water, dispersion, hazardous compounds

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Aanleiding tot het onderzoek	9
1.2 Doel van het onderzoek	10
1.3 Globale aanpak en werkwijze	10
1.4 Leeswijzer	11
2 Modelstructuur algemeen	13
3 Brontermen en emissiefactoren lucht	15
3.1 Inleiding	15
3.2 De begrippen bronsterkte en emissiefactor	15
3.3 De Leidraad Milieugevolgen	17
3.4 Onderzoek naar emissiefactoren	17
3.5 Overzicht emissiefactoren	19
4 Luchtverspreidingsmodellen voor magazijnbranden	23
4.1 Inleiding met geraadpleegde bronnen	23
4.2 Relevante kenmerken magazijnbranden	24
4.3 Huidige BOT-mi-aanpak modellering effecten magazijnbrand	25
4.4 Beoordelingskader	27
4.5 Eerste – globale – inventarisatie	30
4.5.1 Luchtkwaliteitsmodellen	30
4.5.2 Specifieke ongevalsmodellen	30
4.5.3 Computational Fluid Dynamics (CFD)-modellen	32
4.5.4 Beslissingondersteunde systemen (BOS)	32
4.5.5 Resultaten eerste inventarisatie	33
4.6 Nadere analyse van het model FIREPEST	34
4.6.1 Nadere analyse FIREPEST	34
4.7 Discussie	36
4.8 Samenvatting en conclusies	37
5 Metingen van concentraties en depositie bij branden	39
5.1 Inleiding	39
5.2 Onderzoeken bij grote branden buiten Nederland	39
5.2.1 Pesticidenbranden	40
5.2.2 Branden met pvc en andere chloorhoudende materialen	42
5.2.3 Binnenlucht onderzoek na een brand in een houtopslag	44
5.2.4 De brand in een koolteerfabriek te Marly (België)	44
5.2.5 De brand in een oliedepot in Buncefield (Engeland)	46
5.3 Onderzoek door de MOD bij branden in Nederland	48
5.4 Samenvatting en conclusies	51
6 Verspreiding van schadelijke stoffen in water als gevolg van een brand	53
6.1 Inleiding	53
6.2 Modellering van de verspreiding van vervuild (blus-)water	54
6.2.1 Het Rijn- en Maas-stroommodel	55

6.2.2	Het model Proteus-2	57
6.2.3	De Emissie-Immissie-toets	59
6.2.4	Nieuwe ontwikkeling in watermodellen	60
6.2.5	Samenvatting watermodellen	61
6.3	Metingen en casussen uit de praktijk	61
6.3.1	Standaardprotocol en uitgangspunten	62
6.3.2	Casussen uit de praktijk: een overzicht	63
6.3.3	Casus brand overslag Harderwijk	64
6.3.4	Casus brand Vredestein	65
6.4	Conclusies en aanbevelingen	66
7	Beschouwing	69
7.1	Stand van zaken en lessen uit dit onderzoek	69
7.2	Hoe verder?	70
7.2.1	Continuering van de huidige werkwijze	70
7.2.2	Standaardisatie van het BOT-mi-advies met gebruik van vaste scenario's	71
8	Conclusies en aanbevelingen	73
	Literatuur	75
Bijlage 1	Leidraad Milieugevolgen	81
Bijlage 2	Emissiefactoren	83
Bijlage 3	Overzicht beschouwde modellen voor luchtverspreiding	93
Bijlage 4	Beoordelingstabellen eerste inventarisatie	95
Bijlage 5	Voorbeelden berekeningen aan specifieke branden	103

Samenvatting

Het BOT-mi (Beleidsondersteunend Team Milieu-incidenten) wordt bij branden regelmatig geconfronteerd met vragen van hulpdiensten over de mogelijke gevolgen voor de gezondheid van omwonenden of voor het milieu. Dit kunnen vragen zijn over acute effecten en maatregelen ter bescherming van de bevolking, maar ook vragen die zich in een latere fase of achteraf voordoen zoals: ‘Is het nabijgelegen oppervlaktewater ernstig verontreinigd?’ of ‘Kunnen die gewassen worden geconsumeerd?’ Om deze vragen snel en adequaat te beantwoorden is er behoefte aan een tool, stappenplan of beslisschema, waarbij rekening dient te worden gehouden met de hele keten van emissie tot effect en met zowel humane blootstelling als effecten op het milieu en de voedselketen.

Dit rapport is het resultaat van een verkennend onderzoek naar bestaande, min of meer ‘kant-en-klare’ tools en modellen en naar informatie zoals literatuurgegevens, meetdata, specifieke modellen en methodieken die de ontwikkeling van zo’n tool zouden kunnen ondersteunen. De kans dat een direct bruikbare ‘kant-en-klare’ tool gevonden zou worden, werd namelijk zeer klein geacht. Ook is in deze studie nagegaan hoe in andere landen de aanpak van risicobeoordelingen en maatregelen bij branden is geregeld.

Het onderzoek is uitgevoerd door het RIVM in samenwerking met de Waterdienst van Rijkswaterstaat, in opdracht van de stafafdeling Crisismanagement van het ministerie van VROM.

Vanwege het verkennende karakter is gekozen voor de volgende algemene aanpak:

Doorzoeken van relevante literatuurbestanden en internetsites naar wetenschappelijke publicaties en andere nuttige informatie.

Raadplegen van experts en collega’s in het werkveld in binnen- en buitenland, vooral in West-Europa en de Verenigde Staten.

Afleggen van enkele werkbezoeken aan experts en bijwonen van een workshop over een specifiek verspreidingsmodel uit Denemarken.

Analyseren van informatie uit ‘eigen werk’, dat wil zeggen resultaten van metingen en adviezen bij branden, waar het BOT-mi of delen daarvan (met name de Milieuongevallendienst, het Centrum Externe Veiligheid en de Waterdienst) bij betrokken zijn geweest.

Het onderzoek richtte zich voornamelijk op de compartimenten lucht en water. Verspreiding via de lucht wordt vooral bepaald door de pluimstijging, het karakter van de brand (temperatuur, zuurstoftoevoer, soorten materialen en hun eigenschappen), de bronsterktes van de vrijgekomen stoffen en de weersomstandigheden. Via de lucht kunnen mensen worden blootgesteld aan schadelijke stoffen. Ook kunnen via de lucht verspreide stofdeeltjes uit een brand deponeren en via die route leiden tot contaminatie van gewassen en bodem. Verontreiniging van de bodem en het grondwater als gevolg van een brand is echter meestal beperkt tot het terrein waar de brand heeft plaatsgevonden en daarom is deze route in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten.

Verontreiniging van water vindt voornamelijk plaats door lozing van bluswater. Theoretisch zou depositie van bij de brand gevormde stofdeeltjes ook het water in de omgeving kunnen belasten, maar in de praktijk blijkt dat die bijdrage nihil of marginaal is.

Voor beide compartimenten (lucht en water) is onderzocht welke modellen (potentieel) geschikt zijn om de verspreiding van stoffen bij een brand te berekenen. De geschiktheid is gebaseerd op een aantal criteria, zoals snelheid en gebruiksgemak, maar ook de mogelijkheid om specifieke brandgerelateerde parameters te berekenen. Daarnaast zijn meetgegevens verzameld uit studies bij en na ‘echte’ branden, zowel in het buitenland als in Nederland. Die zijn gebruikt om de inzichten in de aard en hoeveelheden schadelijke stoffen die vrijkomen bij een brand en in de omgeving worden verspreid te vergroten.

Uit het onderzoek blijkt dat er geen kant-en-klare, alomvattende methodiek bestaat, waarmee tijdens een brand snel een afgewogen en geïntegreerd advies kan worden gegeven over maatregelen ter bescherming van milieu of gezondheid. Ook wordt het niet haalbaar geacht om een dergelijke methodiek met eenvoudige middelen te realiseren. Wel zouden met de verzamelde informatie scenario's kunnen worden doorgerekend voor verschillende typen branden en/of materialen, zodat men beter voorbereid is om bij een echte brand snel te kunnen adviseren. De resultaten van die scenarioberekeningen zouden kunnen worden weergegeven in tabellen met berekende effectafstanden en mogelijke maatregelen. De berekende waarden kunnen worden getoetst aan meetresultaten die zijn verzameld bij 'echte' branden.

Voor het compartiment lucht zijn geen modellen gevonden die beter aan de gestelde criteria voldoen dan het model PHAST, dat tot op heden wordt gebruikt voor dit doel. De in dit onderzoek verworven inzichten in bronsterktes en emissiefactoren kunnen worden gebruikt om de berekeningen met PHAST te actualiseren en te verfijnen. Verder wordt aanbevolen om met behulp van de theorie die ten grondslag ligt aan een Engels model, FIREPEST, beter inzicht te krijgen in de invloed van specifieke gebouwconstructies op het vrijkomen van gevaarlijke stoffen voordat pluimstijging optreedt.

Voor het compartiment water blijkt dat het standaardprotocol van de Alarmgroep van de RWS Waterdienst in de praktijk meestal goed werkt. In dit protocol wordt in eerste instantie een advies gegeven van over mogelijke snel te nemen maatregelen, zoals het opvangen van bluswater. In een volgende fase wordt het advies veelal onderbouwd en verfijnd door middel van laboratoriumtesten. Het adviesproces zou versterkt kunnen worden door gebruik van verspreidingsmodellen. Van de modellen die in Nederland worden gebruikt om verspreiding van stoffen in water te berekenen, is alleen het Rijn- en Maas-stroommodel geschikt voor toepassing bij calamiteiten, waaronder branden. Dit model is snel, gebruiksvriendelijk, nauwkeurig en geijkt, maar alleen geldig voor de rivieren de Rijn en de Maas. Er is recent een vergelijkbaar model ontworpen voor het Twentekanaal en er zijn plannen om stroommodellen voor andere oppervlaktewateren te ontwikkelen. Voor incidenten bij andere wateren en met een beperkte impact zou de Emissie-Immissie-toets, een simpel model dat wordt gebruikt om in het kader van vergunningverlening de gevolgen van lozingen te kunnen beoordelen, kunnen worden toegepast. Er is echter nog weinig ervaring met dit model bij calamiteiten en het gebruik ervan voor dit doel zou eerst moeten worden getest.

Uit zowel studies in het buitenland als uit metingen van de MOD blijkt dat bij een brand met een permanent hoge pluimstijging geen noemenswaardige milieu- en gezondheidseffecten te verwachten zijn op leefniveau. Als de rookpluim niet of nauwelijks stijgt, zijn de concentraties schadelijke componenten in de lucht benedenwinds vrijwel altijd verhoogd en zal per geval onderzocht moeten worden welke stoffen een eventueel risico vormen. Echter, de ervaring leert dat vanaf 1 km van de brand en verder de concentraties zo ver gedaald zijn dat er bij eventuele blootstelling geen sprake is van gezondheidsrisico's.

Voor de depositie ligt deze grens bij ongeveer een halve kilometer, dat wil zeggen dat op meer dan een halve kilometer van een brand de depositie van stofdeeltjes en de daaruit volgende verontreiniging van het milieu en gewassen vrijwel altijd nihil is. Er zijn dan geen schadelijke effecten voor het milieu of noemenswaardige verontreiniging van de voedselketen (gewassen of producten van dieren in het effectgebied) te verwachten. Binnen een halve kilometer van een brand moet de depositie per geval worden onderzocht. Kritische componenten daarbij zijn dioxinen, PAK's, zware metalen en, soms, specifieke componenten zoals gebromeerde dioxinen en nitro-PAK's.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding tot het onderzoek

Het BOT-mi (Beleidsondersteunend Team Milieu-incidenten) wordt regelmatig geconfronteerd met vragen van hulpdiensten over de mogelijke gevolgen van grote branden voor de gezondheid van omwonenden of voor het milieu. Dit kunnen vragen zijn over acute effecten en mogelijke maatregelen ter bescherming van de bevolking, maar ook vragen die zich in een latere fase of achteraf voordoen. Voorbeelden zijn vragen als: ‘Hebben wij gevaar gelopen?’, ‘Is het nabijgelegen oppervlaktewater ernstig verontreinigd?’, ‘Moeten de koeien op stal?’ of ‘Kunnen die gewassen worden geconsumeerd?’ Om deze vragen te beantwoorden worden meestal meetresultaten in combinatie met verspreidingsberekeningen gebruikt. Metingen hebben echter als nadeel dat ze tijd kosten, niet alleen in de uitvoering, maar ook vanwege zaken als de aanrijtijd en het gereedmaken van apparatuur. Verder kunnen metingen slechts op enkele plaatsen worden gedaan en gericht zijn op een beperkt aantal stoffen. Ook verspreidingsberekeningen kosten tijd en hebben daarnaast andere beperkingen, waar het branden betreft. Zo zijn de pluimstijging en de brontermen vaak onbekend, terwijl deze beide cruciale parameters zijn voor berekeningen.

Om toch snel in te kunnen springen op vragen naar aanleiding van een brand is de behoefte ontstaan een tool, stappenplan of beslisschema te ontwikkelen waarmee snel een advies kan worden gegeven over mogelijke effecten en maatregelen bij een brand. Daarbij dient rekening te worden gehouden met de hele keten van emissie tot effect en met zowel (humane) blootstelling via de lucht als ook contaminatie van gewassen en dieren (voedselketen) en effecten op het milieu, die bijvoorbeeld kunnen ontstaan door afvoer van verontreinigd bluswater. Te denken valt aan een schema in de trant van ‘indien type bedrijf X en type brand Y verwachten we stoffen 1, 2, 3 ... en gezien de actuele situatie van de brand (pluimstijging, meteo, omvang) zijn in een straal van ... m effecten A, B, ... te verwachten; op basis hiervan adviseren wij om ... maatregelen te treffen, ..., bluswater niet op het oppervlaktewater te lozen, ... metingen te doen om blootstelling of effecten beter vast te stellen of te monitoren en/of ... voorlichting te geven ...’.

Het bestaande gasmeetplan van de brandweer is zo’n schema. Dit meetplan en het eraan gekoppelde model GasMal hebben echter een aantal beperkingen en ze zijn alleen gericht op acute, humane risico’s van een aantal gassen. De eventuele milieuverontreiniging in water, bodem en gewassen kunnen er niet mee worden bepaald.

Door een werkgroep van het BOT-mi is een projectplan opgesteld om een nader onderzoek te verrichten naar de verspreiding van stoffen en de gevolgen daarvan bij branden, met als uiteindelijk doel te komen tot de beoogde tool, zoals hierboven is omschreven.

Om het project beheersbaar te houden is besloten eerst een verkennende studie te doen naar de beschikbaarheid van dergelijke, bij voorkeur kant-en-klare tools of schema’s in andere landen, die voor het uiteindelijke doel kunnen worden overgenomen, al dan niet na noodzakelijke aanpassingen.

Daarnaast zal in deze verkennende studie informatie worden ingewonnen over bestaande gegevens, meetdata, modellen, methodieken of onderdelen daarvan (bijvoorbeeld bepalen van de pluimstijging of een overzicht van emissiefactoren), die niet direct geschikt zijn als de beoogde tool, maar daar wel deel van uit kunnen maken of de ontwikkeling van de tool kunnen ondersteunen. Als dit verkennende project namelijk geen direct bruikbare tool oplevert, zullen we die in een vervoltraject moeten (laten) ontwikkelen. Daarvoor kan de genoemde informatie bruikbaar zijn.

De stafafdeling Crisismanagement van het ministerie van VROM heeft een projectgroep opdracht gegeven om deze verkennende studie uit te voeren. De projectgroep bestaat uit medewerkers van de Milieuongevallendienst (MOD), het Centrum voor Externe Veiligheid (CEV), beide onderdeel van het RIVM, en de Waterdienst van Rijkswaterstaat. De projectleiding is in handen van de MOD.

1.2 Doel van het onderzoek

Het uiteindelijke doel van het BOT-mi R&D-project ‘Verspreiding bij branden’ is te komen tot een tool, stappenplan of schema waarmee snel een advies kan worden gegeven over mogelijke effecten en maatregelen bij een brand. Omdat brand een complex thema is met uiteenlopende aspecten en facetten, is besloten om eerst een verkennende studie te doen, waarvan dit rapport het resultaat weergeeft. Deze studie bestaat uit een inventarisatie van bestaande, min of meer kant-en-klare tools dan wel van bestaande modellen, meetgegevens, methodieken en andere informatie, die gebruikt kunnen worden om een dergelijke tool te (laten) ontwikkelen. De kans dat een bruikbare kant-en-klare tool beschikbaar is, wordt namelijk zeer klein geacht.

Samengevat zijn de volgende beoogde resultaten geformuleerd:

- een voor het doel direct bruikbare tool, of
- een voor het doel bruikbare tool dat nog aanpassingen vergt, of
- informatie, meetgegevens, modellen en methodieken, die we kunnen gebruiken om een tool te (laten) ontwikkelen, en
- een overzicht van de methodiek en aanpak van risicobeoordelingen bij branden (inschatting gevaren en risico's, maatregelen in effectgebied, meetstrategieën) in andere landen.

Het laatste punt is geen doel op zich, maar wordt gezien als een spin-offproduct van het onderzoek. Dit overzicht kan een nuttige bijdrage vormen met het oog op eventuele vervolgstappen.

Het onderzoek is ook gebruikt om de inzichten over de aard en hoeveelheden schadelijke stoffen die vrijkomen bij een brand aan te vullen. Het RIVM heeft daar in 2007 al een eerste aanzet toe gemaakt (Mennen en Van Belle, 2007) en de in dit onderzoek verzamelde informatie wordt gebruikt om het inzicht in de emissies te vergroten.

In dit rapport wordt geen aandacht besteed aan asbest. De beoordeling rond het vrijkomen van asbest bij een brand en de daarmee samenhangende risico's en ook de te nemen maatregelen zijn immers uitgebreid beschreven en vastgelegd in het ‘Plan van aanpak asbestbrand’ (VROM, 2006).

1.3 Globale aanpak en werkwijze

In de beginfase van het onderzoek is al snel geconcludeerd dat bij een brand de verspreiding van stoffen via de lucht en het water twee vrijwel volledig gescheiden trajecten behelst. Verontreiniging van water vindt voornamelijk plaats door lozing van bluswater. Theoretisch zou depositie van bij de brand gevormde stofdeeltjes ook het water in de omgeving kunnen belasten, maar in de praktijk blijkt dat die bijdrage nihil of marginaal is. Verspreiding via de lucht wordt vooral bepaald door de pluimstijging, het karakter van de brand (temperatuur, zuurstoftoevoer, soorten materialen en hun eigenschappen) en de weersomstandigheden. In het project zijn beide trajecten afzonderlijk onder de loep genomen, waarbij de Waterdienst zich richtte op de verspreiding van stoffen in en via water en het RIVM op verspreiding via de lucht, vanaf de bron (emissie) tot en met de concentraties in de lucht en de depositie.

Naast de milieucompartimenten lucht en water bestaat nog een derde compartiment, namelijk de bodem. Verontreiniging van de bodem en het grondwater als gevolg van een brand is echter meestal beperkt tot het terrein waar de brand heeft plaatsgevonden. Deze verontreiniging kan na afloop van de brand worden onderzocht en de bodem kan, indien nodig, worden gesaneerd. Hiermee is echter geen spoed gemoeid, omdat stoffen in de bodem zich niet of alleen langzaam verspreiden. Alleen als er een grote brand plaatsvindt in of dicht bij een drinkwaterwingebied, zal er snel gehandeld moeten worden om verontreiniging van grondwater te voorkomen. Dat komt echter zelden voor. Daarom is het compartiment bodem in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten.

In algemene zin is gekozen voor de hieronder beschreven aanpak. Meer specifieke zaken ten aanzien van de gevolgde werkwijze worden besproken in de afzonderlijke hoofdstukken.

De algemene aanpak bestond uit:

- doorzoeken van relevante literatuurbestanden en internetsites naar wetenschappelijke publicaties en andere nuttige informatie voor dit onderzoek;
- raadplegen van experts en collega's in het werkveld in binnen- en buitenland, met name in West-Europa en de Verenigde Staten;
- afleggen van enkele werkbezoeken aan experts (België, Engeland) en bijwonen van een workshop over een specifiek verspreidingsmodel uit Denemarken (RIMPUFF);
- analyseren van informatie uit 'eigen werk', dat wil zeggen casussen (branden) waar de MOD, het CEV en de Waterdienst bij betrokken zijn geweest, gegevens hebben verzameld en adviezen hebben gegeven. Bijvoorbeeld over de behandeling van bluswater of van oppervlaktewater waar bluswater en stoffen afkomstig van de brand in terecht waren gekomen.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft kort de algemene structuur van verspreidingsmodellen weer.

Hoofdstuk 3 gaat over welke stoffen er vrijkomen bij een brand en in welke hoeveelheden deze worden geëmitteerd naar de lucht (bronsterktes). Gegevens hierover zijn vooral gebaseerd op laboratoriumexperimenten waarbij bepaalde stoffen of materialen zijn verbrand onder gecontroleerde omstandigheden. Er zijn echter ook gegevens van simulatie-experimenten en van 'echte' branden beschikbaar. In dit hoofdstuk worden deze onderzoeksgegevens besproken. Ook staat er een overzicht in van emissiefactoren voor verschillende soorten materialen. Zoals gezegd is dit overzicht een uitbreiding op het werk van Mennen en Van Belle (2007).

Hoofdstuk 4 behandelt de modellering van het vrijkomen van stoffen bij een brand en de verspreiding van die stoffen door de lucht. Er is onderzocht of er een geschikt model bestaat aan de hand van een vooraf opgesteld beoordelingskader. Een aantal voor dit onderzoek interessante modellen is vervolgens nader beschouwd en geanalyseerd op bruikbaarheid.

In hoofdstuk 5 staat een overzicht van onderzoeksresultaten bij 'echte' branden, zowel buiten als binnen Nederland. Gegevens uit de literatuur worden gecombineerd met ervaringen van de Milieuongevallendienst. Er wordt kort ingegaan op meetgegevens (concentraties, depositie) en op eventuele waargenomen effecten op milieu en gezondheid. Getracht wordt om op basis van die gegevens en waarnemingen algemene richtlijnen af te leiden voor verontreiniging in en via de lucht op leefniveau bij branden.

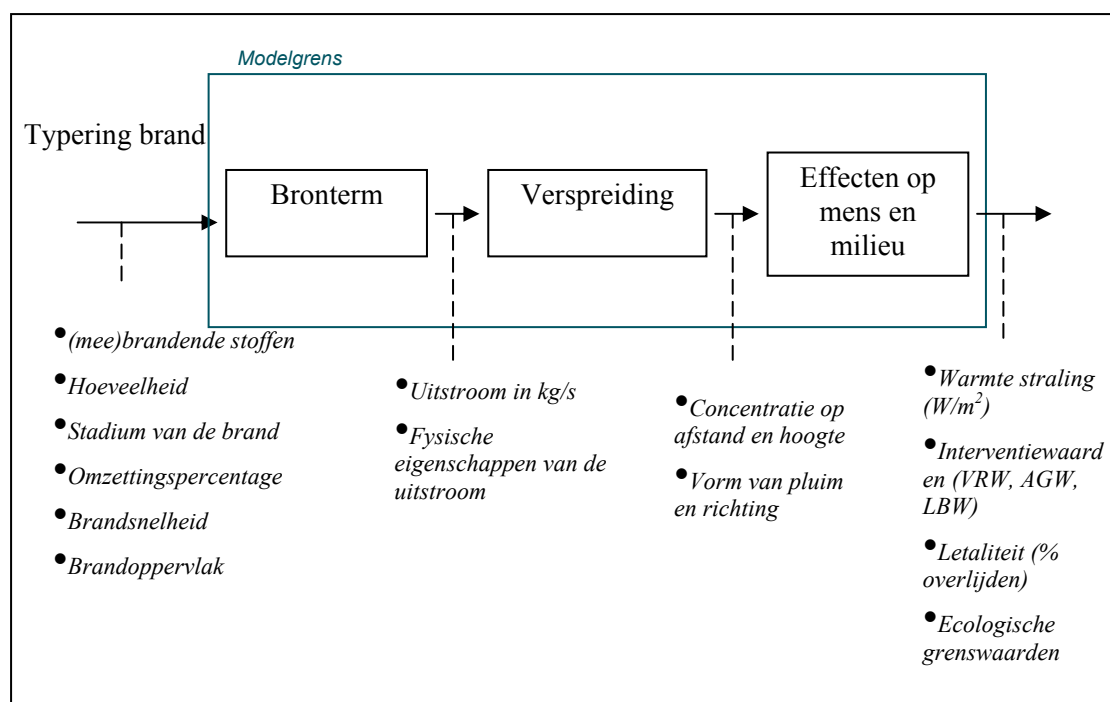
Hoofdstuk 6 bevat een evaluatie van drie modellen om verspreiding van verontreiniging in het water als gevolg van een calamiteit te berekenen. Van elk model wordt een beknopte beschrijving gegeven en worden de voor- en nadelen van gebruik voor modelberekeningen bij een brand samengevat. Ook wordt in dit hoofdstuk aan de hand van een aantal casussen besproken hoe in de praktijk wordt omgegaan met vervuild bluswater en welke afwegingen daaraan ten grondslag liggen.

In hoofdstuk 7 staat een nadere beschouwing op de resultaten van deze studie in het licht van het uiteindelijke doel van dit BOT-mi research & developmentproject en wordt vooruit geblikt op mogelijke vervolgstappen.

Tot slot staan in hoofdstuk 8 de conclusies en aanbevelingen van dit onderzoek.

2 Modelstructuur algemeen

Om te voorspellen wat het effect zal zijn van vrijgekomen stoffen op mens en milieu worden vaak modellen gebruikt. Er bestaan verspreidingsmodellen in allerlei soorten en maten. Al deze modellen geven de werkelijkheid versimpeld weer, maar hebben in essentie een vergelijkbare structuur. Alle bevatten namelijk opeenvolgende modules die gaan over de bronterm, de verspreiding en de effecten op mens en milieu (Figuur 1). Deze drie modules, die standaard in ieder model aanwezig zijn, worden hieronder kort gekenmerkt.



Figuur 1 Samenhang van bron-, verspreidings en effectmodules binnen een model, ingevuld voor de modellering van de effecten van een magazijnbrand bij verspreiding via de lucht

Bronterm: Deze module is in staat om te bepalen hoeveel van welke stof op welke manier vrijkomt. Hiervoor wordt de beschrijving van de situatie gebruikt. Een voorbeeld van een typische uitkomst van deze module is: er komt 30 minuten lang, 0,5 kg methaan per seconde vrij met een temperatuur van 14 °C. Ook fysische kenmerken zoals pluimstijging horen tot de bronterm module.

Verspreiding: Deze module is in staat de verspreiding van een stof te berekenen in een compartiment (water, lucht, bodem). Hiervoor worden het resultaat van de voorgaande module en de eigenschappen van het compartiment gebruikt. In het geval van het compartiment lucht zijn dat de meteorologische parameters zoals windsnelheid, windrichting, neerslag en atmosferische stabiliteit. In water gaat het om stroomsnelheid, breedte en diepte van het betreffende oppervlaktewater. Een voorbeeld van een typische uitkomst van deze module is: 20 minuten na het vrijkomen van toluen is op 700 meter vanaf de bron op een hoogte van 1 meter de concentratie in de lucht 40 ppm.

Effecten op mens en milieu: Deze module is in staat om de effecten van de vrijgekomen stof op mens en milieu te berekenen. Hiervoor wordt het resultaat van de voorgaande module en de gevoeligheid van mens en/of milieu voor een bepaalde stof gebruikt, veelal uitgedrukt in een dosis-effectrelatie. Een voorbeeld van een typische uitkomst van deze module is: op 500 meter afstand vanaf de bron zal 10 % van de aanwezige personen binnen 1 uur overlijden of 30 % van de aanwezige soorten in de bodem zullen binnen 24 uur na het begin van de blootstelling overlijden.

Potentiële effecten worden vaak ook beoordeeld door een gemeten of berekende concentratie te vergelijken met een geschikte grenswaarde. Bij overschrijding van de grenswaarde kan er een effect optreden, al moet daarbij worden opgemerkt dat bij het vaststellen van grenswaarden veelal veiligheidsmarges worden gehanteerd. Ook moet bij een beoordeling rekening worden gehouden met de daadwerkelijke blootstelling (die kan afwijken van de gemeten of berekende concentratie), de duur van de blootstelling, het soort effect dat de stof kan bewerkstelligen (acuut of pas na langdurige blootstelling zoals bij stoffen die zich opstapelen in een organisme) en een eventuele doorwerking naar andere organismen in de voedselketen.

Ecologische grenswaarden hebben vaak betrekking op de meest gevoelige soort. Een Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor een bepaalde stof in water is dus gebaseerd op het effect van die stof op het meest gevoelige aquatische organisme voor die stof.

Dit onderzoek is gericht op specifieke modellen en andere informatie zoals brontermen, waarmee bij een brand met gevaarlijke stoffen de emissies, verspreiding en concentraties in de leefomgeving kunnen worden voorspeld. Het gaat hierbij om de verspreiding van gevaarlijke stoffen via de lucht en via het bluswater. Modellen waarmee effecten op de mens en het milieu kunnen worden voorspeld, vallen buiten het bestek van dit onderzoek. Daar zou in een vervolgstudie aandacht aan kunnen worden besteed.

3 Brontermen en emissiefactoren lucht

3.1 Inleiding

In de algemene beschrijving van modellen in het vorige hoofdstuk is te zien dat de eerste stap wordt bepaald door de bronterm. Dit hoofdstuk gaat dieper in op brontermen voor berekeningen van verspreiding van stoffen via de lucht.

De belangrijkste bronterm is de emissie of bronsterkte van de stof die wordt verspreid. Bij branden gaat het dan altijd over vele stoffen en in principe zou – om het effect van de blootstelling aan de rook op leefniveau in te schatten – voor elke stof de bronsterkte moeten worden bepaald om voor die stof de verspreiding te berekenen. In de praktijk volstaat het echter om van een aantal toxisch relevante componenten de concentraties op leefniveau te berekenen.

De bronsterkte is geen constante, maar varieert met de ontwikkeling van de brand (temperatuur, omvang, beschikbaarheid van zuurstof). In de volgende paragraaf staat een algemene beschrijving van de begrippen ‘bronsterkte’ en ‘emissiefactor’ en de parameters die daar invloed op hebben.

Paragraaf 3.3 gaat dieper in op de emissiefactoren voor relevante toxische stoffen die bij branden vrijkomen. Dit onderdeel is een voortzetting van eerder werk van het RIVM (Mennen en Van Belle, 2007), gericht op het verkrijgen van inzicht in de aard en hoeveelheden schadelijke stoffen die vrijkomen bij een brand. De in het huidige onderzoek verzamelde informatie is gebruikt om dat inzicht te vergroten. Het herziene overzicht van emissiefactoren wordt gegeven in paragraaf 3.4.

3.2 De begrippen bronsterkte en emissiefactor

Bij branden komt een breed scala aan stoffen vrij. Dat kunnen zowel onverbrande producten zijn – bijvoorbeeld organische vloeistoffen die door de hitte van de brand verdampen en zich in gasvorm met de rookpluim mee verspreiden – als reactieproducten, zoals koolmonoxide, roetdeeltjes en PAK's die ontstaan in het brandproces. De tweede groep vormt meestal de meerderheid.

De vorming van verbrandingsproducten hangt af van de materialen in de brand en de omstandigheden: zuurstoftoevoer, temperatuur, invloed van gebouw, weersomstandigheden, et cetera. Al deze factoren hebben invloed op de bronsterkte (dat is de hoeveelheid van een stof die per tijdseenheid vrijkomt) van de gevormde componenten.

Brand is een complex proces en de omstandigheden zijn over het algemeen niet constant. Daardoor kan de bronsterkte van een component sterk variëren in de tijd. Ook zijn er verschillende typen branden of stadia waarin een brand kan verkeren. Tabel 1 geeft een overzicht van deze typen en stadia en een aantal daaraan gerelateerde kenmerken (Smith-Hansen en Jørgensen, 1993).

In een brand kunnen meerdere stadia uit Tabel 1 voorkomen. Een voorbeeld: Bij een beginnende brand met koolstofhoudende materialen zoals olie, rubber of kunststoffen is de temperatuur laag. Er treedt dan een pyrolyseproces op waarbij vooral roet, stofdeeltjes en brandbare koolwaterstoffen ontstaan, maar nog weinig CO en CO₂. Zodra er door de ontwikkeling van de brand voldoende zuurstof wordt aangetrokken en de temperatuur stijgt (tot veelal 300 °C of hoger), worden zowel de materialen als de door pyrolyse gevormde brandbare koolwaterstoffen geoxideerd tot CO, CO₂ en zuurstofhoudende koolwaterstoffen zoals aldehyden. In dit stadium is er sprake van goede verbranding. Dat is onder meer waar te nemen door de vorming van vlammen. Als er matig zuurstof beschikbaar is, bijvoorbeeld door blussen of doordat het brandende materiaal wordt afgeschermd door de vorming van assen en residuen, ontstaat een smeulende brand. Hierbij worden nog steeds brandbare gassen gevormd (door het

pyrolyseproces), maar dankzij gebrek aan zuurstof en (meestal) een te lage temperatuur is de omzetting in vooral CO₂ gering. Echter, in dit stadium komen weer relatief veel CO, roet, stofdeeltjes en stoffen als benzeen, styreen en PAK's vrij.

Tabel 1 Overzicht van verschillende typen brand en daaraan gerelateerde kenmerken

Type of stadium	Zuurstof gehalte (%)	Verhouding CO ₂ /CO	Temperatuur (°C)	Stralingswarmte (kW m ⁻²)
Smeulend: zichzelf aan de gang houdend	21	divers	< 100	< 20
Smeulend: <i>non-flaming</i> (oxidatief)	5-21	divers	< 500	< 25
Smeulend: <i>non-flaming</i> (pyrolytisch)	< 5	divers	< 1000	< 25
Ontwikkende brand (<i>flaming</i>)	10-15	100-200	400-500	20-40
Vol ontwikkelde brand (<i>flaming</i>) met slechte ventilatie	1-5	< 10	600-900	40-70
Vol ontwikkelde brand (<i>flaming</i>) met goede ventilatie	5-10	< 100	600-1200	50-150

Een andere complexe factor is dat bij een brand vrijwel altijd meer soorten materialen zijn betrokken en ook dat heeft invloed op de ontwikkeling van de brand en de emissies. Costa et al. (1999) voerden verbrandingsproeven uit met een 50%/50%-mengsel van methanol en adiponitril. Daarbij bleek eerst het methanol te verbranden en daarna het adiponitril. Als gevolg daarvan was de vlamtemperatuur in de eerste fase (verbranding van methanol) circa 800 °C is en was de CO₂-productie hoog. In de tweede fase, die na ongeveer 400 seconden intrad toen het methanol was opgebrand, zakte de vlamtemperatuur tot 600 °C en daalde de CO₂-productie met een factor 2. Tegelijk nam de emissie aan NO sterk toe. Dit resultaat geeft aan dat stoffen in een mengsel met verschillende fysisch-chemische eigenschappen 'apart van elkaar' verbranden en dat dit gevolgen heeft voor de ontwikkeling van de brand.

De bronsterkte van een component kan worden berekend uit de afname van de massa van het materiaal waaruit de component wordt gevormd, vermenigvuldigd met de emissiefactor. De emissiefactor is de massa gevormde component per massa materiaal, bijvoorbeeld 30 g CO per kg brandend hout. Zoals gezegd is deze factor geen constante, maar afhankelijk van verschillende factoren. In experimenten van Fullana et al. (2000), die de emissies aan stoffen bepaalden bij verbranding van geshredderde stukken autoband, is bijvoorbeeld aangetoond dat de emissie aan CO sterk afhankelijk is van de beschikbare hoeveelheid zuurstof bij de verbranding. Zij vonden emissiefactoren van 0 g CO per kg rubber (bij geen zuurstof), 250 g CO per kg (bij redelijk goede beschikbaarheid van zuurstof) en 50 g CO per kg (bij veel zuurstof).

Ter illustratie volgt hier een voorbeeld van de berekening van een bronterm. Stel dat bij een oliebrand 5,2 kg olie per seconde verbrandt (data afkomstig van MacGrattan et al., 1997, die experimenten verrichtten waarbij een hoeveelheid van ongeveer 30 m³ olie op zee werd verbrand en de verspreiding van de rookpluim werd bepaald). Bij de verbranding worden fijnstofdeeltjes gevormd met een emissiefactor van 130 g/kg (Mennen en Van Belle, 2007). De bronsterkte van fijn stof is dan circa 675 g/s.

3.3 De Leidraad Milieugevolgen

De brandweer in Nederland heeft naast het gasmeetplan ook de beschikking over de zogenaamde Leidraad Milieugevolgen (De Weger et al., 1995). Deze leidraad bevat een methodiek om de milieuverontreiniging als gevolg van repressief optreden van de brandweer te bepalen. De leidraad is primair bedoeld om de brandweer de voor het milieu meest gunstige strategie te laten kiezen ter bestrijding van de brand (of een andere calamiteit), maar bevat ook informatie die nuttig kan zijn in het kader van dit onderzoek. De leidraad bevat geen kwantitatieve methodiek of gegevens om bijvoorbeeld brontermen te bepalen, maar wel kwalitatieve informatie zoals de verschillen in milieu effecten tussen blussen en gecontroleerd laten uitbranden.

Bij de strategie ‘gecontroleerd laten uitbranden’ ontstaan meestal minder schadelijke stoffen, is de pluimstijging beter, zodat de luchtconcentraties op leefniveau beperkt blijven en vloeit er geen verontreinigd bluswater af naar het riool of oppervlaktewater. Aan de andere kant kan de bronsterkte hoog zijn, omdat er meer materiaal wordt verbrand dan wanneer er wordt geblust. Ook kan de brand – en daarmee de potentiële blootstelling – dan langer duren. De voor- en nadelen van de verschillende strategieën voor de bestrijding kunnen dus van belang zijn voor de ontwikkeling van een tool of stappenplan. De richtlijn ‘Controlled Burn: PPG28’ (SEPA, 2007) bevat een uitgebreide lijst met deze voor- en nadelen.

In Bijlage 1 wordt nader ingegaan op de Leidraad Milieugevolgen. Hier wordt volstaan met de melding dat, volgens een onderzoek van Essers (2003), de leidraad nauwelijks bekend is bij de brandweer en ze dus vrijwel niet wordt toegepast in de praktijk. Ook acht Essers de leidraad onvolledig en matig onderbouwd (zie de toelichting in Bijlage 1).

3.4 Onderzoek naar emissiefactoren

Er zijn diverse soorten onderzoeken gedaan naar de vorming van schadelijke stoffen bij branden, naast onderzoek naar fysische aspecten zoals de snelheid van ontbranden, de warmteontwikkeling en het temperatuurverloop. De meeste studies naar emissiefactoren van stoffen zijn gericht op ‘bekende’ verbrandingsproducten zoals koolmonoxide, kooldioxide en stikstofoxiden, maar ook de emissies van andere stoffen zijn bestudeerd. Daarbij is een breed scala aan materialen onderzocht: rubberachtige materialen, kunststoffen (vooral pvc), bestrijdingsmiddelen, chemicaliën, olie en olieproducten, hout, biomassa en (verschillende typen) afval. Verbranding van andere materialen is niet of matig onderzocht.

Het merendeel van onderzoeken naar emissies van stoffen bij branden bestaat uit experimenten op laboratoriumschaal en is gericht op specifieke materialen, stoffen of processen. Daarbij worden in een experimentele opstelling, bijvoorbeeld een pyrolyse-oven, onder gecontroleerde omstandigheden kleine hoeveelheden materialen verbrand en worden de hoeveelheden vrijkomende gassen en (soms) stofdeeltjes gemeten. Veelal worden één of twee parameters gevarieerd, bijvoorbeeld de temperatuur of de zuurstof-brandstofverhouding, en andere zaken constant gehouden, zodat het effect van één parameter op de emissies goed kan worden bestudeerd.

Bij ‘echte’ branden zijn de omstandigheden echter vrijwel niet onder controle te houden en is de variatie van parameters afhankelijk van vele factoren, zoals de weersomstandigheden, de constructie van het gebouw en de werkwijze die wordt gevolgd bij de bestrijding van de brand. Ook zijn er vaak grote hoeveelheden van diverse materialen in de brandhaard aanwezig. Hierdoor zijn de resultaten van laboratoriumexperimenten niet direct te vertalen naar situaties met ‘echte’ branden, zeker wat betreft de omvang van de emissies. De laboratoriumexperimenten zijn wel nuttig voor de identificatie van stoffen en bestudering van processen, maar minder om de omvang van de emissies bij een echte brand te bepalen.

In twee grote onderzoeksprojecten, waaraan een aantal onderzoeksinstituten uit Noord- en West-Europa deelnamen, is getracht om met simulatie-experimenten de werkelijkheid van een ‘echte’ brand te benaderen door grotere hoeveelheden materialen te gebruiken dan bij de experimenten op laboratoriumschaal. In het TOXFIRE-project (Petersen en Markert, 1999) en het STEP Combustion Project (Smith-Hansen, 1994) zijn emissies van diverse componenten gemeten bij verbranding van bestrijdingsmiddelen, chemicaliën en kunststoffen op kleine, middelgrote en grote schaal. De experimenten op kleine schaal werden gedaan onder gecontroleerde omstandigheden, maar bij die op grote schaal, uitgevoerd in ruimtes van enkele kubieke meters en met 50 tot 100 kg materiaal (zie het voorbeeld in Figuur 2), werden bijvoorbeeld de temperatuur en zuurstoftoevoer ‘vrijgelaten’. Het verloop van deze branden, de temperatuurontwikkeling en de emissiefactoren van verbrandingsproducten bleken dan ook te verschillen met die van de experimenten op kleine schaal. Op basis van de resultaten is getracht correctiefactoren af te leiden om de emissiefactoren uit de kleinschaalexperimenten te vertalen naar de werkelijke schaal bij ‘echte’ branden. Dit bleek echter niet eenvoudig, omdat er geen duidelijke relatie was te leggen tussen emissiefactoren, bepaalde brandgerelateerde parameters en de schaalgrootte van de experimenten. Behalve deze twee grote projecten zijn ook vele kleinere onderzoeken gedaan, zowel in het laboratorium als op ware grootte. Zo simuleerden Ruokojärvi et al. (2000) woningbranden door grote hoeveelheden meubels en materialen zoals hardboard en plastic te verbranden in een gebouw dat voor brandweeroefeningen werd gebruikt. Daarbij werden de omstandigheden niet onder controle gehouden, net als in het geval van ‘echte’ branden.



Figure A3.1 Set-up in test T0.



Figure A3.2 Test T0.



Figure A3.3 Test T0.



Figure A3.4 Water application in test T0.

Figuur 2 Verbrandingsexperimenten met autobanden

Uit al deze onderzoeken zijn emissiefactoren af te leiden die gebruikt kunnen worden om de bronsterktes bij een brand te berekenen. In 2007 hebben Mennen en Van Belle (2007) een overzicht gemaakt van de belangrijkste schadelijke componenten die vrijkomen bij een brand. Dat overzicht is gebaseerd op meetgegevens van de Milieuongevallendienst bij ruim vijftig branden en op gegevens uit een beperkte literatuurstudie naar emissiefactoren, bepaald op basis van verbrandingsexperimenten en meetgegevens van branden. Het overzicht geeft aan welke schadelijke componenten vrijkomen bij branden met verschillende soorten materialen (bijvoorbeeld kunststoffen, rubber, hout, olie, chemicaliën en afval) en het geeft ook, door middel van een kwalitatieve schaal, de orde van grootte van de emissie.

Ook in deel 3 van de Publicatiereeks Gevaarlijke Stoffen 1 (VROM/BZK/SZW/VenW, 2003) zijn emissiefactoren voor een aantal verbrandingscomponenten gegeven. Deze factoren zijn grotendeels afgeleid uit enkele literatuurreferenties die ook in dit onderzoek zijn gebruikt. De wijze waarop de emissiefactoren in de PGS 1 zijn weergegeven, namelijk in de vorm van getalsmatige omzettingpercentages, geeft echter een schijnzekerheid, die niet helemaal strookt met de werkelijkheid. De omzettingpercentages zijn immers afhankelijk van parameters zoals de temperatuur en de beschikbaarheid van zuurstof.

In het huidige onderzoek is, via werkbezoeken en het raadplegen van experts, en via het doorzoeken van relevante literatuurbestanden en internetsites aanvullende literatuur verzameld over emissiefactoren en andere relevante gegevens. Deze informatie is gebruikt om het zojuist genoemde overzicht uit te breiden en, waar nodig, bij te stellen. De resultaten van de aanvullende literatuurstudie worden besproken in Bijlage 2. Het hernieuwde overzicht is, inclusief een toelichting, te vinden in de volgende paragraaf.

3.5 Overzicht emissiefactoren

Tabel 2 geeft het overzicht van emissiefactoren, gebaseerd op het eerdere werk van Mennen en Van Belle (2007) en de aanvullende informatie uit dit onderzoek, waarvan de details zijn te vinden in Bijlage 2.

In het overzicht wordt voor ruim tien verschillende soorten materialen aangegeven welke schadelijke stoffen kunnen vrijkomen en in welke mate. Omdat emissiefactoren ook sterk afhangen van de omstandigheden en daardoor niet eenvoudig in een getal zijn uit te drukken, is in deze tabel – net als in het ‘oude’ overzicht – een kwalitatieve schaal gebruikt om de relatieve omvang van de emissie van een stof of groep stoffen bij verbranding van een bepaald soort materiaal weer te geven.

De betekenis van de symbolen is als volgt:

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

Tabel 2 Overzicht van de componenten en emissiefactoren bij branden met verschillende soorten materialen

Anorganische gassen

Type brand of materiaal	CO	NO _x	HCN	SO ₂	HCl	NH ₃	HBr	PO _x
Kunststoffen C-H	++	±	–	–	–	–	–	–
Pvc en pvc-achtigen	++	±	–	–	+++	–	–	–
Kunststoffen O	++	±	–	–	–	–	–	–
Kunststoffen N	++	+	++	–	–	+	–	–
Kunststoffen S	++	±	–	++	–	–	–	–
Additieven in kunststoffen	(++)	(+)	(+)	(+)	(++)	–	(+)	(+)
Rubber en autobanden	++	±	(±)	++	(±)	–	–	–
Olie en daaruit afgeleide brandstoffen	+	±	–	+	–	–	–	–
Pcb-oliën en transformatoren ¹⁾	++	±	–	–	++	–	–	–
Verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën	++	±	(++)	(++)	(+++)	(±)	–	(+)
Hout, papier en karton	+++	+	–	(+)	–	–	–	–
Afval ²⁾	+	(+)	(++)	(+)	(++)	–	(±)	(±)
Cacao	++	+	++	–	–	–	–	–
Gebouwen ²⁾	+	±	(+)	(+)	(+)	(±)	(±)	–

Organische gassen

Type brand of materiaal	BTEXS	Overige aromaten	Alifaten	Aldehyden en ketonen	Fenolen	Furanen	Nitrillen en isocyanaten
Kunststoffen C-H	++	+	+	+	+	±	–
Pvc en pvc-achtigen	++	+	+	+	±	–	–
Kunststoffen O	++	+	+	++	+	+	–
Kunststoffen N	++	+	+	+	±	–	+
Kunststoffen S	++	+	+	+	±	–	–
Additieven in kunststoffen	(++)	(+)	(+)	(+)	(±)	(±)	–
Rubber en autobanden	+++	++	+	+	+	+	+
Olie en daaruit afgeleide brandstoffen	++	++	+	±	+	–	–
Pcb-oliën en transformatoren ¹⁾	++	++	+	±	+	–	–
Verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën	++	+	+	(+)	(±)	(±)	+
Hout, papier en karton	++	+	+	++	+	+	–
Afval ²⁾	(+++)	+	(++)	+	(±)	(±)	(±)
Cacao	+	+	++	±	–	–	+
Gebouwen ²⁾	(++)	+	+	(+)	(±)	(±)	(±)

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

¹⁾ Bedoeld worden transformatoren met pcb-houdende olie. In principe mogen transformatoren geen pcb-houdende olie meer bevatten, maar in de praktijk komen deze nog wel eens voor in het afvalstadium.

²⁾ Bij deze groepen materialen zijn de emissies sterk afhankelijk van de samenstelling, zowel qua omvang als qua diversiteit aan ontstane verbindingen. Afval kan wel andere materialen uit deze tabel bevatten, maar vaak is – zelfs bij benadering – niet bekend hoeveel.

Stofgebonden componenten

Type brand of materiaal	Fijn stof	PAK's en bifenylen	Dioxinen	Lood	Zink	Koper	Overige elementen
Kunststoffen C-H	+++	+++	–	–	–	–	–
Pvc en pvc-achtigen	+++	+++	++ ³⁾	–	–	–	–
Kunststoffen O	+++	+++	–	–	–	–	–
Kunststoffen N	+++	+++	–	–	–	–	–
Kunststoffen S	+++	+++	–	–	–	–	–
Additieven in kunststoffen	(++)	(++)	(+)	(+)	(+)	(+)	Barium, cadmium, chroom, kobalt, nikkel, antimoon, titanium, calcium, arseen, seleen, kwik, fosfor
Rubber en autobanden	++	+++	–	–	++	–	Broom
Olie en daaruit afgeleide brandstoffen	+++	++	–	–	–	–	Nikkel, vanadium
Pcb-oliën en transformatoren ¹⁾	++	+++	+++	+	+	++	IJzer, aluminium, chroom, antimoon, cadmium, tin, barium
Verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën	++	+++	(+++)	(+)	(+)	(+)	Diverse verbindingen ²⁾
Hout, papier en karton	+	++	(+)	–	–	–	–
Afval ²⁾	(+++)	(+++)	(++)	(+)	(+)	(+)	Diverse verbindingen ²⁾
Cacao	++	+	–	–	–	–	–
Gebouwen ²⁾	++	++	(++)	++	++	++	Barium, cadmium, chroom, nikkel, antimoon, tin, titanium

Overige componenten

Type brand of materiaal	Overige componenten
Kunststoffen C-H	
Pvc en pvc-achtigen	Gechloreerde aromaten, pcb's, vinylchloride, fosgeen
Kunststoffen O	Alcoholen, carbonzuren, esters, methylmethacrylaat
Kunststoffen N	Amines, ureum, quinolines, azaarenen, amino-PAK's
Kunststoffen S	Koolstofdisulfide, waterstofsulfide, zwavelzuur, zwaveltrioxide, zwavelhoudende PAK's
Additieven in kunststoffen	Ftalaten, gebromeerde en gechloreerde koolwaterstoffen, organofosforverbindingen
Rubber en autobanden	Alcoholen, esters, cyanobenzenen, thiazolen, thiofenen, zwavelhoudende PAK's, organozwavelverbindingen, gebromeerde koolwaterstoffen
Olie en daaruit afgeleide brandstoffen	Zwavelhoudende PAK's, organozwavelverbindingen,
Pcb-oliën en transformatoren ¹⁾	Vinylchloride, gechloreerde aromaten, alcoholen
Verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën	Fosgeen, gechloreerde koolwaterstoffen ³⁾ , koolstofdisulfide, carbonylsulfide, diverse verbindingen ²⁾
Hout, papier en karton	
Afval ²⁾	Diverse verbindingen ²⁾
Cacao	Carbonzuren, vetzuuresters
Gebouwen ²⁾	Diverse verbindingen ²⁾

³⁾ De emissiefactor aan dioxinen bij verbranding van pvc zijn niet hoog, vergeleken met die van andere chloorhoudende stoffen. Omdat het vaak om grote hoeveelheden pvc gaat, kan de uiteindelijke omvang van de dioxine-emissie toch aanzienlijk zijn.

De indeling in soorten materialen is gebaseerd op de specifieke kenmerken van die materialen qua verbranding en de daarbij vrijkomende toxische stoffen en op de frequentie waarmee branden met deze soorten materialen voorkomen. De tabel bevat ook enkele verzameltypen, zoals afval en gebouwen. De categorie kunststoffen is, vanwege de uiteenlopende soorten componenten die kunnen vrijkomen, onderverdeeld in meerdere soorten, afhankelijk van de elementsamenstelling. Daarbij is onderscheid gemaakt in kunststoffen die uitsluitend bestaan uit de elementen koolstof en waterstof en kunststoffen waarin één of meer andere elementen voorkomen (chloor, zuurstof, stikstof en zwavel). Additieven in kunststoffen zijn in een aparte categorie opgenomen. Sommige groepen omvatten uiteenlopende stoffen en materialen (bijvoorbeeld 'verven, oplosmiddelen, bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën' en 'afval'). Bij deze groepen geldt dat vrijwel alle verbrandingsproducten in mindere of meerdere mate *kunnen* vrijkomen, maar dat de aard en omvang van de emissie afhankelijk is van de samenstelling van het verbrande materiaal.

Het overzicht is een bruikbaar handvat om te bepalen met welke stoffen men rekening dient te houden bij het doen van metingen of geven van adviezen tijdens een brand. Echter, om een voldoende betrouwbare verspreidingsberekening uit te kunnen voeren – ter bepaling van de concentraties en depositie op leefniveau – moet de bronsterkte van elke relevante component behoorlijk nauwkeurig bekend zijn. Een fout in de bronsterkte werkt namelijk lineair door in de berekende concentratie op leefniveau. Het kwalitatieve overzicht in Tabel 2 is hiervoor niet toereikend.

De informatie die ten grondslag ligt aan Tabel 2 kan worden gebruikt om de brontermen en omzettingpercentages, zoals die nu in verschillende modellen worden gebruikt, zo nodig te herzien (zie paragrafen 4.3 en 4.7). Verder kan het overzicht in Tabel 2 mogelijk worden aangewend bij het ontwikkelen van een tool of stappenplan, zoals bedoeld in de inleiding van dit rapport. Hoofdstuk 7 komt hierop terug.

4 Luchtverspreidingsmodellen voor magazijnbranden

4.1 Inleiding met geraadpleegde bronnen

Doel van dit deelonderzoek is het in kaart brengen of er kant-en-klare modellen bestaan die bij brand de emissie, verspreiding en deeltjesdepositie voorspellen. Het gaat hierbij om modellen voor ‘de eerste uren’. Het stelt daarmee specifieke eisen aan het ontwerp van het model. Het moet met een beperkte hoeveelheid informatie over de brand in korte tijd voorspellingen kunnen doen over de te verwachten effecten op mens en milieu.

Het gaat hier om de modellering van de verspreiding van vrijgekomen verbrandingsproducten en onverbrande producten door de lucht die schadelijke effecten kunnen hebben op de mens en het milieu. Uit ervaring van de MOD en het BOT-mi is gebleken dat het bij branden met risico’s voor mens en milieu vaak gaat om branden in een gebouw (bijvoorbeeld een opslagloods voor chemicaliën of kunststoffen). Daarom richt dit onderzoek zich op gebouwbranden, ook wel magazijnbranden genoemd.

Voor dergelijke branden is het van belang dat invloeden van het gebouw op het vrijkomen en verspreiden van schadelijke stoffen worden meegenomen. Een belangrijke invloed van een gebouw op een brand is dat verbrandingsgassen binnen het gebouw gekoeld worden voordat ze vrijkomen in de omgeving. Door de afkoeling treedt er veel minder pluimstijging op, met als gevolg dat de concentraties gevaarlijke stoffen op grondniveau relatief groot zijn. Wanneer de buitenconstructie van een gebouw faalt, zijn de gebouwinvloeden niet meer van belang en is het effect en risico van de brand vergelijkbaar met een brand in de open lucht. Een brand in de open lucht vormt wat betreft de verspreiding van gevaarlijke stoffen naar de omgeving alleen een risico als de warmteproductie gering is. Dit betreft meestal de begin- en eindfasen van de brand.

Binnen het BOT-mi kan het Landelijk Informatiepunt Ongevalsebestrijding Gevaarlijke Stoffen (LIOGS) tijdens het eerste uur van een brand gevraagd worden om een inschatting te geven van de potentiële gezondheidsrisico’s. Meestal is er in het eerste uur weinig informatie beschikbaar over de aard en omvang van de brand en zal het LIOGS een ruwe inschatting doen met behulp van GasMal of Werkblad 14 (NIFV, 2006). Overigens heeft de brandweer zelf ook de beschikking over deze methodieken en past ze deze vaak zelf toe.

Als na enige tijd meer informatie over de brand beschikbaar komt, kan een gedetailleerdere inschatting van de omvang van effectgebieden worden gemaakt. Dit wordt in het algemeen gedaan door het Centrum Externe Veiligheid (CEV) van het RIVM. Het CEV gebruikt daarvoor een tweestapsbenadering. Voor een magazijnbrand waarbij weinig bekend is over het type opgeslagen producten, maakt het CEV gebruik van standaardtabellen. Het verschil met GasMal en Werkblad 14 is dat deze tabellen specifiek zijn opgesteld voor magazijnbranden. Als wel bekend is wat voor type producten er branden, dan voert het CEV een berekening uit. Hiervoor gebruikt het CEV het softwarepakket PHAST in combinatie met een extern gebruiksvoorschrift voor het inschatten van de bronterm en de deeltjesdepositie. Dit model (softwarepakket en gebruiksvoorschrift) wordt in dit hoofdstuk als referentiestituatie beschouwd. Het doel van dit onderzoek is om een model of een deel ervan te vinden dat beter functioneert bij een BOT-mi-inzet dan de huidige systematiek.

Bij het zoeken naar geschikte modellen is een literatuurstudie uitgevoerd en zijn contacten gelegd met binnen- en buitenlandse experts. Daarnaast is gebruikgemaakt van beschikbare

gebruikershandleidingen van diverse individuele modellen en modelbeschrijvingen (op internet). Ook is gevraagd naar ervaringen van gebruikers van diverse modellen. Een aantal modellen dat in deze studie wordt genoemd, wordt gebruikt binnen het CEV of er is enige ervaring mee opgedaan. Dit alles heeft veel informatie en potentieel bruikbare modellen opgeleverd. De verkregen informatie is gecombineerd tot een lijst van selectiecriteria. Deze lijst vormde het beoordelingskader (zie paragraaf 4.4) voor de modellen binnen deze studie.

Geconsulteerde personen en organisaties:

- Koen Desmet, brandweer Antwerpen. Naast zijn praktische brandweer ervaring heeft Koen Desmet een wetenschappelijke achtergrond op het gebied van monsterneming bij branden.
- Martijn van Leest, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE) van de Vlaamse milieudienst. LNE heeft onder andere als taak om het industriële veiligheidsniveau in Vlaanderen op een hoog niveau te brengen en te verbeteren ter bescherming van mens en milieu tegen de risico's van het ongewenst vrijkomen van gevaarlijke stoffen.
- Jos Post, Nederlands Instituut Fysieke Veiligheid (NIFV/Nibra). NIFV/Nibra is het kennis- en opleidingscentrum voor de brandweer, GHOR, crisisbeheersing en rampenbestrijding.
- Peter Bordin, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Lanuv - NRW, Duitsland). Lanuv is de milieudienst van Nordrhein-Westfalen.
- Peter Appleton, Health and Safety Executive (HSE, Verenigd Koninkrijk). De HSE heeft als taak om de gezondheids- en veiligheidsrisico's te reduceren voor mensen ten gevolge van economische activiteiten.
- Graham Atkinson, Health and Safety Laboratory (HSL, Verenigd Koninkrijk), Graham Atkinson heeft met collega's van de HSL in opdracht van de HSE een model ontwikkeld voor magazijnbranden.
- Craig Matthiessen, Environmental Protection Agency (EPA, Verenigde Staten). Dit is het nationale onderzoeksinstituut voor milieu- en gezondheidsvraagstukken.
- Poul Astrup en Torben Nikkelsen, (Risø, DK). Risø is een onderzoeksinstituut dat zich richt op en gezondheidsgerelateerde technologie en duurzame energie. Beide personen zijn betrokken bij het ontwikkelen en gebruik van ARGOS, een beslissing ondersteunend systeem bij incidenten.

4.2 Relevante kenmerken magazijnbranden

Een magazijnbrand heeft een aantal specifieke kenmerken die voor de modellering van de negatieve effecten van belang zijn.

Bronterm: Welke stoffen er vrijkomen en hoeveel is sterk afhankelijk van het type stoffen dat is opgeslagen, de manier waarop het is opgeslagen, de omvang en compartimentering van de hal, de beschikbaarheid van zuurstof, de werking van een eventueel aanwezig brandbestrijdingssysteem en de temperatuur in de brandhaard. Voor het bepalen van de brontem is het dus van belang de brandeigenschappen van de stoffen en de invloed van het gebouw op de brand te kennen. Aan de bronsterktes van stoffen bij branden is in hoofdstuk 3 uitvoerig aandacht besteed.

Dispersie van stoffen: De temperatuur van de vrijkomende stof, de afmeting van het gebouw en de plaats in het gebouw waarop de stof vrijkomt in de buitenlucht (aan de boven- of zijkant van het gebouw) zijn zeer bepalend voor de verspreiding en de benedenwindse concentraties. Bij een hoge temperatuur ten gevolge van een ontwikkelde brand en het instorten van het dak van het magazijn zal er pluimstijging optreden.



Figuur 3 Ontwikkeling van een brand in een gebouw

Bij pluimstijging zullen gevaarlijke stoffen stijgen en worden met de buitenlucht dusdanig verdund dat wordt verondersteld dat er op leefniveau geen gevaarlijke concentraties meer optreden. Dit is in overeenstemming met de ervaring van de MOD en het BOT-mi.

Als het dak nog intact is, zullen warme verbrandingsgassen door het verkoelende effect van de constructie afkoelen en met een verlaagde temperatuur vrijkomen. Hierdoor blijven de vrijgekomen stoffen hangen op leefniveau en kunnen daar een gevaarlijke concentratie vormen. De afmeting van het gebouw heeft invloed op het effect van de lijwervel. Gassen die vrijkomen aan de lijzijde van het gebouw zullen eerst mengen met de hoeveelheid lucht in de lijwervel voordat het verder wordt verspreid in de omgeving. Een groot gebouw heeft een grotere lijwervel, waardoor de concentratie van gevaarlijke gassen hierin sterker wordt verdund dan bij een kleiner gebouw.

4.3 Huidige BOT-mi-aanpak modellering effecten magazijnbrand

Deze paragraaf beschrijft de aanpak die het CEV hanteert om de schadelijk effecten van een magazijnbrand te modelleren (CEV, 2008). Deze aanpak wordt ook gebruikt voor BOT-mi-advisering.

Effecten worden uitgedrukt in de afstand vanaf de brand tot de plaats waar een interventiewaarde wordt overschreden (VROM, 2007): de levensbedreigende waarde (LBW), de alarmeringsgrenswaarde (AGW) of de voorlichtingsrichtwaarde (VRW). Zoals beschreven in paragraaf 4.2 is het van belang te weten welke stoffen bij een brand betrokken zijn, hoe groot het brandoppervlak is en of er pluimstijging wordt waargenomen. Zolang dat niet bekend is, wordt Tabel 3 gebruikt als eerste grove aanname. In deze tabel zijn, als voorbeeld, voor verschillende typen branden de bronterm (bronsterkte) van het te vormen stikstofdioxide en de bijbehorende afstanden tot de interventiewaarden af te lezen. Deze tabel is specifiek opgesteld voor magazijnbranden en geeft meer betrouwbare uitkomsten dan de generieke afstanden die worden bepaald met GasMal of Werkblad 4.

Tabel 3 Met SAFETI-NL^a berekende benedenwindse veiligheidsafstanden in meters voor opslagruimten met verpakte gevaarlijke stoffen^b (CPR-15 branden) (bron: CEV, 2008)

Brand- oppervlak	Stikstof- gehalte	Bronsterkte NO ₂	Gemiddeld weertype (D5)			Ongunstig weertype (F1,5)		
			LBW	AGW	VRW	LBW	AGW	VRW
300 m ²	1,5 %	0,037 kg/s	20 m	75 m	620 m	130 m	950 m	5600 m
300 m ²	5 %	0,123 kg/s	45 m	250 m	1450 m	670 m	2.500 m	> 10 km
900 m ^{2 c}	1,5 %	0,111 kg/s	40 m	110 m	1150 m	250 m	1900 m	> 10 km
900 m ^{2 c}	5 %	0,369 kg/s	70 m	440 m	2800 m	1300 m	5100 m	> 10 km

- De afstanden zijn berekend met SAFETI-NL. Dit is een rekenpakket voor het berekenen van de externe veiligheidsrisico's van een inrichting met gevaarlijke stoffen. SAFETI-NL bestaat uit het verspreidingsmodel PHAST aangevuld met een risicomodule.
- De vermelde afstanden gelden voor opslagruimten waarin maximaal 20 % ontvlambare stoffen aanwezig zijn (er is gerekend met een brandsnelheid van 25 g/m².s). Verder is verondersteld dat er voldoende zuurstof aanwezig is voor de ontwikkeling van de brand (c.q. oneindig ventilatievoud).
- 900 m² wordt gezien als het maximale brandoppervlak waarbij nog geen pluimstijging optreedt. Bij een grotere brand wordt er van uit gegaan dat het dak al grotendeels is ingestort zodat er pluimstijging zal optreden.

Als in een latere fase meer gegevens bekend zijn, wordt een specifieke berekening gedaan waarbij de volgende uitgangspunten worden gebruikt.

- Als er pluimstijging is waargenomen dan worden er geen effectberekeningen uitgevoerd. Op basis van de ervaring van de MOD en het BOT-mi wordt verondersteld dat er dan geen gevaarlijke concentraties optreden op leefniveau en ook geen relevante depositie. Er is sprake van pluimstijging als de zichtbare rookwolk omhoog gaat en niet terugkomt op de grond (zie bijvoorbeeld Figuur 4). In geval van twijfel wordt er veiligheidshalve aangenomen dat er geen pluimstijging optreedt.
- Als er geen pluimstijging is waargenomen, worden er wel effectberekeningen uitgevoerd.
 - Op basis van de stoffenlijst wordt bepaald welke gevaarlijke stoffen er vrijkomen. Hierbij gaat het CEV uit van een schatting van de gemiddelde samenstelling van de opgeslagen stoffen. Hierbij wordt met name gekeken naar de aanwezigheid van de elementen stikstof, chloor, fluor, broom en zwavel in de brandende materialen. Zwavel wordt daarbij verondersteld voor 100 % te worden omgezet naar zwaveldioxide. De hoeveelheden chloor, fluor en broom worden gecumuleerd en voor 100 % omgezet naar zoutzuur respectievelijk waterstoffluoride en waterstofbromide. Stikstof wordt met een efficiency van 35 % omgezet naar stikstofdioxide. Opmerking: deze benadering betekent dat in de praktijk het aanwezige percentage stikstof in het magazijn vaak bepalend is voor het schadelijke effect. Recente inzichten hebben er toe geleid dat de omzetting van stikstof naar stikstofdioxide is verlaagd van 35 naar 10 % (RIVM, 2009). De consequentie hiervan is dat de relevantie van stikstofoxiden afneemt en dat er ook naar andere toxische verbrandingsproducten zal moeten worden gekeken. De waarden in Tabel 3 zullen aangepast worden conform deze nieuwe inzichten.
 - Als de opgeslagen stoffen (zeer) toxisch zijn, dan wordt rekening gehouden met een percentage product dat onverbrand vrijkomt. Dit percentage is afhankelijk van de opslaghoogte en het brandoppervlak.
 - Voor het bepalen van de hoeveelheid stof die vrijkomt (bronterm) wordt gebruikgemaakt van het oppervlak van de brand en de hoeveelheid beschikbare zuurstof.
 - De temperatuur van de vrijkomende gassen wordt vanwege opmenging binnen het gebouw gesteld op 50 °C.
 - Vervolgens wordt verondersteld dat de bronterm vrijkomt aan de zijzijde van het gebouw en daar mengt met de daar aanwezige lucht voordat het zich verder verspreidt in de omgeving.

- Vaste deeltjes zijn zwaarder dan gasdeeltjes, maar aangenomen wordt dat de verspreiding van kleine deeltjes vergelijkbaar is met de verspreiding van gasvormige stoffen. Het is daarom mogelijk om de depositie van vaste deeltjes af te leiden uit de resultaten van een gasdispersiemodel. De resultaten van deze berekening moeten wel beschouwd worden als een zeer grove inschatting (CEV, 2008).

De BOT-mi-aanpak is grotendeels ontleend aan de Risico-analyse methodiek CPR-15 bedrijven (VROM, 1997) waarvan recent een actualisatie is verschenen. Deze actualisatie is per 1 januari 2009 opgenomen in de 'Handleiding risicoberekeningen Bevi' (RIVM, 2009). Voor de modellering wordt het softwarepakket PHAST 6.53.1 gebruikt.



Figuur 4 Brand met grote pluimstijging

4.4 Beoordelingskader

Er is gezocht naar modellen die geschikt zijn voor 'de eerste uren' nadat een brand is begonnen. Het stelt daarmee specifieke eisen aan het ontwerp van het model: Het moet met een beperkte hoeveelheid informatie over de brand in korte tijd voorspellingen kunnen doen over de te verwachten effecten op mens en milieu. Als referentiesituatie is gekozen voor de huidige BOT-mi-rekenmethodiek die gehanteerd wordt door RIVM/CEV voor het modelleren van branden, zoals omschreven in paragraaf 4.3. Het doel van het onderzoek is dus om een model te vinden dat over het geheel beschouwd beter scoort dan de referentiesituatie.

Voor het zoeken en beoordelen van de bruikbaarheid van modellen vanuit bovenstaande specifieke eisen is een vragenlijst opgesteld. Deze vragenlijst is weergegeven in Tabel 4.

Tabel 4 Beoordelingskader modellen

<i>Algemeen</i>	
Naam	Onder welke naam staat het model bekend?
Herkomst	In opdracht van welke partij is het model ontwikkeld?
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Is de methode geschikt voor de berekening van de verspreiding van gevaarlijke stoffen die vrijkomen in een brand? <i>Ja/nee/met externe aannames</i>
Ongevallen	Is de methode geschikt voor gebruik in ongevalssituaties? <i>Ja/nee/beperkt</i>
Pluimstijging	Houdt de methode rekening met pluimstijging? <i>Ja/nee/beperkt</i>
Deeltjesdepositie	Houdt de methode rekening met deeltjesverspreiding en depositie? <i>Ja/nee</i>
Ruimtelijke schaal	Wat is de ruimtelijke schaal voor toepassing? <i>Tot x km</i>
Tijdsschaal	Wat is de tijdsschaal voor toepassing? <i>Tot x uur</i>
Faciliteiten	Wat zijn de benodigde (computer)faciliteiten?
Documentatie	Wat is de kwaliteit van de documentatie over onzekerheden in de methode en over modelvalidatie? <i>(zeer) slecht/voldoende/(zeer) goed</i>
Model invoertijd	Hoeveel tijd is nodig om een gegeven scenario in te voeren in het model (schatting)? <i>Kort (<3 minuten)/gemiddeld (3-15 minuten)/lang (> 15 minuten)</i>
Rekentijd	Hoeveel tijd is nodig om het scenario door te rekenen en de resultaten te presenteren (schatting)? <i>Kort (< 3 minuten)/gemiddeld (3-15 minuten)/lang (> 15 minuten)</i>
<i>Modelinformatie:brandtypering</i>	
Oppervlak	Hoe wordt het brandoppervlak meegenomen? <i>Niet/in software/in aannames</i>
Warmte/temperatuur /...	Hoe wordt de warmte meegenomen? <i>Niet/in software/in aannames</i>
Constructie	Hoe wordt de constructie van het gebouw en de wijze van ventileren meegenomen? <i>Niet/in software/in aannames</i>
Lijwervel	Hoe wordt de invloed van een lijwervel meegenomen? <i>Niet/in software/in aannames</i>
Overig	Welke invoergegevens worden gebruikt voor de omschrijving van de brand?
<i>Modelinformatie:overig</i>	
Branddynamiek	Hoe worden verschillende fasen in de brand onderscheiden? <i>Niet/in software/in aannames</i>
Brontermbepaling	Hoe wordt bepaald welke stoffen worden meegenomen in de modellering en met welke debieten? <i>Niet in software/in aannames</i>
Ruwheidslengte	Wordt er rekening gehouden met de aard van het bovenwindse terrein? <i>Ja/nee</i>

Gebouwsinvloeden	Wordt er rekening gehouden met de invloed van benedenwindse gebouwen? <i>Ja/Nee</i>
Pluimmodel	Welk type pluim kan worden gemodelleerd? <i>Schoorsteen/plasbrand/bosbrand/dispersie algemeen</i>
Stabiliteit atmosfeer	Met welk model wordt de stabiliteit van de atmosferische grenslaag gekenmerkt? <i>Pasquill/Monin-Obukhov/User Defined</i>
Dynamisch model	Is berekening van een dynamische pluim (variërende meteo gedurende uitstroom) mogelijk? <i>Ja/nee</i>
Depositiemodel	Hoe wordt depositie berekend? <i>Niet/in software/met aannames</i>
Chemische reacties	Wordt er rekening gehouden met chemische reacties (inclusief ontleding) met lucht of water in de lucht? <i>Ja/nee</i>
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave resultaten	Hoe worden de uitkomsten weergegeven? <i>Concentratie/effect, 1D/2D/3D</i>

Met deze lijst is de eerste – globale – inventarisatie uitgevoerd door in de literatuur en via het internationale netwerk (paragraaf 4.1) te zoeken naar kant-en-klare modellen. De vragenlijst bevat naast de in de eerste alinea genoemde aspecten (snel, beperkte informatie) ook enkele specifieke vragen die voor branden van groot belang zijn, zoals de vraag of het model rekening houdt met pluimstijging en depositie van deeltjes.

Paragraaf 0 geeft het resultaat van de globale inventarisatie in de vorm van een algemeen overzicht van verschillende typen modellen. Acht specifieke modellen zijn geselecteerd en kort gekenschetst in paragraaf 4.5.5. Eén model bleek na de eerste inventarisatie dusdanig interessant te zijn dat er een werkbezoek is afgelegd aan de ontwikkelaar van het model. De resultaten van deze ‘nadere analyse’ zijn te vinden paragraaf 4.6.

Onder ‘model’ wordt in deze studie verstaan het softwarepakket waarmee de berekeningen worden gedaan¹. Echter, de meeste softwarepakketten bevatten geen module die de bronterm van een brand kan berekenen. Deze bronterm moet van buiten het model worden ingevoerd. Het vaststellen van de bronterm gebeurt dan op basis van informatie van de brandweer ter plekke, uit de literatuur of met behulp van andere op ervaring of literatuur gebaseerde methoden. Externe aannames en benaderingen worden vaak gebruikt voor het maken van een inschatting van de ontwikkelingsfasen van een brand of van de hoeveelheid deeltjes die ontstaat.

¹ Het ‘echte’ model bestaat uit de mathematische beschrijvingen van de fysische en chemische processen die plaatsvinden bij een brand. Deze mathematische beschrijvingen zijn omgezet in rekenformules die zijn verwerkt in het softwarepakket.

4.5 Eerste – globale – inventarisatie

De verschillende typen modellen zijn ingedeeld in vier groepen: luchtkwaliteitsmodellen, specifieke ongevalsmodellen, Computational Fluid Dynamics (CFD)-modellen en beslissingondersteunende systemen (BOS). Hieronder wordt een korte algemene kenschets gegeven van deze typen modellen. Een lijst met alle beschouwde modelnamen staat in Bijlage 3.

4.5.1 Luchtkwaliteitsmodellen

Luchtkwaliteitsmodellen (EPA, 2008) zijn opgesteld ten behoeve van het bepalen van de luchtkwaliteit. Het betreft voornamelijk continue emissies van industriële bronnen, transport (uitlaatgassen) en huishoudens (verwarming). Typisch hebben deze modellen een grote tijd- en ruimteschaal en omvatten ze geavanceerde modellen voor atmosferische verspreiding, atmosferische chemie en verspreiding van stofdeeltjes (inclusief natte en droge depositie). De modellen zijn niet specifiek opgesteld voor branden, maar bevatten vaak wel pluimstijgingsmodules om bijvoorbeeld de dynamiek van afgassen uit schoorstenen te modelleren. Dit type modellen houdt geen rekening met de invloed van het gebouw dat bij de brand is betrokken op de verspreiding van de gassen (wel met het effect van het gebouw op de verspreiding, als het emissiepunt niet ver boven het gebouw uitsteekt). Reken- en invoertijden zijn doorgaans lang.

Voorbeelden van een dergelijk luchtkwaliteitsmodel zijn het Nationaal Model Lucht, AERMOD (EPA, 2004a; EPA, 2004b; LES, 2008), ADMS-4 (CERC, 2004; CERC, 2007a; CERC, 2007b) en CALPUFF (Scire et al., 2000; LES 2008). Alle drie de modellen bevatten modules waarin op geavanceerde manier de activiteit van de atmosfeer wordt beschreven. ADMS-4 heeft wel de mogelijkheid om een bekende of geschatte bronterm ten gevolge van een brand vrij te laten komen met een ‘lift’ ten gevolge van een brand (zogenaamde ‘buoyant plume’). In CALPUFF is dit ook mogelijk voor de situatie dat de ‘buoyant plume’ wordt veroorzaakt door een plas- of bosbrand.

4.5.2 Specifieke ongevalsmodellen

De naam spreekt voor zich: deze modellen zijn speciaal ontwikkeld om de effecten van het incidenteel vrijkomen van een hoeveelheid van een gevaarlijke stof te modelleren. Het aanbod en de variatie van dit type model is enorm:

- aparte modellen voor de verspreiding via lucht, water en bodem;
- aparte modellen voor specifieke typen incidenten (bosbrand, plasbrand, magazijnbrand, enzovoort);
- modellen gebaseerd op een waardering van scenario's en effecten (bijvoorbeeld het toekennen van een factor voor het aangeven van de ernst, bijvoorbeeld van 1-5) en modellen gebaseerd op een fysisch model;
- modellen met een korte tijd- en ruimteschaal en modellen met een lange tijd- en ruimteschaal;
- zijn modellen voor het evalueren van humane effecten en modellen voor ecologische effecten.

Er kan ook onderscheid worden gemaakt naar bruikbaarheid in verschillende fasen van een incident. Er zijn zeer grove modellen die met enkele invoerparameters snel een eerste schatting kunnen geven van de effecten van een incident. Een voorbeeld van zo'n model is het door Adviseurs Gevaarlijke Stoffen van de brandweer veel gebruikte GasMal of het model FEAT (Flash Environmental Assessment Tool) (VROM, 2008) dat wordt gebruikt door de VN om direct gevaarscontouren op te stellen na een milieuramp. Daarnaast zijn er geavanceerde modellen die hoge eisen stellen aan de invoer, een grote modelkennis van de gebruiker vragen en veel rekentijd kosten.

Dit onderzoek concentreert zich op modellen die toepasbaar zijn binnen BOT-mi-verband. Het gaat hierbij om modellen voor ‘de eerste uren’. Deze modellen zijn geavanceerder dan bijvoorbeeld GasMal, maar moeten nog wel binnen de taak van het BOT-mi bruikbaar zijn. Hiervoor is het van belang om evenwicht te vinden in enerzijds wat nog reëel verwacht kan worden tijdens een incident wat betreft beschikbare informatie over een brand, en anderzijds de invoer- en rekentijd van een model.

4.5.2.1 Ongevallen bij chemische industrie (acute sterfte)

Voor het voorspellen van de effecten op de omgeving ten gevolge van een incidentele uitstroom van gevaarlijke stoffen in de chemische industrie zijn verschillende modellen beschikbaar.

PHAST, Effects en RIMPUFF (Risø, 2005a; Risø, 2005b; Risø, 2008) zijn rekenpakketten die speciaal ontwikkeld zijn voor het berekenen van de directe verspreiding van gassen in de lucht na een incidentele lozing van chemicaliën. Voor het berekenen van de effecten van een brand zijn externe aannames nodig voor het bepalen van de bronterm en de deeltjesdepositie. Door een brand op te vatten als een chemische lozing van een verbrandingsgas (bijvoorbeeld stikstofdioxide) met een dynamiek die hoort bij een brand (hoge temperatuur van gas) kunnen de concentraties van deze stoffen in de omgeving berekend worden.

Het NIFV heeft onderzoek verricht naar de verschillen in berekende effectafstand bij gebruik van verschillende verspreidingsmodellen (NIFV, 2008). Het gaat hierbij niet specifiek om branden, maar om het vrijkomen en verspreiden van gevaarlijke stoffen in de lucht in het algemeen. Uit het onderzoek van het NIFV blijkt dat verschillen in resultaten van effectberekeningen voortvloeien uit verschillen in de gebruikte rekenkernen en verschillen in gebruikersinvoer. Met betrekking tot de eerste snelle inschatting heeft het BOT-mi geconcludeerd dat hiervoor in de praktijk vrijwel uitsluitend Werkblad 14 van NIFV/DCMR en het daaraan gekoppelde GasMal worden gebruikt. Voor de verfijnde berekening van effecten die volgt op de eerste snelle inschatting, zijn de verschillen in gebruikersinvoer belangrijker dan de verschillen in de gebruikte rekenkernen. Uniformering van rekenkernen zal daarom in de praktijk weinig voordelen bieden en wordt door het BOT-mi niet actief nagestreefd ².

4.5.2.2 Bosbranden

Voor de emissie van gevaarlijke stoffen bij bosbranden zijn specifieke modellen ontwikkeld die onderdeel kunnen zijn van een luchtkwaliteitsmodel. In de VS is er bovendien speciale aandacht voor mogelijke branden in bossen die gelegen zijn naast opslag van gevaarlijk afval. In de loop van de jaren kunnen gevaarlijke stoffen zich cumuleren in de vegetatie. Deze stoffen komen bij brand vrij en met behulp van deze modellen kunnen risico's voor de omgeving geschat worden (CRESP, 2001).

4.5.2.3 Plasbranden

Modellen voor de emissie van gevaarlijke stoffen bij plasbranden (bijvoorbeeld branden van ruwe olie) zijn vooral ontwikkeld voor de petrochemische industrie. Voor zeer specifieke toepassingen zijn modellen beschikbaar zoals ALOFT (ruwe aardoliebranden op water), LNGfire 3 en Source5 (LNG-branden).

Plasbrandmodellen worden gebruikt om de schadelijke effecten van een brand van een vloeistof te voorspellen. Het kan daarbij gaan om warmtestraling in de directe omgeving of om het vrijkomen van

² Notitie ‘Advies aanbevelingen NIFV-rapport effectberekeningsmodellen’, diverse BOT-mi-deelnemers in opdracht van de expertgroep BOT-mi, 2 maart 2009.

schadelijke stoffen (ofwel verbrandingsproducten ofwel onverbrande schadelijke gassen). Alle onderzochte modellen zijn opgesteld voor plasbranden in de open lucht.

4.5.2.4 Magazijnbranden

Er is maar één model gevonden dat specifiek is ontworpen voor chemische magazijnbranden, namelijk FIREPEST van de HSE/HSL (Health and Safety Executive/Laboratory, VK). Het meest interessante van het model is de module waarin het softwarepakket zelf de bronterm bepaalt na het invoeren van constructie en afmetingen van het magazijn en het type en de hoeveelheid opgeslagen stoffen. Het model is alleen voor intern gebruik van de HSE/HSL om resultaten van extern gemaakte risicobeoordelingen te verifiëren (Atkinson, 1996).

4.5.2.5 Branden in open opslagen

Branden in open opslagen, waaronder afvalbranden, komen veelvuldig voor. Echter, in het onderzoek zijn geen modellen gevonden die specifiek ontworpen zijn voor een gevaarsinschatting voor dergelijke branden. In de literatuurstudie zijn artikelen gevonden waarin de effecten van open branden worden berekend met algemene dispersiemodellen en met CFD-modellen (zie Bijlage 5).

4.5.3 Computational Fluid Dynamics (CFD)-modellen

Vanwege het criterium dat het model geschikt moet zijn voor gebruik bij calamiteiten, vallen geavanceerde CFD-modellen af. Deze modellen stellen te hoge eisen aan de invoer van gegevens en vragen te veel rekentijd tijdens calamiteiten. Deze (CFD-)rekenpakketten zijn met name geschikt voor wetenschappelijke studies en het berekenen van een specifieke situatie vooraf of na afloop van een incident. Invloeden van obstakels in de directe omgeving van de brand op de verspreiding van de verbrandingsgassen kunnen op deze manier in detail worden bestudeerd. Hierbij zijn rekentijden van 20 uur geen uitzondering.

4.5.4 Beslissingondersteunde systemen (BOS)

Deze systemen, ook bekend als Decision Support Systemen (DSS), zijn ontwikkeld om beslissingstrajecten te vergemakkelijken. Het zijn meestal computersystemen die resultaten van andere modellen (bijvoorbeeld de concentratie van een giftig gas) combineren met geografische informatie (kaart van de locatie) en een oordeel geven over een situatie ('code groen of rood'). Hiermee is het mogelijk om verschillende soorten informatie snel en overzichtelijk met elkaar te combineren en te visualiseren. Binnen deze studie wordt verder niet ingegaan op deze systemen, aangezien het in deze fase van het onderzoek specifiek over het modelleren van branden gaat. Voor de volledigheid zijn deze systemen hier wel benoemd, aangezien de resultaten van specifieke ongevalsmodellen kunnen worden gebruikt als invoer voor deze beslissingondersteunende systemen.

Het model ARGOS CBRN is een voorbeeld van een beslissingondersteunend systeem (PDC, 2008). ARGOS bevat geen specifieke module om de gevolgen van een brand inzichtelijk te maken. Voor gasdispersieberekeningen maakt ARGOS gebruik van de resultaten van RIMPUFF dat een eenvoudig gasdispersiemodel is (zie paragraaf 4.5.5).

4.5.5 Resultaten eerste inventarisatie

Tijdens de eerste globale inventarisatie zijn er geen kant-en-klare modellen gevonden die voldeden aan alle modelwensen (zie paragraaf 4.4 en 0). Er zijn veel modellen onderzocht en een lijst met deze modelnamen staat in Bijlage 3. Uit deze lijst zijn acht modellen geselecteerd waarvoor alle vragen van het beoordelingskader (Tabel 4) zijn beantwoord omdat ze interessant genoeg leken te zijn voor deze studie. Het gaat om de modellen:

- PHAST, ontwikkeld door DNV (VK);
- EFFECTS, ontwikkeld door TNO (NL);
- GasMal, ontwikkeld door TNO (NL);
- RIMPUFF, ontwikkeld door Risø (DK);
- ADMS-4, ontwikkeld door CERC (UK);
- CALPUFF, ontwikkeld door Lakes Environmental Software (VS);
- AERMOD, ontwikkeld door American Meteorological Society/EPA (VS);
- FIREPEST 3, ontwikkeld door HSE (VK).

De uitkomsten van de beoordeling zijn opgenomen in Bijlage 4. Hieronder wordt de beoordeling van de acht modellen kort samengevat.

PHAST is een algemeen rekenpakket voor incidenten in de chemische industrie. Het CEV gebruikt PHAST ten behoeve van BOT-mi voor de gedetailleerde effectberekeningen. Om de bronterm van een brand te bepalen, worden aannames gebruikt die ontleend zijn aan de CPR-15-methodiek (VROM, 1997; zie paragraaf 4.3 en 4.4). Met de berekende concentratieprofielen kan met extra aannames eventueel ook een grove schatting gedaan worden van de te verwachte deeltjesdepositie. Het gebruik van PHAST met het additionele gebruiksvoorschrift voor branden wordt beschouwd als de referentiesituatie.

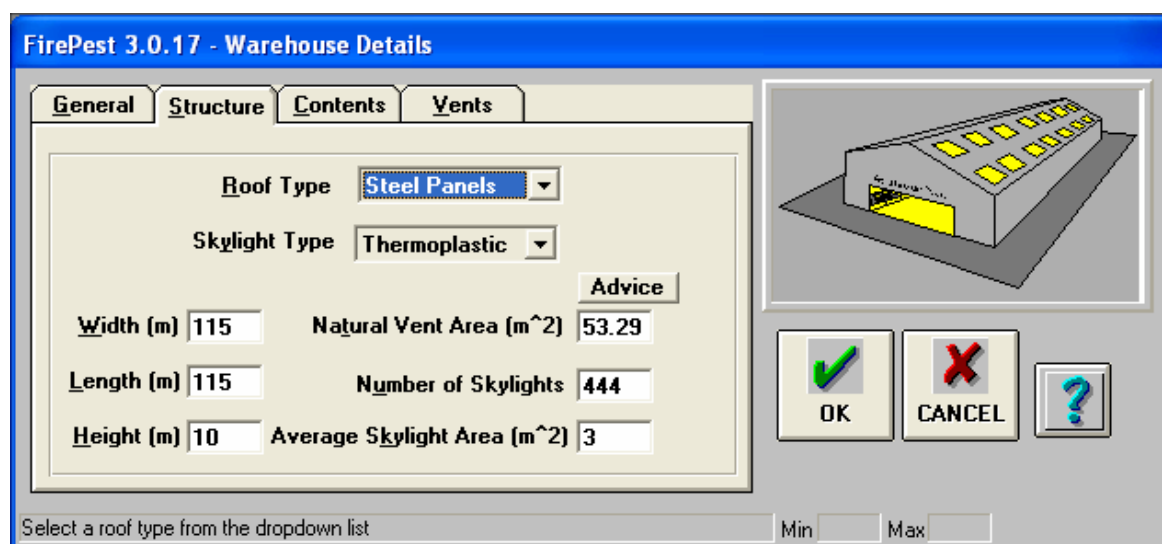
EFFECTS is ook een rekenpakket voor incidenten in de chemische industrie. De dispersiemodellen in dit rekenpakket zijn vergelijkbaar met de dispersiemodellen in PHAST. Ook op andere beoordelingsaspecten zijn de overeenkomsten tussen EFFECTS en PHAST erg groot. Daarom is EFFECTS in Bijlage 4 niet apart opgenomen.

GasMal is een digitale uitbreiding op Werkblad 14 van NIFV en DCMR. Het geldt als een snel beslissingsondersteunend systeem voor het eerste uur en wordt onder meer gebruikt door de brandweer en binnen het BOT-mi door het Landelijk Informatiepunt Ongevalsebestrijding Gevaarlijke Stoffen (LIOGS). In GasMal worden geen dispersieberekeningen gedaan. In plaats daarvan worden effectgebieden bepaald op basis van vooraf ingevoerde uitkomsten voor standaardscenario's. GasMal is daarom niet geschikt voor een verfijnde voorspelling van blootstelling aan gevaarlijke stoffen. Het model is ontwikkeld voor het nemen van een beslissing: op welke locatie zet de brandweer direct meetploegen in. Het beslissende karakter is een sterk onderdeel van de module. Dit kan als inspiratie dienen hoe het resultaat van een meer geavanceerd model moet kunnen ondersteunen in het nemen van een snelle beslissing.

Als onderdeel van ARGOS, een *decision support system*, leek RIMPUFF veelbelovend, maar bij een nadere analyse tijdens een workshop bleek RIMPUFF een vrij eenvoudig gasdispersiemodel te zijn. Er is geen specifieke submodule voor de emissie en verspreiding van schadelijke stoffen tijdens een brand. Het Risø heeft veel (experimentele) kennis op het gebied van magazijnbranden, maar het model RIMPUFF voegt weinig toe aan de huidige BOT-mi-rekenmethodiek.

ADMS-4 (VK), CALPUFF (VS), AERMOD (VS) zijn geavanceerde luchtmodellen en bieden geen verbetering voor huidige praktijk. De bronterm bij een brand moet met externe aannames worden bepaald.

FIREPEST 3 (VK) is een model dat specifiek is gemaakt om de effecten van een magazijnbrand met gevaarlijke stoffen te bepalen (zie Figuur 5). Interessante onderdelen hiervan zijn dat het model geïntegreerd een bronterm kan afleiden. Bij het bepalen van de bronterm houdt het model ook rekening met de invloeden van het gebouw en met de verschillende fasen van een brand. Daar waar de referentiesituatie een extern gebruikersvoorschrift nodig heeft, zijn de bepalende parameters voor de effectberekening van een brand in FIREPEST in de software geïntegreerd. Dit heeft tot gevolg dat FIREPEST ten opzichte van de referentiesituatie beter scoort op de beoordelingscriteria (zie paragraaf 4.4 en Bijlage 4). Daarom is besloten om een nadere analyse uit te voeren naar het model en het gebruik ervan. Deze analyse wordt besproken in paragraaf 4.6.



Figuur 5 Voorbeeld van een invoerscherm van het model FIREPEST 3

4.6 Nadere analyse van het model FIREPEST

Uit de eerste analyse (Atkinson, 1996) bleek dat FIREPEST het meest interessante model is voor een nadere analyse. Daartoe is een bezoek gebracht aan Graham Atkinson van de HSL, die in de jaren '90 betrokken is geweest bij de ontwikkeling van FIREPEST (in opdracht van de HSE). Tijdens het bezoek is het nut van dergelijke modellen over het algemeen besproken en is ook gekeken naar de invoer- en uitvoermogelijkheden van FIREPEST.

4.6.1 Nadere analyse FIREPEST

FIREPEST is in de jaren '90 ontwikkeld door HSL in opdracht van HSE. Met het model wil HSE risicoberekeningen voor magazijnen, die worden uitgevoerd door derden, kunnen controleren. Het is, voor zover bekend, het enige programma dat specifiek is ontwikkeld voor magazijnbranden en dat alle

relevante aspecten van magazijnbranden meeneemt. Op basis van invoergegevens over de aard en hoeveelheid opgeslagen stoffen en constructie en afmetingen van het gebouw genereert het model een voorspelling van het effectgebied voor verschillende fasen van een brand, van een beginnende brand tot een volledig ontwikkelde brand. De achterliggende parameters zijn grotendeels experimenteel bepaald.

Door de uitkomsten te koppelen aan kansen op brandscenario's kan ook het (plaatsgebonden) risico van het magazijn in kwestie worden bepaald.

FIREPEST is (vooralsnog) alleen beschikbaar voor intern gebruik door HSE en niet voor derden.

Om een illustratie te geven van de eigenschappen van het model worden verschillende aspecten die van belang zijn voor magazijnbranden, hieronder beschreven.

4.6.1.1 Brandoppervlak en bronterm

De bronterm heeft betrekking op de hoeveelheid, de samenstelling en de fysische eigenschappen (temperatuur en verticale impuls) van de gassen die vrijkomen in de brand. De bronterm op een specifiek moment hangt af van het brandoppervlak en de stoffen die vrijkomen (emissiefactoren).

Het brandoppervlak hangt onder meer af van:

- de brandbaarheid van de opgeslagen producten (brandsnelheid);
- de hoogte van de opgeslagen producten;
- de beschikbare hoeveelheid zuurstof (afhankelijk van de omvang van het gebouw, de mate van ventilatie en de mate waarin ramen en dakconstructies intact zijn);
- de duur van de brand sinds aanvang.

Wat betreft stoffen die vrijkomen, houdt het model rekening met zowel onverbrande giftige producten (vast, vloeibaar of gasvormig) als ook schadelijke verbrandingsproducten. De hoeveelheid onverbrande producten die vrijkomt, hangt voornamelijk af van de hoogte waarop de producten worden opgeslagen.

De brandsnelheid en emissiefactoren zijn voor veelvoorkomende opslagproducten experimenteel bepaald (zie hoofdstuk 3).

4.6.1.2 Gebouwsinvloeden en uitstroombetyping

Afhankelijk van de temperatuur in het gebouw en de duur van de brand, bepaalt FIREPEST in welke mate dakramen en dakconstructie intact zijn. Zolang ramen en dak intact zijn, gaat FIREPEST uit van het vrijkomen van gevaarlijke stoffen via natuurlijke of mechanische ventilatie in de lijwervel van het gebouw. Als dakramen en dakconstructie deels zijn ingestort, gaat FIREPEST uit van verticale vrijkomen van gevaarlijke stoffen, waarbij de temperatuur en verticale impuls van de vrijkomende stoffen belangrijke parameters zijn.

De mate waarin dakramen en dakconstructies falen, is deels gebaseerd op experimentele gegevens en deels op inschattingen van deskundigen en hangt af van:

- de berekende temperatuur in het magazijn;
- de berekende hoogte van de vlammen;
- de duur van de brand sinds aanvang;
- het materiaal waaruit de dakramen en het dak zijn geconstrueerd.

Ten behoeve van de bepaling van de omvang het effectgebied wordt de uitstroom gekenmerkt door de hoeveelheid vrijkomende stoffen, de temperatuur van deze stoffen, en de verticale impuls (indien aanwezig).

4.6.1.3 Berekening van het effectgebied

Voor het bepalen van het effectgebied wordt in FIREPEST gebruikgemaakt van uitkomsten van windtunnelexperimenten, waarin een breed scala van uitstroomcondities is gesimuleerd. Er worden dus geen feitelijke verspreidingsberekeningen uitgevoerd. In plaats daarvan zoekt het model de mal die het beste past bij de uitstroomcondities (temperatuur en, indien aanwezig, verticale impuls van de vrijkomende stoffen). De uitkomsten van de windtunnelexperimenten worden vervolgens nog geschaald aan de hoeveelheid gevaarlijke stoffen die volgens de berekening vrijkomt. Op deze manier wordt voor de verschillende stadia van de brand, per type gevaarlijke stof die vrijkomt, een voorspelling gedaan van het benedenwindse effectgebied. Het programma biedt ook de mogelijkheid om te integreren over de verschillende stadia van de brand, zodat de blootstellingsdosis kan worden bepaald. Bij de windtunnelexperimenten is de stabiliteit van de atmosfeer niet meegenomen. De uitkomsten, in termen van verwachte concentraties benedenwinds, zijn voor stabiel en instabiel weer als identiek beschouwd. Dit wordt gezien als een belangrijke beperking aan FIREPEST.

4.6.1.4 Toepassingsmogelijkheden FIREPEST

Van alle onderzochte modellen is FIREPEST het meest geavanceerd. Het model houdt rekening met de belangrijkste facetten van een magazijnbrand (zoals ontwikkeling van de brand, vrijkomende producten, fysische aspecten van de emissie en gebouwinvloeden). Het programma is bovendien vriendelijk in gebruik. Echter, het model houdt geen rekening met de stabiliteit van de atmosfeer en dat wordt gezien als een groot nadeel. Verder kost het invoeren van gegevens veel tijd, omdat relevante kenmerken van de opslag in FIREPEST in detail moeten worden ingevoerd. Ten tijde van een concreet incident is tot slot slechts een beperkt deel van de benodigde gegevens beschikbaar. Daarmee is de toepasbaarheid tijdens een incident beperkt. Bovendien is het model niet beschikbaar voor derden, dus ook niet voor de BOT-mi-organisatie.

4.7 Discussie

Er is geen kant-en-klaar model beschikbaar voor het maken van een snelle inschatting van de effecten die kunnen optreden bij een magazijnbrand. Wel zijn er handvatten gevonden in de literatuur en in andere modellen die de huidige aanpak van het CEV tijdens inzetten van het BOT-mi naar aanleiding van een brand zouden kunnen verbeteren.

De modellen in dit rapport zijn beoordeeld binnen het kader van deze studie. Als een model niet (of niet nader) is beschouwd, zegt dat niets over de kwaliteit van het model. Verder zijn er mogelijk modellen over het hoofd gezien.

De aanpak van het CEV voor het modelleren van de effecten van een magazijnbrand en ook branden over het algemeen binnen BOT-mi, waarbij gevaarlijke verbrandingsproducten kunnen vrijkomen, zou gedeeltelijk aangepast kunnen worden. De aanpak kent twee niveaus (zie paragraaf 4.1). Het eerste niveau: tabel aflezen met standaardeffectafstanden voor eerste snelle inschatting. En het tweede niveau: specifiekere berekening met PHAST.

Voor het eerste niveau (de snelle inschatting): een tabel met voorafberekende afstanden voor standaardbranden wordt nog steeds nuttig geacht, vooral voor situaties waarbij weinig gegevens bekend

zijn en er snel een schatting van het risico gemaakt moet worden. Echter, de tabel die het CEV nu gebruikt, is nog gebaseerd op de CPR-15-methodiek (VROM, 1997) en dient aangepast te worden aan de geactualiseerde versie van deze methodiek (RIVM, 2009). Bij de actualisatie kan dan ook het onderscheid naar de verschillende brandtypen van hoofdstuk 3 worden overgenomen.

Voor het tweede niveau (de specifiekere berekening): effecten worden gemodelleerd met PHAST en een voor de situatie geschatte bronterm. Hiervoor is een standaardprocedure opgesteld die ook gebaseerd is op de oude CPR-15-methodiek. Ook deze procedure dient te worden aangepast aan de nieuwe inzichten van de PGS-15-methodiek. Verder is het gewenst om op basis van de resultaten van hoofdstuk 3 standaardbrontermen af te leiden voor een aantal typische branden (bijvoorbeeld een pvc-brand). Verder geeft hoofdstuk 3 voor een aantal typen branden typische brontermen voor de emissie van vaste deeltjes. Deze kentallen zijn op dit moment geen onderdeel van de CEV/BOT-mi-procedure. Wellicht kunnen deze kentallen worden gebruikt voor het modelleren van de verspreiding en depositie van deeltjes.

Het model FIREPEST zou behulpzaam kunnen zijn om de invloed van het gebouw op de bronterm en de verspreiding van gevaarlijke stoffen beter te kunnen schatten. FIREPEST is een intern model van de HSE en is helaas niet beschikbaar. Het is waarschijnlijk wel mogelijk om een aantal standaardsituaties door te (laten) rekenen met FIREPEST. De resultaten zouden kunnen worden gebruikt om de BOT-mi-aanpak te kunnen verfijnen als er tijdens een BOT-mi-incident informatie beschikbaar is over de constructie van het gebouw.

In de literatuurstudie is verschillende keren bevestigd dat er niet zo veel bekend is over de modellering van de pluimstijging bij magazijnbranden. In het rapport 'The Public Health Impact of the Buncefield Oil Depot Fire van de Public Health Impact' wordt opgemerkt: '*Since traditional plume dispersion models may have little applications to releases due to fires, considerable emphasis was placed on visual observations on the behaviour on the plume*' (Troop, 2006). De huidige BOT-mi-aanpak vertelt niet of er in een situatie wel of geen pluimstijging op zal treden. Visuele informatie van personen ter plaatse wordt als invoergegeven gebruikt voor een eventuele berekening. Omdat er geen alternatief is, is deze aanpak acceptabel.

4.8 Samenvatting en conclusies

- Voor het opstellen van een BOT-mi-advies bij een (magazijn)brand zijn er geen kant-en-klare modellen beschikbaar waarin de bronterm, pluimstijging en dispersie zijn geïntegreerd in één model om zo een snelle inschatting van de schadelijke effecten te geven die kunnen optreden.
- Bij een BOT-mi-advies door het CEV wordt voor een eerste snelle inschatting van de effecten een standaardtabel afgelezen. Deze tabel is conservatief van aard en bevat afstanden tot de interventiewaarden van NO₂. De CPR-15-rekenmethodiek (VROM, 1997) ligt ten grondslag aan deze tabel. In de praktijk blijkt dat de consequentie hiervan is dat het aanwezige percentage stikstof in het brandende materiaal vaak bepalend is voor het berekende schadelijke effect (zie paragraaf 4.3). In tweede instantie kan met meer informatie over de brand een specifiekere berekening worden uitgevoerd. Na dit onderzoek kan over deze twee stappen het volgende worden geconcludeerd.
- Het is nog steeds wenselijk om een tabel op te stellen die kan worden gebruikt voor een eerste snelle inschatting van effecten die optreden bij een brand. Een actualisatie van de tabel die het CEV momenteel bij BOT-mi-incidenten gebruikt (zie Tabel 3), is gewenst. Allereerst kunnen de inzichten van de nieuwe PGS-15-methodiek (RIVM, 2009) worden gebruikt voor een

nauwkeurigere inschatting van effectafstanden. Verder kan meer onderscheid gemaakt worden naar de aard van de opgeslagen producten, door aan te sluiten bij de brandtypen die in hoofdstuk 3 zijn onderscheiden (zie Tabel 2).

- Voor een specifiekere berekening zou het model FIREPEST gebruikt kunnen worden om te bepalen hoe de eigenschappen van een (specifiek) gebouw kunnen worden meegenomen bij het modelleren van de schadelijke effecten van een magazijnbrand. De feitelijke verspreidingsberekeningen kunnen worden uitgevoerd met PHAST.
- In het geval van een calamiteit is het bij magazijnbranden niet goed mogelijk te voorspellen en te berekenen of en wanneer er pluimstijging zal optreden. Gebruik van visuele waarnemingen is hiervoor, tot op heden, het nauwkeurigst.
- Inzichten uit de literatuur en de ervaringen opgedaan door de MOD geven typische ‘standaardbrontermen’ voor het vrijkomen van deeltjes (fijn stof) en voor specifieke branden (bijvoorbeeld pvc-branden). Deze inzichten in brontermen kunnen worden verwerkt in verbeterde richtlijnen voor berekeningen.

5 Metingen van concentraties en depositie bij branden

5.1 Inleiding

Voor het ontwikkelen van een beslissingsondersteunende tool zijn niet alleen modelberekeningen relevant, maar ook data van concentratie- en depositiemetingen bij simulatie-experimenten op ware grootte en bij ‘echte’ branden. Deze geven immers, mits de metingen op de juiste wijze en geschikte locaties gedaan zijn, het beste beeld van de werkelijke situatie op leefniveau wat betreft de blootstelling van mensen en de contaminatie van het milieu.

In dit onderzoek zijn daarom publicaties en gegevens verzameld over onderzoek bij ‘echte’ branden. In dit hoofdstuk worden de resultaten van dit onderdeel belicht. Alleen de concentraties in de lucht en depositie op de bodem of gewassen worden hier behandeld. Metingen in water komen in het volgende hoofdstuk aan bod.

Hoewel er wereldwijd veel branden voorkomen, is er in de gangbare literatuur en op internet betrekkelijk weinig informatie te vinden over meetgegevens bij branden. Eén van de redenen hiervoor is dat bij een brand de aandacht in eerste instantie uitgaat naar de bestrijding. Er worden pas metingen gedaan als er mogelijk gevaar is voor de omgeving en dan alleen nog bij branden van enige omvang of impact. En zelfs dat gebeurt slechts in een beperkt aantal, veelal westerse landen. Een andere reden is dat zulke meetgegevens vaak niet worden gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur.

Een uitzondering hierop vormt de verbranding van biomassa, vooral in gebieden waar ontbossing plaatsvindt. Hier wordt wel veel onderzoek naar gedaan, maar dat onderzoek is gericht op de grootschalige impact van biomassaverbranding op milieu en klimaat en niet op de blootstelling in de directe omgeving.

In de paragraaf 5.2 worden kort de resultaten beschreven van enkele onderzoeken die zijn gedaan in de leefomgeving bij of na grote branden in onder meer de Verenigde Staten, Engeland, België, Zweden en Zwitserland. Paragraaf 5.3 gaat in op de resultaten die de MOD in de afgelopen tien jaar heeft verzameld, gevolgd door een samenvatting en een aantal algemene lessen die uit deze onderzoeken getrokken kunnen worden.

5.2 Onderzoeken bij grote branden buiten Nederland

Voor zover bekend wordt in bijna geen enkel land volgens een vaste systematiek onderzoek gedaan naar de effecten in de omgeving bij of na een brand. Alleen in Engeland heeft de Health and Safety Executive (HSE) een uitgebreid handboek opgesteld waarin een methodiek wordt beschreven voor onderzoek na een omvangrijke ramp (een brand of andere milieucalamiteit) waarbij schadelijke stoffen zijn vrijgekomen (HSE, 2001). Het handboek bevat ook een compleet uitgewerkt scenario van een brand in een chemische fabriek, waarin alle handelingen, overwegingen en gebruikte methoden en middelen voor onderzoek tijdens en na de brand zijn uitgewerkt in een tijdschema. Het scenario is beschreven vanuit het oogpunt van twee Environmental Health Officers, die belast zijn met dit onderzoek.

De methodiek van de HSE is onder meer toegepast bij het onderzoek na de ramp in Buncefield. Naar aanleiding van deze ramp heeft de Health Protection Agency (HPA), dat zelf een gezondheidsstudie verrichte onder hulpverleners en omwonenden, de organisatie van onderzoek na een grote ramp sterk verbeterd, aldus het volgende citaat: *‘The Agency can now respond to a major chemical disaster by rapidly*

deploying up to 20 scientists to gather key data on environmental contamination from a range of inorganic and organic chemicals. Several different types of sampling kits can be used to ensure that the samples are properly collected for future laboratory analysis. Procedures have been developed that provide sampling guidelines for our monitoring teams which will enable them to sample the right locations, at the appropriate frequency to ensure the effective assessment of potential sites following major chemical incidents.'

Het handboek van de HSE is vooral gericht op de meetstrategie tijdens en na de brand en de noodzakelijke kennis, preventieve maatregelen en instrumenten en middelen die nodig zijn om die strategie adequaat toe te passen. Het handboek geeft echter geen handvatten om 'in het eerste uur' te kunnen adviseren over het type vragen als genoemd in de inleiding van dit rapport. De methodiek van de HSE vertoont overigens sterke gelijkenis met de aanpak die de MOD en het BOT-mi al jaren toepassen.

In andere landen, onder meer Duitsland, Frankrijk, Denemarken en België, wordt niet volgens een vast landelijk protocol onderzoek gedaan in het effectgebied tijdens en na een brand. Verschillende instanties zoals overheden, hulpdiensten en milieudiensten beschikken weliswaar over meetmiddelen – soms zelfs behoorlijk geavanceerde, maar meestal met middelen, die beperkter zijn dan die van de MOD – en modellen, maar die worden als zich een calamiteit voordoet veelal op ad-hocbasis ingezet. Er is geen breed gedragen, vaste onderzoeks aanpak. Deze informatie is gebaseerd op gesprekken met een aantal experts uit de genoemde landen en op kennis die in het verleden is uitgewisseld tijdens werkbezoeken en congressen. In dit onderzoek is geen uitgebreid literatuuronderzoek gedaan naar dit aspect.

In een enkel geval wordt onderzoek gedaan naar effecten van emissies van een brand op de gezondheid, ofwel specifiek naar aanleiding van klachten of waargenomen effecten ofwel door middel van een bredere aanpak, waarbij gezondheidseffecten van de (potentieel) blootgestelde populatie of een steekproef daaruit systematisch worden onderzocht.

In deze paragraaf worden enkele grote branden en branden met bepaalde soorten materialen besproken, waarover in de gangbare literatuur onderzoekspublicaties zijn uitgebracht. In de bespreking wordt ingegaan op de onderzoeks aanpak, de resultaten en de interpretatie in termen van effecten op mens en milieu, voor zover daar informatie over bekend is.

5.2.1 Pesticidenbranden

Nelson (2000) maakt in zijn overzichtsartikel over de effecten van pesticidenverbranding melding van een aantal branden met pesticiden. In mei 1977 was er een brand in Maryland (VS) bij een tuinbedrijf waar pesticiden en kunstmest lagen opgeslagen. Een aantal brandweerlieden ondervond tijdens en na het blussen flinke gezondheidseffecten, vooral op de ademhalingswegen. Hetzelfde geldt voor de gevolgen van een brand in Idaho (VS) waar 200 kg disulfoton, 20 kg malathion en 10 kg diazinon in vlammen opgingen. Dit waren relatief kleinschalige branden – maar desondanks met grote effecten op de blussende brandweerlieden – vergeleken met een brand in Woodkirk (Engeland) op 13 februari 1982. Daar verbrandde ruim 1.500.000 liter paraquat en diquat. Tijdens de brand ontstond een flinke milieuschade door uitspoelend bluswater. In het artikel wordt deze milieuschade niet anders omschreven en ook over eventuele gezondheidseffecten wordt niets gezegd.

Op 1 november 1986 brak brand uit bij het chemische bedrijf Sandoz in Basel (Zwitserland) in een grote opslagloods vol met insecticiden en andere chemicaliën. Na zes uur blussen was de brand onder controle. In totaal zijn 900 ton pesticiden en 400 ton andere chemicaliën verbrand. Er ontstond ernstige luchtverontreiniging door verbrande chemicaliën. De rook trok over delen van Basel en veroorzaakte (lichte) ademhalingsproblemen en darmklachten bij blootgestelde personen, vooral bij kinderen. Veertien brandweerlieden werden behandeld in een ziekenhuis. In Basel en omstreken werd mensen

meegedeeld geruime tijd binnen te blijven. Er werd een intense geur van rotte eieren en verbrand rubber waargenomen.

Ook kwam naar schatting 30 ton chemicaliën met het bluswater in de Rijn terecht, die daardoor over een grote lengte ernstig vervuild raakte (Schäfer et al., 1986). Op verschillende meetpunten in de Rijn werden sterk verhoogde concentraties gemeten van onder andere disulfoton, thiometon en kwik. In Basel en stroomafwaarts daarvan stierven alle vissen in de rivier. Tot aan Mainz, op ruim 300 km, werd sterfte van een aantal vissoorten en ook slakken, mosselen, wormen en rivierkreeften vastgesteld. Ook in Nederland werd gevreesd dat vissterfte zou kunnen optreden. Op dat moment was een eerste versie van het Rijn-stroommodel beschikbaar. Dat beperkte zich tot het rekenkundige deel waarmee de verspreiding en verdunning kon worden bepaald. De verwachting was, op basis van de berekende concentraties bestrijdingsmiddelen, dat vissterfte in Nederland zou uitblijven maar dat *Daphnia* (watervlo) niet zou overleven. Beide voorspellingen zijn uitgekomen. Verder werd in Nederland als gevolg van de ontstane vervuiling gedurende twee weken de inname van drinkwater uit de Rijn gestopt. Het heeft uiteindelijk tien jaar geduurd voordat de effecten van deze vervuiling ongedaan gemaakt waren.

Door deze brand is voor het eerst op grote schaal het besef ontstaan dat men bij de bestrijding van de brand ook rekening dient te houden met de gevolgen voor het milieu. Dit kan ertoe leiden dat een andere bestrijdingsstrategie wordt gevoerd. In het geval van de brand bij Sandoz had, achteraf gezien, de strategie gecontroleerd laten uitbranden mogelijk beter uitpakken. Ten eerste omdat er dan waarschijnlijk minder schadelijke verbrandingsproducten zouden zijn gevormd (een hogere temperatuur en betere ventilatie geven immers betere verbranding) en de rook door een hogere pluïmstijging niet door Basel zou zijn verspreid. Ten tweede omdat hiermee voorkomen had kunnen worden dat een grote hoeveelheid chemicaliën met het bluswater in de Rijn terecht was gekomen. Overigens was de brand bij Sandoz zo heet, dat de pluïm ondanks het blussen toch flink steeg. Dit verklaart de relatief beperkte gezondheidseffecten voor de bevolking van Basel.

Op 12 november 1998 waren er drie doden (allen brandweerlieden) en zestien gewonden als gevolg van een brand op een industrieterrein in Helena, Arkansas (USA) waar 300 kg azinphos methyl vlam vatte en een explosie veroorzaakte in een naburig bedrijf dat de pesticiden verpakte. Een gifwolk trok over het terrein en een benedenwinds gelegen woonwijk, die kort na aanvang van de brand werd geëvacueerd. De brandweerlieden en een aantal omwonenden kregen vanwege opgelopen gezondheidsklachten atropine toegediend.

Bovengenoemde voorbeelden laten zien dat branden met pesticiden of vergelijkbare chemicaliën een flinke impact kunnen hebben op de omgeving, zelfs als de hoeveelheden verbrande pesticiden beperkt zijn. Om die reden zijn er meerdere uitgebreide studies verricht naar verbranding van pesticiden en chemicaliën, zoals de eerder genoemde projecten TOXFIRE en STEP Combustion. In deze projecten lag de focus bij het vaststellen van de soorten en hoeveelheden toxische verbrandingsproducten, maar er is ook aandacht besteed aan de effecten op de omgeving en aan mogelijke maatregelen om branden te voorkomen en de impact van een pesticidenbrand te beperken. Christiansen et al. (1993; 1994) hebben een inschatting gemaakt van de concentraties toxische gassen bij branden met een aantal pesticiden en brand met 50.000 kg ammoniumnitraat. Onder bepaalde omstandigheden (stagnerend weer, ongunstige temperatuur) berekenden zij dat van een aantal toxische gassen (SO₂, PO_x, NH₃ en HCl) de concentraties tot op enkele honderden meters van de brand boven de dodelijke dosis kunnen liggen. Hoewel er de nodige kanttekeningen zijn te plaatsen bij hun aannames, bevestigen hun berekeningen dat branden met pesticiden of andere chemicaliën effecten kunnen hebben op de omgeving.

Zowel Christiansen et al. (1993; 1994) als Nelson (2000) komen tot de aanbeveling om een brand met pesticiden niet te blussen, maar gecontroleerd te laten uitbranden. Dat geeft een betere verbranding en

dus minder schadelijke producten, een hogere rookpluim en daarmee betere verspreiding en minder schadelijke componenten in bluswater met kans op uitspoeling naar oppervlaktewater en bodem. Ook als men de brand gecontroleerd laat uitbranden ontstaan er schadelijke producten (denk aan zoutzuur en aan zwavel-, fosfor- en stikstofoxiden), maar die zijn minder toxisch dan de producten die ontstaan bij een slechte verbranding en worden bovendien door de pluimstijging sterk verdund. Daar staat tegenover dat bij gecontroleerd laten uitbranden de totale hoeveelheid verbrand materiaal – en daarmee ook de emissies aan verbrandingsproducten – groter is dan bij blussen. Ook moeten de pesticiden zich in de brandhaard bevinden, anders treedt verdamping op en worden de – over het algemeen zeer toxische – pesticiden zelf verspreid. In dat geval zou de brand mogelijk bevorderd kunnen worden door bijvoorbeeld brandstof toe te voegen.

5.2.2 Branden met pvc en andere chloorhoudende materialen

In 1975 en 1977 vonden in de VS twee grote branden plaats met pvc-houdende materialen, namelijk in een telefooncentrale in New York en in een clubgebouw te Beverly Hills. Wallace et al. (1982) verrichtten onderzoek naar gezondheidseffecten van personen die tijdens de brand waren blootgesteld. Na de brand in Beverly Hills bleek ongeveer 75 % van de blootgestelde vrouwen ernstige problemen te hebben en moest bij een kwart de baarmoeder worden verwijderd. Twee van de vrouwen kregen een miskraam. Deze effecten werden toegeschreven aan blootstelling aan gechloreerde koolwaterstoffen (vooral aromaten) tijdens de brand. Deze stoffen kunnen vrijkomen bij pvc-verbranding. Er zijn helaas geen data beschikbaar van de concentraties chloorkoolwaterstoffen waaraan de betreffende personen tijdens de brand zijn blootgesteld. Bij ongeveer zevenhonderd brandweerlieden die betrokken waren bij de brand in New York is een licht verhoogde incidentie op enkele soorten kanker geconstateerd. Ook dit werd in verband gebracht met blootstelling aan gechloreerde koolwaterstoffen, in het bijzonder vinylchloride, en ook in dit geval zijn er geen meetresultaten bekend van concentraties stoffen die tijdens de brand gevormd waren. De onderzoeken van Wallace et al. (1982) waren gericht op langetermijneffecten. Over acute effecten, die zich mogelijk ook hebben voorgedaan (denk aan blootstelling aan HCl), wordt door de onderzoekers niet gerapporteerd.

Marklund et al. (1989) deden onderzoek naar de depositie en emissies van dioxinen als gevolg van een grote pvc-brand in Holmsund (Zweden). De brand vond plaats in een loods waarin ongeveer 200 ton pvc en 500 ton kunststof tapijten waren opgeslagen. Voor zover bekend zijn er in de omgeving nauwelijks mensen blootgesteld aan de rookpluim van de brand. Ook zijn er geen meetwaarden van andere componenten gepubliceerd. De metingen waren vooral gericht op het vaststellen van de emissiefactor van dioxinen bij pvc-verbranding.

Deutsch en Goldfarb (1988) verrichtten onderzoek na een brand in een universiteitsgebouw te New York, waar diverse chemicaliën, pvc-houdende materialen en kantoormeubilair waren opgeslagen. Zij namen lucht-, veeg- en tapijtmonsters en analyseerden deze op dioxinen. Slechts in enkele monsters werden dioxinen aangetoond. Deze monsters waren afkomstig uit ventilatiekanalen en plaatsen dicht bij de brandhaard. Om de gemeten gehalten te toetsen, gebruikten de onderzoekers verschillende normen opgesteld door de CDC (Centers for Disease Control and Prevention, een Amerikaanse overheidsinstantie op het gebied van gezondheid), de NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health; deze Amerikaanse overheidsinstantie maakt deel uit van het CDC; zij richt zich voornamelijk op arbeidshygiënische aspecten) en de NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation, een overheidsinstantie van de staat New York op het gebied van milieu). Deze normen bedroegen 2 en 25 pg TEQ m⁻³ voor lucht en 1 en 10 ng TEQ m⁻² voor depositie. In enkele monsters lagen de gehalten boven deze normen. Het is echter niet bekend of er daadwerkelijk mensen aan deze concentraties zijn blootgesteld en ook niet of gezondheidsklachten zijn gerapporteerd. In de delen van het gebouw waar al was schoongemaakt, werden nauwelijks dioxinen gevonden. De

onderzoekers concludeerden dat te hoge blootstelling aan dioxinen na een brand in een gebouw met pvc of andere chloorhoudende materialen niet is uit te sluiten en het daarom is aan te bevelen het gebouw grondig te reinigen. Het zij opgemerkt dat er in Nederland geen officiële normen voor dioxinen in lucht en veegstof bestaan. Het is te overwegen de Amerikaanse normen over te nemen.

Dioxinen zijn ook aangetroffen in roet- en veegmonsters bij enkele branden in transformatoren en capacitors die waren gevuld met pcb-houdende olie (Des Rosiers, 1987). Van deze branden zijn echter geen gegevens beschikbaar over blootstelling en gezondheidsklachten.

Bij een brand in een kunststoffenfabriek in zuidwest Engeland werden in de rook hoge concentraties HCl gemeten, ongeveer 5 ppm in en net buiten de fabriek en ongeveer 1 ppm op 100 m benedenwinds (Kinra et al., 2005). Andere gassen (onder andere HCN en HF) waren nauwelijks aantoonbaar. Vermoedelijk is het HCl gevormd uit opgeslagen pvc en andere chloorhoudende kunststoffen. Uit een uitgebreide gezondheidsstudie die is gedaan na deze brand is gebleken dat, ondanks dat een groot aantal mensen in het effectgebied is geëvacueerd, een deel van de populatie gezondheidsklachten ondervond. Het betrof vooral milde symptomen zoals zere keel, hoesten en irritatie aan de ogen en luchtwegen. Twee personen werden in een ziekenhuis behandeld. De conclusie van deze studie was dat bij deze brand 'schuilen' (dat wil zeggen binnenshuis blijven) waarschijnlijk tot minder slachtoffers had geleid dan evacueren, zoals nu is gedaan.

In het voorjaar van 1987 brak brand uit in een houtverduurzamingsfabriek in Oroville (Californië). Hierbij verbrandde ongeveer 4500 kg pentachloorfenol en een deel van een grote partij hout dat met dit middel was geïmpregneerd. De brand duurde 6,5 uur en verspreidde een dikke, zwarte rookpluim. Hoewel de hulpdiensten snel ingrepen en een gebied tot enkele kilometers benedenwinds werd ontruimd, zijn in de eerste fase toch meer dan 100 bewoners blootgesteld aan de roetdeeltjes waaraan pentachloorfenol en verbrandingsproducten waren geadsorbeerd. Bij een aantal bewoners waren er signalen van dermale blootstelling en lichte verschijnselen van vergiftiging, mogelijk veroorzaakt door pentachloorfenol. Verder was er grote bezorgdheid in verband met de mogelijke vorming en verspreiding van dioxinen.

Draper et al. (1988) verrichtten een onderzoek om deze verspreiding en de contaminatie als gevolg daarvan in kaart te brengen. Ze gebruikten daarbij OCDD (octachloordibenzo-p-dioxine, één van de 17 toxische PCDD's) als marker voor de totale set dioxinen. Als eerste stap is met behulp van een model de verspreiding van de roetdeeltjes berekend. Daartoe werd het model INPUFF³ van de EPA gebruikt, omdat dit model rekening houdt met de pluimstijging en andere karakteristieken van de brand (bijvoorbeeld de geproduceerde warmte). Volgens de berekeningen zou de pluimhoogte in de eerste fase van de brand 50 tot 60 m zijn geweest, maar in een latere fase steeg de pluim nauwelijks vanwege de lage warmteontwikkeling. Omdat ook de wind draaide tijdens de brand, is volgens de modelberekeningen een groot gebied van meer dan 100 km² mogelijk gecontamineerd geraakt. De contaminatie is onderzocht door op 30 locaties in het gebied monsters te nemen van de bodem (toplaag van 2 cm) en deze te analyseren op OCDD. In de meeste monsters werd geen OCDD aangetroffen boven de detectielimiet van 5 µg/kg. In enkele monsters, alle afkomstig van locaties binnen 2 km van de brand in noordelijke richting (het gebied waar de rook in de tweede fase overheen trok), zijn licht verhoogde gehalten gevonden, van 7 tot 50 µg/kg. Deze verhoging duidt op dioxinevorming tijdens die tweede fase, toen de verbrandingscondities minder gunstig waren. Eén monster bevatte wel een hoog OCDD-gehalte (240 µg/kg), maar dit werd toegeschreven aan uitloging uit een met pentachloorfenol

³ INPUFF is in hoofdstuk 4 niet nader bestudeerd. Bij het zoeken naar voor dit onderzoek interessante modellen is dit model nauwelijks gevonden. Dit model is ook nooit genoemd in gesprekken die zijn gehouden met verschillende experts. EPA kwalificeert het model op hun website ook niet als 'recommended' (EPA, 2008).

behandelde telefoonpaal op enkele meters van de monsterlocatie. De plaats van dit monster lag namelijk 15 km van de brand en alle andere monsters verder dan 2 km van de brand gaven geen verhoging te zien. Omdat alleen op OCDD is gemeten, zijn de gemeten waarden niet omgerekend in TEQ, waardoor ze niet op een norm konden worden getoetst. De onderzoekers concludeerden niettemin dat de brand niet had geleid tot ernstige verontreiniging van de bodem in het gebied.

Samengevat kan worden geconcludeerd dat bij branden met grote hoeveelheden pvc of andere chloorhoudende materialen verschillende toxische stoffen kunnen ontstaan, die aanleiding kunnen geven tot gezondheidsklachten. Acute effecten zoals irritatie aan de ogen, keel en luchtwegen kunnen worden veroorzaakt door blootstelling aan HCl in de rookpluim. Andere stoffen zoals gechloreerde koolwaterstoffen (vinylchloride, chloorbenzenen) en dioxinen kunnen effecten op de langere termijn veroorzaken. In enkele studies zijn deze effecten daadwerkelijk aangetoond, maar meestal is de blootstelling zo kort of laag dat er geen ernstige effecten op het milieu of de gezondheid ontstaan. De reden daarvan is dat een brand – en dus ook de emissie aan ontstane verbrandingsproducten – van beperkte duur is. Niettemin impliceren zulke branden een potentieel risico en daarom zal per geval bekeken moeten worden of er nader onderzoek naar verhoogde concentraties schadelijke stoffen moet worden gedaan.

5.2.3 Binnenlucht onderzoek na een brand in een houtopslag

In 1999 heeft een brand gewoed in een grote houtopslag in de haven van San Francisco (VS). Een deel van het opgeslagen hout was behandeld met creosoot (El-Fadel, 2000). Door de brand is een nabijgelegen kantoorgebouw beschadigd en vervuild geraakt doordat de rookpluim gedurende enkele uren door het gebouw heen trok. Daarbij zijn in het hele gebouw roetdeeltjes gedeponneerd en terecht gekomen in de diverse ventilatiesystemen die in het gebouw aanwezig waren. Na de brand is getracht het gebouw zo snel en goed mogelijk te reinigen, zodat werknemers weer aan het werk konden. Niettemin was de eigenaar van het gebouw bezorgd voor langetermijneffecten door blootstelling van werknemers aan roetdeeltjes, die mogelijk carcinogene stoffen bevatten.

Daarom is een onderzoek gedaan, waarbij op diverse plaatsen in het gebouw veegmonsters zijn genomen van diverse oppervlakken en uit enkele ventilatiekanalen. Daarnaast zijn metingen gedaan van de concentraties stofdeeltjes in de binnenlucht, in de luchtinlaten van de ventilatiekanalen en op twee plaatsen buiten het gebouw (referentiemetingen). Alle stofmonsters zijn ook geanalyseerd op PAK's en cresolen.

In de veegmonsters werden geen cresolen aangetroffen en slechts in enkele monsters waren PAK's aantoonbaar, maar op laag niveau. Eén van de monsters uit een ventilatiekanaal bevatte een licht verhoogd PAK-gehalte. In de lucht werden eveneens PAK-concentraties gemeten (en geen cresolen), maar die lagen ruim onder de grenswaarden voor gezondheidseffecten. Ook was er geen significant verschil met de concentratie in de buitenlucht. Geconcludeerd werd dat de brand geen gevolgen heeft gehad voor de gezondheid van de werknemers in het gebouw.

5.2.4 De brand in een koolteerfabriek te Marly (België)

Tijdens de afbraak van een oude koolteerdestillatiefabriek in Marly bij Brussel begon bitumen in één van de afvoerbuizen te smeulen. Dit leidde tot een brand in één van de gaswassers, die niet onder controle was te krijgen (zie Figuur 6). De brand begon op 10 december 2003 en zou uiteindelijk acht dagen duren en zich in die periode ook nog uitbreiden. De intensiteit van de brand en de daarbij optredende emissies was wisselend, maar in de hele periode was er sprake van een forse rookpluim, die leidde tot veel geurhinder tot in de verre omgeving. De geur was soms zelfs tot in Nederland en Duitsland waar te nemen, op meer dan 80 km van de bron. Op enkele dagen veroorzaakte de rookontwikkeling ook hinder voor het verkeer en gezondheidsklachten (irritatie van de luchtwegen en misselijkheid) bij werknemers en bewoners in benedenwinds gebied tot op 500 m van de bron. Eén

nabijgelegen bedrijf werd op 16 december zelfs gesloten, omdat negentien werknemers onwel waren geworden. De brand is uiteindelijk bedwongen door verschillende brandende torens van de fabriek neer te halen. Op 18 december kon het sein ‘brand meester’ worden gegeven.



Vanwege de aanhoudende geurhinder en het optreden van gezondheidsklachten hebben verschillende instanties metingen gedaan in het gebied waar de rookpluim doorheen trok. De Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM) heeft op 16 en 18 december luchtmonsters genomen op 200 en 400 m benedenwinds van de brand. Zij troffen daarin een breed scala aan koolwaterstoffen aan, zoals benzeen, toluen en andere aromatische verbindingen, diverse PAK's, bifenylen, terfenylen en difenylsulfide. De concentraties van de aromatische verbindingen waren licht verhoogd ten opzichte van de achtergrondwaarde, maar de PAK-concentraties waren sterk verhoogd. Deze stoffen konden duidelijk worden gerelateerd aan de brandende substantie in de fabriek (hoogst waarschijnlijk een zware teerfractie). Stoffen als naftaleen en difenylsulfide staan bekend om hun lage geurdrempel en hun aanwezigheid kwam goed overeen met de omschrijving van de geur (verbrand rubber; bitumen).

Figuur 6 De brandende torens van de koolteerfabriek in Marly.

De metingen van de VMM waren beperkt tot vluchtige componenten. In rapportages over deze metingen (Desmet, pers. commun.) wordt wel vermeld dat er behoefte was aan metingen op stofgebonden PAK's en andere componenten, maar daar zijn geen resultaten van gepubliceerd.

Desmet (2005) voerde eveneens metingen uit benedenwinds van de brandende fabriek. Die metingen waren vooral gericht op het identificeren van vrijkomende componenten. Door gebruik van een meer universeel medium werden niet alleen vluchtige maar ook semi-vluchtige componenten bemonsterd. Desmet (2005) vond dezelfde componenten als de VMM, maar daarnaast ook nog een aantal minder vluchtige PAK's en enkele aromatische thiofenen.

Op 18 december heeft de VMM ook monsters genomen op 20 m van de brand (de meethoogte is niet gegeven) en daarin werden naast de al genoemde aromatische verbindingen ook styreen, aceton en enkele alkanen, aldehyden, sulfides, mercaptanen en thiofenen gevonden. De concentraties waren duidelijk verhoogd ten opzichte van de achtergrondwaarden, maar ze zijn gemeten vlak bij de bron en konden niet vertaald worden in een blootstelling op leefniveau. Tegelijkertijd en op dezelfde plaats zijn ook metingen gedaan op HCN, NH₃, HNO₃, HNO₂ en stof. Van deze groep was alleen stof aantoonbaar; de concentratie bedroeg 50 tot 130 µg m⁻³, wat niet als sterk verhoogd kan worden beschouwd gelet op het feit dat de meting zeer dicht bij de bron is gedaan.

Op een aantal meetstations in Vlaanderen werden op drie dagen tijdens de brand verhoogde PAK concentraties gemeten. Voor benz(a)pyreen varieerden de waarden van 1 tot 2 ng m⁻³, terwijl de achtergrondwaarde 0,3 ng m⁻³ is. De verhoging was dus gering. De meetstations liggen echter 5 tot 30 km van Marly. Op enkele stations zijn soms verhoogde concentraties Zwarte Rook of PM_{2,5} gemeten, maar de verhogingen waren niet ernstig. Metingen op vluchtige aromatische koolwaterstoffen zoals benzeen gaven nauwelijks een verhoging te zien. Opmerkelijk was dat op enkele dagen eigenaardige ozonpieken te zien waren. Deze werden toegeschreven aan interferenties door koolwaterstoffen en mogelijk ook kwik. Er zijn enkele metingen gedaan op kwik, maar die gaven nauwelijks een verhoging te zien. De aanwezigheid van koolwaterstoffen in de rookpluim was echter evident. Het was echter niet mogelijk om uit het ozonsignaal een indicatie van de concentratie koolwaterstoffen te krijgen.

Door het Vlaamse onderzoeksinstituut VITO zijn met een gangbaar Gaussisch pluimmodel depositieberekeningen gedaan van stof en PAK's afkomstig van de brand (Cosemans en Mensink, 2003). De berekeningen wijzen uit dat in een gebied van 10 bij 10 km rondom Marly een verhoogde depositie werd verwacht, maar er zijn geen meetgegevens gevonden die dit kunnen bevestigen.

De algemene conclusie uit deze onderzoeken was dat er geen reden is tot bezorgdheid voor de gezondheid van blootgestelde personen of voor het milieu. Ondanks de omvang van de emissies – hiervan zijn geen cijfers bekend, maar aangenomen mag worden dat de emissies aan koolwaterstoffen fors zijn geweest – en de duur van de brand zijn er geen blijvende effecten op milieu en gezondheid te verwachten. Wel hebben diverse personen in het benedenwindse gebied ernstige geurhinder en tijdelijke gezondheidsklachten ondervonden.

Een andere conclusie is dat het uitgevoerde onderzoek tijdens deze brand nogal wat beperkingen kent. Ten eerste is men ondanks de ernst van de hinder pas na een paar dagen begonnen met gerichte metingen. Ten tweede is het aantal metingen dat gedaan is gering in tijd en plaats en beperkt tot voornamelijk gasvormige componenten. Het had voor de hand gelegen meer metingen te doen op fijn stof en niet-vluchtige PAK's in de rookpluim op leefniveau. Dit wordt ten dele toegeschreven aan het gebrek aan een duidelijk plan of strategie voor het doen van onderzoek bij calamiteiten van deze aard en deels aan het feit dat verschillende instanties hierin naast elkaar opereerden.

5.2.5 De brand in een oliedepot in Buncefield (Engeland)

In december 2005 ontstond er na een reeks explosies een grote brand in een opslagdepot voor olieproducten en brandstoffen in Buncefield (Engeland). Deze brand duurde enkele dagen en ging gepaard met een forse rookontwikkeling, waarbij de pluim tot in Frankrijk was waar te nemen. Tijdens de brand zijn er in totaal naar schatting 800.000 ton brandstoffen verbrand.

Targa et al. (2006) hebben uitgebreid onderzoek gedaan naar concentraties schadelijke stoffen in de lucht benedenwinds van deze brand. Daarnaast is ook de depositie van schadelijke deeltjes en de gevolgen daarvan onderzocht en is er een uitgebreid gezondheidsonderzoek verricht onder omwonenden en hulpverleners (Troop, 2006). De gezondheidsstudie is uitgevoerd door de Health

Protection Agency (HPA), terwijl de HSE in samenwerking met de brandweer en andere lokale diensten de milieumetingen verrichtte.



Figuur 7 Luchtfoto van de brand bij Buncefield

De gebruikte meetstrategie vertoonde een sterke gelijkenis met de werkwijze, die de MOD in de afgelopen tien jaar heeft ontwikkeld en toegepast. De Fire Brigade's Scientific Advisers⁴ hebben met een breed scala aan detectoren concentraties gemeten in benedenwinds gebied dicht bij de brand, waarbij de meetlocaties mede waren gebaseerd op berekeningen met enkele verspreidingsmodellen. In aanvulling daarop zijn data geanalyseerd van meetstations van verschillende luchtmeetnetten in zuidoost Engeland (het effectgebied) en zijn er met een vliegtuig enkele metingen verricht in de rookpluim. Voor de verspreidingsberekeningen zijn drie verschillende modellen gebruikt, één (chemisch calamiteiten)model voor de directe omgeving, één langeafstandstransportmodel om de verspreiding van de pluim over een groot gebied en op verschillende hoogten te berekenen en één pluimmodel om te bepalen waar de pluim de grond raakt ter ondersteuning van de meet- en monsternamestrategie.

Geen van de modellen was overigens toegesneden op berekeningen aan branden; in alle gevallen zijn daartoe aannames gedaan voor onder meer de bronsterktes en pluimstijging.

Om de depositie te onderzoeken zijn in het gebied waar de rookpluim overheen is getrokken op 33 locaties tussen 1 en 30 km van de bron monsters genomen van gras, bodem en veegstof. De monsterlocaties lagen op ruime afstand van gebouwen (beperking van gebouwinvloed) en op minimaal 70 m van drukke wegen. 2 locaties lagen bovenwinds (referentiemetingen). De monsters zijn geanalyseerd op zware metalen, dioxinen, PAK's, PFOS (perfluorooctaansulfonaten) en fluoriden. De

⁴ Dit is een meetploeg van de Engelse brandweer, die een enigszins vergelijkbare rol heeft als de MOD in Nederland. Qua meetinstrumentarium is de MOD echter beter uitgerust. Zo hebben de Fire Brigade's Scientific Advisers bijvoorbeeld geen geavanceerde mobiele analyse-instrumenten ter beschikking.

reden om PFOS en fluoriden te meten is gelegen in gebruik van 'oude' schuimblusmiddelen die PFOS en perfluorooctaan-zuren bevatten.

In de lucht zijn nauwelijks verhoogde concentraties stoffen gevonden boven het 'normale' niveau. Alleen van fijn stof werden op sommige plaatsen sterk verhoogde concentraties gevonden, tot 1,3 mg m⁻³. Dit soort waarden worden vaker aangetroffen in rookpluimen binnen 100-200 m van een grote brand (REF). Vanuit het vliegtuig werden in de rookpluim op 500 tot 700 m boven de brandhaard concentraties gemeten van 300 tot 500 µg m⁻³. Verder zijn in de directe omgeving van de brandhaard hoge concentraties van diverse koolwaterstoffen gevonden, maar die zijn eerder het gevolg van verdamping uit de opslag dan van verbranding.

In geen van de bodem- en grasmonsters zijn verhoogde gehalten metalen, fluoriden en dioxinen aangetroffen ten opzichte van de achtergrondwaarden. PFOS werd in vrijwel geen enkel monster aangetoond. Wel bevatten in enkele bodem- en grasmonsters verhoogde gehalten aan PAK's, maar die zijn verklaard vanuit een andere oorzaak (lokale bron).

Ook het gezondheidsonderzoek bracht geen bijzonderheden aan het licht ten aanzien van klachten of effecten als gevolg van blootstelling aan stoffen. Wel zijn er dichtbij wonende mensen gewond geraakt door fysieke oorzaak (rondvliegende materialen, kapot glas en dergelijke door de explosie). Verder waren er enkele omwonenden met ademhalingsklachten, maar dat betrof in alle gevallen gevoelige personen (cara-patiënten).

De conclusie was dat de brand ondanks haar enorme omvang en lange duur geen grote gevolgen heeft gehad voor de gezondheid en het milieu. Dat komt vooral door de enorme pluimstijging (door de enorme hitte steeg de pluim in de beginfase tot 3000 m), waardoor er op leefniveau niet of nauwelijks verhoogde concentraties waren. Ook zijn door de hoge temperatuur de meeste brandstoffen goed verbrand en zijn er relatief beperkte hoeveelheden schadelijke stoffen gevormd.

5.3 Onderzoek door de MOD bij branden in Nederland

In Nederland zijn er, door de Milieuongevallendienst (MOD) van het RIVM, in de afgelopen tien jaar gegevens verzameld in het effectgebied van een groot aantal branden. Recent hebben Mennen en Van Belle (2007) deze gegevens gebundeld en in systematische overzichten samengevat. Op deze wijze is enerzijds getracht meer inzicht te krijgen in de soorten en hoeveelheden stoffen die vrijkomen bij branden bij bepaalde typen branden of branden met bepaalde soorten materialen (in combinatie met literatuurgegevens). Dit aspect is al besproken in hoofdstuk 3.

Anderzijds zijn de meetgegevens gebruikt om te onderzoeken of er algemene richtlijnen zijn af te leiden voor de concentraties en depositie van schadelijke stoffen op leefniveau. Dat blijkt echter niet eenvoudig te zijn.

Bij vrijwel elke brand worden de volgende stoffen geëmitteerd: koolmonoxide, koolwaterstoffen (vooral aromatische), Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's), fijn stof en, in mindere mate, stikstofoxiden. Deze componenten komen vrij bij onvolledige verbranding van bijvoorbeeld hout, kunststoffen, brandstoffen, chemicaliën en verf en die materialen komen in vrijwel elke brand voor. Andere verbrandingsproducten komen voornamelijk vrij als er specifieke materialen in de brandhaard aanwezig zijn. Voorbeelden zijn zoutzuur, chloorkoolwaterstoffen en dioxinen bij verbranding van chloorhoudende materialen zoals pvc, blauwzuur, isocyanaten en nitrillen bij de verbranding van polyurethaan.

Echter, niet alleen de aard en omvang van de emissies kan per brand verschillen, maar vooral ook de mate van verspreiding. Beide worden bepaald door de hoeveelheden en kenmerken van de brandende materialen, maar vooral ook door de omstandigheden tijdens de brand. Temperatuur en beschikbaarheid van zuurstof zijn daarbij twee belangrijke parameters. Over het algemeen geldt: hoe slechter de verbrandingscondities, des te meer schadelijke stoffen er worden gevormd. Om die reden

kunnen juist in de smeulfase van een brand, een fase waarin de temperatuur niet al te hoog is of de ventilatie gering (zie Tabel 1), hoge emissies schadelijke stoffen ontstaan. Om dezelfde reden bevordert blussen de vorming van schadelijke stoffen. Door blussen wordt de brand immers afgekoeld en door de stoom die ontstaat wordt de zuurstoftoevoer sterk verminderd (zie ook Bijlage 1).

De ontwikkeling van een brand heeft een groot effect op het verspreidingsgedrag. Een volle brand, met een hoge temperatuur, gaat gepaard met een flinke pluimstijging waardoor de rook zich op relatief grote hoogte over een groot gebied verspreidt en pas op grote afstand op leefniveau komt. De rook is dan aanzienlijk verdund, zodat de concentraties van de gevormde stoffen dan niet of nauwelijks verhoogd zijn. In sommige gevallen is de pluimstijging zo groot, dat de pluim door de bovengrens van de menglaag heen breekt en het leefniveau helemaal niet meer bereikt. Door de grote verdunning is bij zulke branden ook de depositie van schadelijke deeltjes vaak gering. Dit was het geval bij de brand in Buncefield, besproken in paragraaf 5.2.5, waar nauwelijks verhoogde concentraties zijn gevonden in zowel de lucht als in veeg- en bodemonsters.

Ook de MOD heeft bij enkele branden, die gepaard gingen met een flinke pluimstijging, in het benedenwindse gebied geen noemenswaardige verhoogde concentraties en depositie aangetroffen. Een voorbeeld daarvan is de brand in een grote loods met kunststoffen in Hazeldonk (Mennen, 2001), waar de pluim tot 100 à 200 m steeg en er in de directe leefomgeving geen verhoogde concentraties schadelijke stoffen werden gevonden. Ook de depositie aan PAK's en zware metalen was gering, getuige de gemeten gehalten in grasmonsters. Het aantal van dit soort voorbeelden is echter beperkt, want meestal wordt de MOD ingezet om metingen te verrichten als de brand een stadium heeft bereikt waarin de pluim direct door de leefomgeving trekt en er dus mogelijk wel een hoge blootstelling aan schadelijke stoffen optreedt.

Een smeulbrand of een zogenoemde 'non-flaming'-brand worden gekenmerkt door een lage temperatuur, een geringe zuurstoftoevoer of beide. Er is dan geen of weinig pluimstijging, zodat de rookwolk op leefniveau door het benedenwindse gebied trekt. Hierdoor kunnen in dat gebied verhoogde tot sterk verhoogde concentraties schadelijke stoffen voorkomen en ook deponeren (stofdeeltjes en daarin aanwezige componenten). Hoe hoog die concentraties zijn en tot op welke afstand er een overschrijding van grenswaarden optreedt, hangt af van de omvang van de emissies en het precieze verspreidingsgedrag. Zoals besproken in hoofdstuk 4, wordt dat gedrag bepaald door vele factoren, waaronder de pluimstijging en de invloed van het gebouw waar de brand plaatsvindt.

In de praktijk voldoet een 'echte' brand zelden aan één van de twee 'uiterste' situaties:

- volle brand met hoge pluimstijging, of;
- smeulbrand zonder of nagenoeg zonder pluimstijging.

Bovendien kan een brand in haar ontwikkeling en door de toegepaste bestrijdingsstrategie (bijvoorbeeld blussen of de materialen in de brand 'uit elkaar halen' om de ventilatie te bevorderen) overgaan van het ene stadium naar het andere. De MOD heeft bij diverse branden metingen gedaan in verschillende stadia van ontwikkeling en geconstateerd dat concentraties in de leefomgeving sterk kunnen verlopen en het effectgebied in omvang kan variëren. Uit de verzamelde meetgegevens blijkt dat de emissies en de verspreiding bij de door de MOD onderzochte branden nogal verschillend zijn. Toch zijn er wel enkele algemene conclusies uit de dataset te halen.

Allereerst is gebleken dat, als de rookpluim niet of nauwelijks stijgt, de concentraties aan componenten in de lucht benedenwinds vrijwel altijd verhoogd zijn, soms zelfs tot op honderden meters van de brandhaard. Uit de gegevens die de MOD heeft verzameld is echter geen algemene richtlijn te halen in de zin van een bepaalde afstand tot waar risicovolle concentraties voorkomen. Wel kan worden geconcludeerd dat vanaf 1 km en verder van de brandhaard de concentraties niet of nauwelijks

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

Binnen 1 km van de brand kunnen de concentraties in de lucht wel verhoogd zijn en zal per geval onderzocht moeten worden welke stoffen een eventueel risico vormen – daartoe kunnen de gegevens uit Tabel 2 gebruikt worden – en hoe hoog de blootstelling aan deze stoffen is.

Een andere constatering is dat de depositie van stofdeeltjes uit een brand en de verontreiniging van gras en gewassen als gevolg daarvan, relatief minder sterk verhoogd zijn dan concentraties in de lucht. Bij de branden waar de MOD metingen heeft gedaan, is er in ongeveer de helft van de gevallen geen significante verhoging gevonden en in de andere helft meestal een geringe verhoging. Slechts in enkele gevallen was sprake van een sterke verhoging van één of enkele componenten, maar het gebied daarvan strekte zich tot maximaal een paar honderd meter van de brand.

Verder blijkt de depositie vanaf ongeveer een halve kilometer van de brand en verder weg vrijwel altijd nihil te zijn en in ieder geval niet te leiden tot schadelijke effecten voor het milieu of noemenswaardige verontreiniging van de voedselketen (gewassen of producten van dieren in het effectgebied). Binnen een paar honderd meter kan de verhoogde depositie wel (indirect) leiden tot een overschrijding van een norm of grenswaarde, hoewel dat zelden gebeurt. Kritische componenten daarbij zijn dioxinen – de normen van deze stofgroep zijn immers zeer laag en ze kunnen bij bepaalde branden in concentraties voorkomen die ruim boven het achtergrondniveau liggen – en, in mindere mate, PAK's en enkele zware metalen. Dat betekent dat, met de huidige kennis, bij branden met een forse emissie waarbij de rookpluim langdurig door of over een gebied trekt, het verstandig is de depositie en de gevolgen binnen enkele honderden meters van de bron te onderzoeken. Uiteraard zal ook hierbij Tabel 2 als leidraad gebruikt kunnen worden. Verder kan eerst een beperkte screening worden gedaan, eventueel gevolgd door nader onderzoek als de resultaten van de screening daar aanleiding toe geven.

Een andere conclusie uit de studie van Mennen en Van Belle (2007) was dat van een aantal potentieel risicovolle componenten die bij branden kunnen worden gevormd nog weinig bekend is. Dit zijn onder meer isocyanaten, broomhoudende brandvertragers, gebromeerde dioxinen, nitro-PAK's, zwavel-PAK's, furanen, nitrillen, waterstoffluoride (HF) en waterstofbromide (HBr). Het aanvullende literatuuronderzoek, beschreven in hoofdstuk 3, heeft iets meer licht geworpen op de mogelijke vorming van deze groepen componenten bij verbranding van bepaalde materialen. Deze data zijn verwerkt in Tabel 2. Niettemin zijn de meeste van deze gegevens afgeleid uit experimenten in het laboratorium en is het aantal gegevens gering. Ook zijn er weinig data van metingen bij 'echte branden'.

De MOD heeft daarom de laatste jaren getracht meer aandacht te schenken aan het meten van dit soort componenten bij branden waar ze mogelijk werden verwacht. Zo is bij de scheepsbrand in Velsen in januari 2007 – waarbij bekend was dat er een grote hoeveelheid PolyUrethaan (PUR) in de brand was betrokken – het bemonsterde luchtstof door het RIKILT-Instituut voor Voedselveiligheid geanalyseerd op stikstofhoudende PAK's (Schols, 2007). Op 0,2 en 2 km van de brand werd acridine aangetoond, in concentraties van 8 en $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$. Door het RIVM werden door middel van een screening in het stof ook andere stikstofhoudende PAK's aangetoond, zoals aniline en quinoline. Deze bevindingen zijn consistent met de gegevens uit de literatuurstudie naar emissiefactoren. De gemeten concentraties lagen in dit geval onder het maximaal toelaatbaar risico, maar de metingen maakten wel duidelijk dat deze stoffen vrijkomen bij branden met PUR.

In juli 2007 brandde in Wijk bij Duurstede een grote loods af met afgedankte computers, printers en andere apparatuur. Naast de gebruikelijke stoffen zoals Vluchtige Organische Componenten (VOC's), PAK's en zware metalen heeft de MOD in samenwerking met het RIKILT bij deze brand ook metingen verricht op dioxinen en broomhoudende verbindingen, vanwege de mogelijke aanwezigheid van pvc en broomhoudende brandvertragers in de materialen (Hoffer en Mennen, 2007). In luchtmonsters vlak bij

de brandhaard werden al deze stoffen in aanzienlijke mate aangetroffen. Ook in het effectgebied, een woonwijk op 200 tot 400 m van de brand waren de concentraties van een aantal verbindingen verhoogd en wel zodanig, dat deze tijdelijke effecten als irritatie aan luchtwegen, keel, neus en ogen zouden kunnen veroorzaken. Zulke klachten werden ook waargenomen. De depositie in dit gebied was ook verhoogd. Echter, analyses van fruitmonsters verder van de brandhaard (op minimaal 700 m) wezen uit dat daar geen verhoogde depositie meer had plaatsgevonden.

Een vergelijkbaar beeld werd verkregen uit metingen bij een andere brand in januari 2008 in een loods met computermaterialen te Blerick (Broekman en Mennen, 2008). Het enige verschil met de waarnemingen in Wijk bij Duurstede was dat nu nauwelijks verhoogde concentraties broomhoudende verbindingen werden gemeten. Dat kan liggen aan het feit dat in de verbrande materialen andere brandvertragers voorkwamen. Zo werd wel een verhoogd gehalte aan antimoon gevonden, zowel in de lucht als in veeg- en grasmonsters.

De resultaten van deze incidenten zijn in lijn met de eerder genoemde algemene conclusie dat de depositie vanaf ongeveer een halve kilometer van de brand en verder vrijwel leidt tot schadelijke effecten of overschrijding van normen. Echter, binnen een paar honderd meter kan een verhoogde depositie niet worden uitgesloten en zijn concentraties in de lucht vaak verhoogd.

Ook is het gewenst om bij branden het meten op ‘bijzondere of onbekende componenten’ – met als doel meer inzicht te krijgen in de emissies en concentraties van deze componenten – te continueren, althans bij branden van een zodanige omvang of met zodanige kenmerken dat zulke componenten verwacht kunnen worden.

5.4 Samenvatting en conclusies

Zowel de beschreven onderzoeken in het buitenland (paragraaf 5.2) als de bevindingen van de MOD laten zien dat de impact van branden op de omgeving in termen van milieuverontreiniging en gezondheidseffecten per geval sterk kan verschillen. De ogenschijnlijk kleinschalige pesticidenbranden beschreven aan het begin van paragraaf 5.2.1 hadden wel aantoonbare milieu- en gezondheidseffecten tot gevolg, terwijl de zeer grote brand in het oliedepot te Buncefield nauwelijks tot milieu- en gezondheidsschade heeft geleid (behoudens fysiek letsel, maar die werd vooral veroorzaakt door de explosies).

Het is daardoor niet eenvoudig om algemene richtlijnen op te stellen voor de concentraties en depositie van schadelijke stoffen op leefniveau, laat staan voor de effecten. Toch zijn er wel enkele algemene conclusies te trekken uit de gegevens die in de paragrafen 5.2 en 5.3 zijn samengevat.

Ten eerste zijn bij een brand met een permanent hoge pluimstijging geen noemenswaardige milieu- en gezondheidseffecten te verwachten op leefniveau. De grote branden in Buncefield en Marly zijn hier goede voorbeelden van. Bij de brand in Marly zijn wel verhoogde concentraties PAK's en koolwaterstoffen gemeten, maar die leidden alleen tot stankoverlast en niet tot gezondheidseffecten. In het overzichtsrapport van Mennen en Van Belle (2007) zijn ook enkele voorbeelden uit eigen land te vinden van branden, waarbij door de hoge pluimstijging in het benedenwindse gebied niet of nauwelijks verhoogde concentraties en depositie zijn gevonden.

Ten tweede zijn, als de rookpluim niet of nauwelijks stijgt, de concentraties aan componenten in de lucht benedenwinds vrijwel altijd verhoogd, soms tot op honderden meters van de brandhaard. Uitgezonderd zeer grote branden of branden met bijzondere kenmerken (bijvoorbeeld een grote pesticidenopslag) kan worden gesteld dat vanaf 1 km en verder van de brandhaard de concentraties niet of nauwelijks verhoogd zijn. Indien er al een verhoging is, is deze zo gering dat er bij eventuele

blootstelling daaraan geen sprake is van gezondheidsrisico's. Binnen 1 km van de brand kunnen de concentraties in de lucht wel verhoogd zijn en zal per geval onderzocht moeten worden welke stoffen een eventueel risico vormen, hoe hoog de blootstelling aan deze stoffen is en wat de eventuele effecten op milieu en gezondheid zijn. De emissiefactoren in Tabel 2 kunnen daarbij als hulpmiddel worden gebruikt.

Een derde conclusie is dat de depositie van stofdeeltjes uit een brand en de daaruit volgende verontreiniging van het milieu en gewassen meestal niet erg hoog is, zeker niet als de pluimstijging groot was. In die gevallen, waarin wel sprake is van een significante of sterke verhoging, strekt het gebied waarin die verhoging zich voordoet zich uit tot maximaal een paar honderd meter van de brand. Vanaf ongeveer een halve kilometer en verder weg is de depositie vrijwel altijd nihil en leidt ze in ieder geval niet tot schadelijke effecten voor het milieu of noemenswaardige verontreiniging van de voedselketen (gewassen of producten van dieren in het effectgebied). Dat betekent dat onderzoek naar verhoogde depositie beperkt kan blijven tot het gebied binnen de eerste halve kilometer van de brandhaard. Kritische componenten daarbij zijn dioxinen, PAK's, een aantal zware metalen en, soms, componenten zoals gebromeerde dioxinen, nitro-PAK's en zwavel-PAK's, die worden gevormd uit specifieke materialen.

Samengevat kan worden gesteld dat bij branden met een forse emissie en een – in ieder geval gedurende enige tijd – beperkte pluimstijging, waardoor de rookpluim langdurig door of over een gebied trekt, het verstandig is binnen 1 km de concentraties in de lucht te meten en binnen ongeveer een halve kilometer de depositie aan schadelijke stoffen te bepalen. De emissiefactoren uit Tabel 2 kunnen als leidraad gebruikt worden om de aard en omvang van de emissies in te schatten en te bepalen wat de meest relevante componenten zijn om te meten. Verder kan eerst een beperkte screening worden gedaan, eventueel gevolgd door nader onderzoek als de resultaten van de screening daar aanleiding toe geven.

6 Verspreiding van schadelijke stoffen in water als gevolg van een brand

6.1 Inleiding

Meer dan 90 % van alle branden wordt met water geblust en daar worden meestal flinke hoeveelheden bij gebruikt (Luttmer, 1998). Het vrijkomende bluswater kan allerlei schadelijke stoffen bevatten, die ontstaan tijdens de brand (verbrandingsproducten), maar ook stoffen die oplossen in het bluswater of met dit water worden meegevoerd.

Vaak speelt de vraag of het bluswater apart moet worden opgevangen (in opslagkelders of -tanks) of dat het kan worden geloosd op het riool of een oppervlaktewater. Indien gescheiden opvang mogelijk is, bijvoorbeeld in speciale opslag tanks, is er geen probleem. Het opgevangen bluswater kan dan immers worden verwerkt als chemisch afval. Het is echter niet altijd mogelijk het water in zijn geheel afgescheiden op te vangen, zodat het helemaal of gedeeltelijk moet worden geloosd. Daarbij kunnen de schadelijke stoffen in het riool of oppervlaktewater terechtkomen met mogelijke gevolgen voor het aquatisch milieu. Ook gaat het opvangen niet altijd goed. Bij de brand bij het afvalverwerkingsbedrijf ATF in Drachten, op 12 mei 2000, liet het waterschap de rioleringen afsluiten en werd het bluswater van het terrein opgepompt en afgevoerd als chemisch afval. Desondanks waren er meldingen van massale vissterfte, die werd toegeschreven aan bluswater dat toch in het oppervlaktewater terecht was gekomen (Essers, 2003).

Een andere mogelijkheid om de hoeveelheid verontreinigd bluswater te beperken is recirculatie van het bij de brand gebruikte bluswater. Dit wordt nog weinig toegepast en zou meer aandacht verdienen. Niettemin speelt ook bij toepassing van recirculatie de vraag wat te doen met het verontreinigde bluswater.

Om de gevolgen van geloosd bluswater in te kunnen schatten en beoordelen is informatie nodig over de samenstelling van het bluswater. Hiertoe kunnen analyses worden gedaan, maar die kosten tijd. Om tijdens een brand een eerste inschatting te maken van de effecten van het bluswater op het aquatisch milieu kan gebruik worden gemaakt van modelberekeningen. Ook dan is er informatie nodig over de bronterm, i.e. de soorten en hoeveelheden stoffen die met het bluswater worden verspreid. Die gegevens zijn af te leiden uit beschikbare informatie van het bedrijf waar de brand plaatsvindt. De meeste bedrijven houden een goede registratie bij van de stoffen die op het terrein of in de bedrijfsgebouwen zijn opgeslagen, vaak vanuit een verplichting opgelegd in hun milieuvergunning. Op grond van die registratie kan een (*worst case*) schatting worden gemaakt van de hoeveelheden aan stoffen in het bluswater. Daarbij moet men uiteraard rekening houden met het feit, dat opgeslagen stoffen gedeeltelijk of helemaal kunnen verbranden en dat het bluswater ook verbrandingsproducten kan bevatten. Ook kan het soms moeilijk zijn om, in de hectiek van een calamiteit als brand, snel informatie over soorten en hoeveelheden stoffen te ontsluiten. Als informatie ontbreekt over wat er ligt opgeslagen (bijvoorbeeld bij een brand in een loods met afval of een brand in een open autobandenopslag), kan een schatting worden gemaakt op basis van grove aannames of *expert judgement*.

In paragraaf 6.2 wordt een aantal beschikbare modellen beschreven die voor dit doel gebruikt kunnen worden. Van elk model worden een beknopte beschrijving en een toelichting gegeven en de praktische bruikbaarheid en voor- en nadelen van het model worden in beschouwing genomen.

Paragraaf 6.3 bespreekt een aantal reële casussen van branden, waarbij de Waterdienst of het BOT-mi betrokken is geweest en waarbij analyses zijn verricht van het bluswater of van het oppervlaktewater waarop het bluswater is geloosd.

Niet in alle gevallen wordt een brand met water geblust. Soms laat de brandweer gecontroleerd uitbranden en soms wordt een brand bestreden met schuim, bluspoeders of gasvormige blusstoffen. Overigens kan in die gevallen wel water worden gebruikt om omliggende objecten nat en koel te houden, zodat de brand niet overslaat. Dit water komt echter nauwelijks in aanraking met de stoffen uit de brand en zal daarom geen tot weinig schadelijke stoffen bevatten.

Als met schuim wordt geblust – dat gebeurt onder meer bij branden met olie en bepaalde vloeistoffen – kan er wel sprake zijn van lozing in het oppervlaktewater. Schuim bestaat namelijk ook gedeeltelijk uit water. Het schuim wordt echter gebruikt om de brandende vloeistof af te dekken, zodat die wordt gekoeld en de zuurstoftoevoer wordt beperkt. Daarbij zal er over het algemeen slechts beperkt menging plaatsvinden van het water in het schuim en de betreffende vloeistof. Bovendien wordt er bij blussen met schuim relatief minder bluswater gebruikt (Essers, 2003). Wel kan het schuim zelf schadelijke stoffen bevatten.

Veel typen blusschuim bevatten stoffen die op zich niet erg toxisch zijn, maar door een snelle afbraak zo veel zuurstof aan het water kunnen onttrekken dat vissterfte optreedt. De meeste soorten blusschuim bevatten polyglycol ethers en gehydrolyseerd eiwit. Deze stoffen breken gemakkelijk af. Sommige soorten, de zogenaamde AFFF-blusschuimen, bevatten perfluorooctaansulfonaten (PFOS) of perfluorooctaanzuur (PFOA). Deze stoffen zijn schadelijk voor het aquatisch milieu op lange termijn. Ze breken slecht af en hopen zich op in waterorganismen en de waterbodem. Het effect en de giftigheid van deze stoffen zijn te vergelijken met die van pcb's. Op 12 juli 2008 vond er een incidentele lozing plaats op Schiphol waarbij een hoeveelheid PFOS-houdend schuim in de Ringvaart te Haarlemmermeer terecht kwam. Dit schuimblusmiddel bevond zich in de sprinklerinstallatie. De milieueffecten waren maanden later nog meetbaar. Het Hoogheemraadschap van Rijnland heeft eind oktober 2008 een aantal vissen in de ringvaart laten onderzoeken. De onderzochte vissen bevatten concentraties PFOS die aanmerkelijk hoger waren dan in elders gevangen vis. Het Hoogheemraadschap adviseerde vervolgens om geen vis uit de ringvaart te consumeren. Binnen enkele jaren zal het verboden zijn om blusschuim toe te passen dat PFOS of PFOA bevat.

Een ander potentieel probleem bij de strategie 'gecontroleerd laten uitbranden' is dat door eventuele neerslag toch water bij de brand komt. Die neerslag kan zorgen voor afkoeling van de brand (met minder goede verbranding tot gevolg) en het hemelwater kan terechtkomen in het oppervlaktewater. Echter, zelfs bij forse regenbuien is de hoeveelheid neerslag beduidend minder dan de hoeveelheid bluswater die gangbaar wordt gebruikt, waardoor de uitspoeling naar een oppervlaktewater beperkt zal blijven.

6.2 Modellering van de verspreiding van vervuild (blus-)water

Het vrijkomen van schadelijke stoffen via afstromend bluswater in een riool of het oppervlaktewater is te beschouwen als een lozing, ongeacht of er sprake is van brand. In Nederland zijn lozingsmodellen ontwikkeld om de effecten van een lozing op oppervlaktewater te kunnen schatten. Voor het stroomgebied van de Rijn en de Maas wordt daartoe meestal het Rijn- en Maas-stroommodel gebruikt (Griffioen, 1987; Griffioen, 1989; Van Mazijk et al., 2000). Twee andere modellen, de Emissie-Immissie-toets (RIZA, 2000) en Proteus-2 (Bos, 2008), worden meestal in de preventieve fase gebruikt, onder meer ter onderbouwing van vergunningen voor de Wet oppervlaktewaterverontreiniging (Wvo) en milieueffectrapportages, maar ze zijn in principe ook toepasbaar op situaties bij calamiteiten.

Bij het zoeken naar modellen is het volgende in beschouwing genomen:

- de beschikbaarheid;
- zo veel mogelijk voldoen aan de eisen wat betreft de nauwkeurigheid van de voorspelde concentraties en de het tijdstip van het passeren van de verontreinigingen;
- ervaring met het gebruik;
- mogelijkheden tot aanpassing voor het specifieke doel van dit project;
- validatie en nauwkeurigheid;
- volledigheid wat betreft benodigde informatie bij rampen.

Uit een zoekactie via onder andere internet blijkt dat er internationaal slechts spaarzaam enige informatie is over dit soort modellen. Mogelijk is er via contacten met experts in het buitenland meer informatie te vinden, maar vanwege de beperkte beschikbare tijd in dit onderzoek is dit (nog) niet gedaan.

Echter, zoals gezegd beschikt men in Nederland al over een aantal modellen, die direct geschikt zijn of mogelijk zijn uit te breiden tot een algemeen bruikbaar verspreidings- en risicomodel bij calamiteiten in oppervlaktewater voor een breder toepassingsgebied. Het Rijn- en Maas-stroommodel is inmiddels geschikt gemaakt voor het Twentekanaal en mogelijk wordt de toepassing uitgebreid voor het Noordzeekanaal en het Amsterdam-Rijnkanaal. Een groot voordeel van het opstappen bij Nederlandse modellen is dat ze al beschikbaar zijn en dat er voldoende ervaring en kennis voorhanden is bij het gebruik en het maken van aanpassingen. Voor het Rijn- en Maas-stroommodel is er een beheerstructuur die het model ondersteunt en actueel houdt.

Speciaal voor de Zeeuwse wateren en het Noordzee-estuarium maakt de Waterdienst gebruik van het ASA-model, een model afkomstig uit de Verenigde Staten dat vooral geschikt is voor het bepalen van de verspreiding en risico's in kustwateren. Dit model wordt in deze beschouwingen echter niet meegenomen, omdat verontreiniging van kustwateren door een brand niet voorkomt..

In de volgende paragrafen worden de drie meest gebruikte modellen behandeld: het Rijn- en Maas-stroommodel, het model Proteus-2 en de Emissie-Immissie-toets. Van elk model wordt een korte beschrijving gegeven van het toepassingsgebied en de werkwijze en worden we de voor- en nadelen besproken bij gebruik voor het doel van dit project.

6.2.1 Het Rijn- en Maas-stroommodel

Deze twee modellen zijn op maat gemaakt voor het gehele stroomgebied van beide rivieren. Bij een verontreiniging kunnen de snelheid van de verplaatsing en de verdunning en verspreiding van een lozing worden bepaald. De risico's voor het ecosysteem en de drinkwatervoorziening kunnen met deze modellen worden ingeschat, voor zover er gegevens zijn over de bezwaarlijkheid en toxiciteit van de stof(fen). Uitgangspunten van deze analytische modellen is dat ze snel een resultaat leveren en de snelheid belangrijker is dan de nauwkeurigheid van de berekende concentraties.

De meeste modellen voor de verspreiding van stoffen in water zijn gebaseerd op standaard hydrologische berekeningen. Dit model is echter – voor beide rivieren – geijkt met tracers. Daardoor is het nauwkeurig en geschikt voor ingewikkelde watersystemen.

Mocht er sprake zijn van een calamiteit aan de Rijn of de Maas in Nederland, dan kan met deze modellen een voorspelling van de gevolgen worden gemaakt. In de modellen zijn niet direct gegevens van de identiteit en hoeveelheden chemicaliën opgenomen bij de bedrijven en installaties die op de rivieren lozen. De input van de modellen bestaat uit het kwantitatieve waterregime van de rivier op dat moment, de omvang van de lozing en/of de concentraties die bij een bepaald meetpunt zijn aangetroffen. Dagelijks worden bestanden voor het waterregime klaargezet in het modelsysteem.

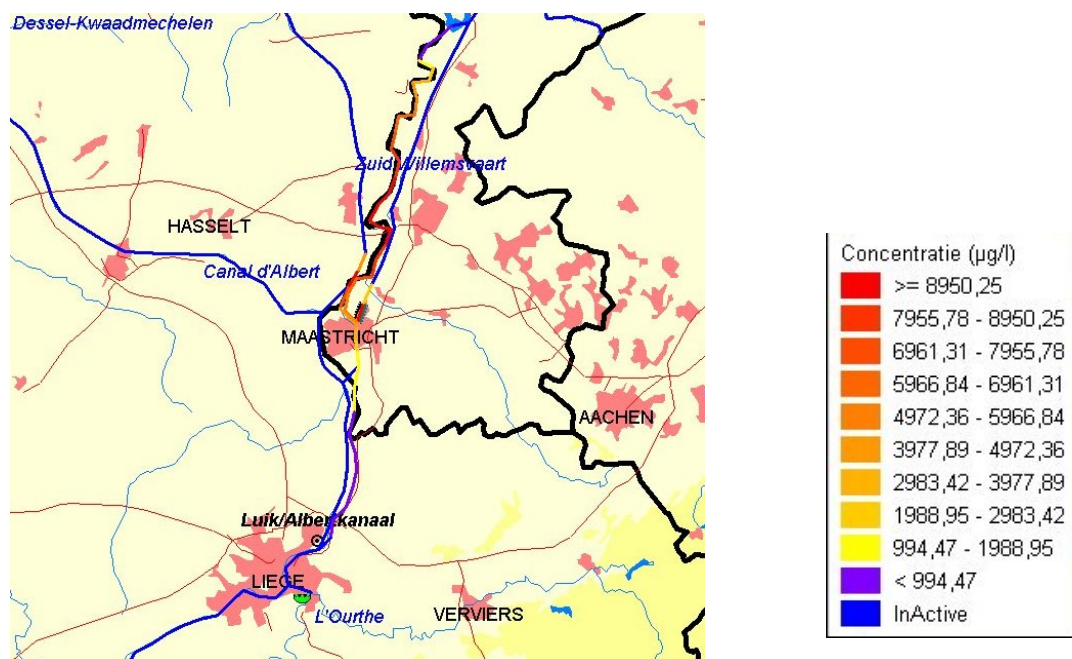
Bij een calamiteit zal de omvang van de lozing apart en per stof moeten worden geschat en ingevoerd. Het model geeft dan de verwachte normoverschrijdingen per stof weer in een kleurenschaal. Tevens

kan een concentratieverloop op een vast punt in de rivier worden berekend, bijvoorbeeld bij een inlaatwerk voor drinkwater. Dit verloop wordt grafisch gepresenteerd. Een bijzonderheid is dat het model ook rekening kan houden met de afbraaksnelheid van stoffen. Deze ‘verdwijnterm’ kan ook worden gebruikt om het effect van verdamping te berekenen, zolang dit met een halfwaardetijd kan worden aangegeven.

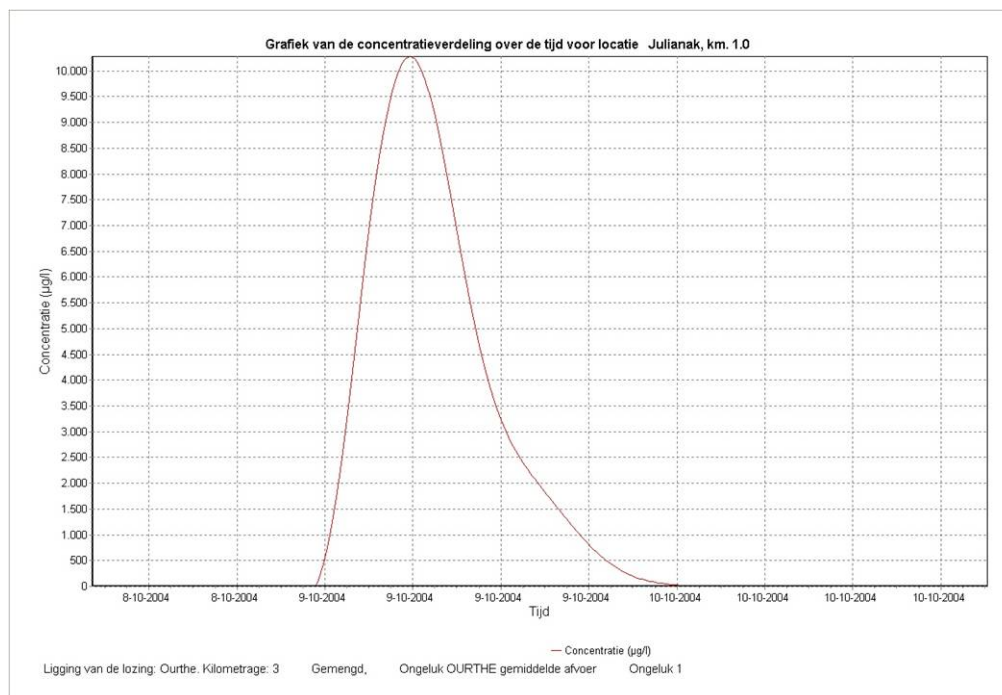
Deze modellen worden bij elke calamiteit in de Rijn en Maas geraadpleegd om vooruitzichten te maken over de tijdstippen waarop actie moet worden ondernomen, bijvoorbeeld het sluiten van winning van drinkwater, maatregelen om de verontreiniging te bestrijden of beheersmaatregelen in de rivier.

Als voorbeeld zijn in Figuur 8 de gevolgen van een lozing van een willekeurige stof op de Ourthe weergegeven, waarbij duidelijk is te zien dat de verspreiding in de Grensmaas sterk afwijkt van die in het Julianakanaal. Dit heeft te maken met het grote verschil in stroomsnelheid. Tevens is in te zien hoe de verdunning verloopt en waar in de rivier de waterkwaliteit weer tot normale proporties terugkeert. Kenmerkend voor een kortdurende puntlozing is de vorm van de concentratiecurve, waarvan een voorbeeld is gegeven in Figuur 9. Over het algemeen is de concentratiecurve op korte afstand van de lozing zeer steil, zoals in dit geval bij een meetpunt in het Julianakanaal.

Het model is intussen ook geschikt gemaakt voor het Twentekanaal en mogelijk wordt de toepassing uitgebreid naar het Noordzeekanaal en het Amsterdam-Rijnkanaal. In principe kan het model ook voor andere wateren geschikt worden gemaakt.



Figuur 8 Grafische voorstelling van de gevolgen van een lozing van een stof in de Ourthe volgens het Rijn-Maas stroommodel



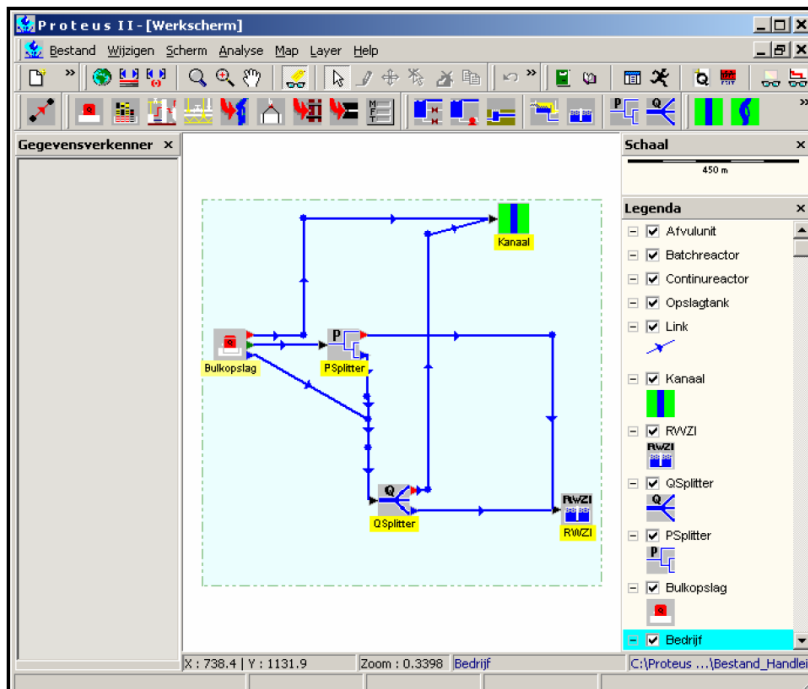
Figuur 9 Concentratieverloop als gevolg van een kortdurende lozing in de Ourthe, berekend op een vast punt in het Julianakanaal

6.2.2 Het model Proteus-2

Dit model wordt in Nederland gebruikt voor het maken van een milieu-risicoanalyse (MRA), bijvoorbeeld in het kader van het opstellen van Wvo-vergunning of een milieueffectrapportage. Proteus-2 genereert scenario's en rekent deze door. De input van het model bestaat uit een omschrijving van de installaties of opslagen, afmetingen van opslagruimtes, silo's en tanks, de soorten en hoeveelheden chemische stoffen en de exacte locaties waar deze stoffen zich bevinden. Die gegevens worden ingevoerd via enkele schermen, waarvan de Figuren 10 en 11 voorbeelden geven.

Type loads		Niet ingevuld
Oppervlak	m ²	Niet ingevuld
Bergend volume	m ³	Loods
Afsluiter (doorstromen)		Buitenopslag
Blusinstallatie		CPR15-1
Deuren		CPR15-2
		CPR15-3

Figuur 10 Scherm voor invoer van gegevens over de opslag

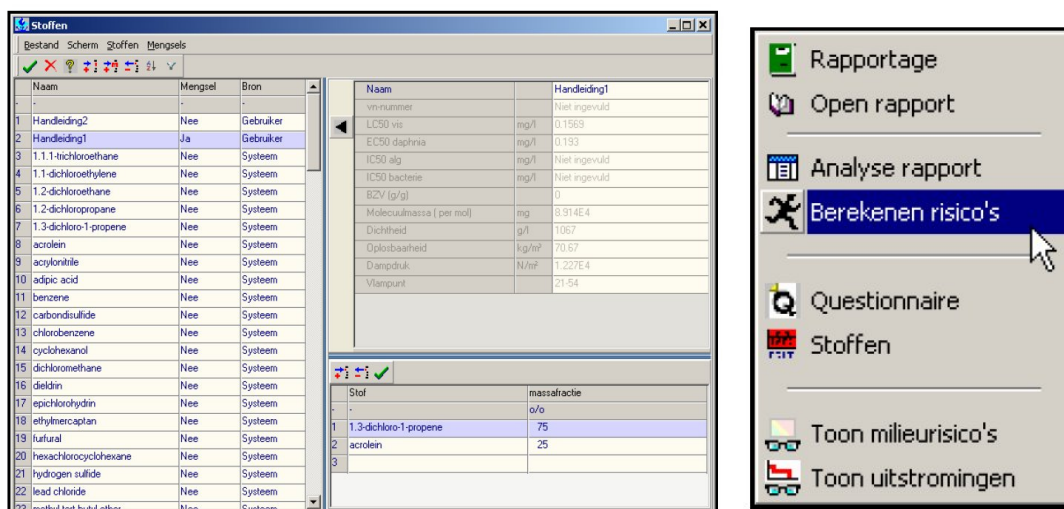


Figuur 11 Schema van de industriële installatie

Indien door een brand chemicaliën te water raken, rechteerks of met het bluswater of schuim, dan kan Proteus-2, met het profiel en debiet van het watersysteem, de gevolgen berekenen voor de in het water levende organismen, voor zover er gegevens over de aquatische toxiciteit (normen en grenswaarden) van de betreffende stoffen beschikbaar zijn. Die normen en grenswaarden kunnen, indien niet in het model beschikbaar, desgewenst ook in het systeem worden ingevoerd. In het model worden ook stoffeigenschaften als oplosbaarheid, vluchtigheid en afbreekbaarheid opgenomen (zie Figuur 12) en er wordt rekening gehouden met mengsels van chemicaliën en de aanwezigheid van drijfslagen. Proteus-2 wordt gekenmerkt door een duidelijk schematische opzet van de benodigde gegevens en is bijzonder overzichtelijk (zie Figuur 12), maar het vereist veel gegevensinvoer. Hierdoor kunnen gedetailleerd risico's in beeld worden gebracht, maar het gebruik is wel omslachtig en tijdrovend en in bij calamiteiten is die tijd meestal beperkt.

Het model is daarom vooral geschikt bij branden of andere calamiteiten bij bedrijven en installaties, waarvan de gegevens al zijn ingevoerd en dat is het geval voor bedrijven waarvoor een MRA is opgesteld. Echter, lang niet van alle industrieën en installaties langs het water zijn MRA's beschikbaar en er bestaat ook geen database van MRA's.

Het model beschikt ook over een module die de verspreiding van verontreinigingen kan voorspellen, maar deze module heeft een geringere nauwkeurigheid dan van het Rijn- en Maas-stroommodel. Het is gebaseerd op standaard hydrologische berekeningen en is niet geijkt met tracers.



Figuur 12 Overzicht van chemicaliën (links) en rapportagemogelijkheden (rechts) in Proteus-2

6.2.3 De Emissie-Immissie-toets

Dit model, geschreven in een spreadsheet, wordt veel gebruikt bij de beoordeling van een lozing op oppervlaktewater. Het is ook bekend bij Wvo-vergunningverleners, die daarmee een gereedschap hebben om vergunningsvoorwaarden vast te stellen voor de omvang van de lozing. Met deze toets is uitgebreid ervaring opgedaan.

De toets is relatief gemakkelijk te gebruiken en vraagt maar weinig input, namelijk de omvang van de lozing en het debiet daarvan, het dwarsprofiel en het debiet van het oppervlaktewater en de identiteit van de geloosde stof. Het model bevat al een aantal 'bekende' verontreinigingen en een onbekende stof kan worden toegevoegd waarbij een MTR (maximaal toelaatbaar risiconiveau) wordt gebruikt om de bezwaarlijkheid van de lozing te berekenen. Figuur 13 geeft een voorbeeld van de spreadsheet.

De Emissie-Immissie-toets bevat eveneens een model waarmee de verspreiding van de geloosde stof kan worden voorspeld, ook over een langere periode en over grotere afstanden dan het 'direct getroffen' oppervlaktewater. Het model berekent ook de te verwachten concentraties en eventuele normoverschrijdingen in de mengzone. Net als voor Proteus-2 geldt dat de verspreidingsmodule niet dezelfde kwaliteit heeft als bij de stroommodellen voor de Rijn en de Maas. Het model is niet nauwkeurig is en niet gevalideerd. Ook houdt de Emissie-Immissie-toets geen rekening met drijfvlagen, onopgeloste stoffen en verdamping. Het is van de drie modellen dus de minst geavanceerde. Voor een geval waarbij een bekende hoeveelheid van een bekende stof in het water raakt of dreigt te raken, kan de toets redelijke voorspellingen maken van de verslechtering of bedreiging van de waterkwaliteit en dat is bij branden en andere calamiteiten vaak voldoende.

IMMISSIE-TOETS BESTAANDE EN NIEUWE LOZINGEN

IIIVOERGEGEVEENS OPPERVLAKTEWATER				IIIVOERGEGEVEENS LOZING				STOFFENLIJST	
debiet Q_{opp} diepte h breedte b rivier kanaal sloot of vaart meer m3/s m m	100.0	4	100	bestaande lozing nieuwe lozing debiet Q_{lozing} diameter pijp D stof concentratie lozing C_e 360 0.5 Cadmium 4.0 m3/uur m $\mu\text{g/l}$	m3/uur	m	$\mu\text{g/l}$	Arseen Cadmium Chroom Koper Methyl-kwik Kwik Lood	
achtergrond C_w L	1.000000 = 1000	$\mu\text{g/l}$ m	ER = 79.000000 MTR = 2.000000 VR = 0.400000	$\mu\text{g/l}$ $\mu\text{g/l}$ $\mu\text{g/l}$	$M_{25} (= C_e / \Delta C_{25}) = 34$ $\Delta C_{25} = 0.12$ $C_{25} = 1.09$ $M_L (= C_e / \Delta C_L) = 212$ $\Delta C_L = 0.02$ $C_L = 1.01$	$\mu\text{g/l}$ $\mu\text{g/l}$ $\mu\text{g/l}$ $\mu\text{g/l}$ $\mu\text{g/l}$			

IMMISSIE-TOETS BESTAANDE LOZING			
Cadmium			
stap 1	$C_e \geq MTR ?$ ↓ JA ↓	$\Delta C_{25} > ER ?$ → NEE	
stap 2	$\Delta C > [10\%] \cdot MTR ?$ → NEE	→ STOP	

Figuur 13 Voorbeeld van de Emissie-Immissie-toets

Hoewel de toets primair is gericht op het beoordelen van de waterkwaliteit en niet op calamiteiten, is het hiervoor in het verleden wel enkele malen met succes gebruikt. In 2008 is dit model ingezet om een dreigende lozing van fluoride in de Oude Maas als gevolg van een calamiteit (geen brand) te beoordelen. De calamiteit ontstond bij een productieproces. Het bedrijf vroeg aan de waterbeheerder toestemming om gecontroleerd een grote hoeveelheid fluoride op het oppervlaktewater te lozen. Na het opvragen van het rivierdebiet en het dwarsprofiel zijn de gegevens van de lozing in de Emissie-Immissie-toets ingevoerd en is de berekende concentratie getoetst op het MTR voor fluoride: 1500 $\mu\text{g/l}$. Uit de resultaten van de toets bleek dat stroomafwaarts in het oppervlaktewater de norm vele malen zou worden overschreden. Daarop is besloten het fluoridehoudende water op te vangen en als afval te verwerken.

6.2.4 Nieuwe ontwikkeling in watermodellen

In het project ‘Model instrumentarium voor de Waterhuishouding van peilgereguleerde Watersystemen’ werken de RWS Data-ICT-Dienst (DID) en de RWS Waterdienst samen met regionale diensten aan de bouw van een instrumentarium voor het operationele beheer van kanalen en meren. Dit instrumentarium moet vooral bijdragen aan het operationele peilbeheer. Het instrumentarium is landelijk, maar kent een regionale invulling.

De mogelijkheid bestaat om dit modelinstrumentarium te koppelen aan verspreidingsmodellen in de peilgereguleerde watersystemen, gericht op het weergeven van de actuele situatie, het maken van voorspellingen en eventueel het genereren van adviezen bij crises. Het voor het Twentekanaal ontwikkelde model gaat gebruikmaken van deze datastructuur. Ook is een aftrap gemaakt voor verdere afstemming en prioritering van de behoefte binnen de regionale RWS-diensten voor uitbreiding en ontwikkeling van het modelinstrumentarium.

6.2.5 Samenvatting watermodellen

Van de drie besproken modellen is alleen het Rijn- en Maas-stroommodel ontworpen als een model dat bij calamiteiten kan worden ingezet. Het is bruikbaar voor elke lozing op oppervlaktewater, of dit nu door een brand of een andere calamiteit wordt veroorzaakt. Ten tijde van de brand bij Sandoz te Basel in 1986 (zie paragraaf 5.2.1) is het rekendeel van dit model al toegepast om voorspellingen te maken. In feite vormde de brand bij Sandoz een belangrijke aanzet om het stroommodel verder uit te werken en breder in te zetten en is de verdere opzet van het model met die brand begonnen.

Het Rijn- en Maas-stroommodel is nauwkeurig en geijkt, maar heeft als beperking dat het alleen geldig is voor de rivieren de Rijn en de Maas. Het model is gebruikersvriendelijk, zeer geschikt voor snelle inschattingen en kan voor alle zoetwatersystemen worden aangepast. Van elke relevante stof tijdens een brand moet de geloosde hoeveelheid (of de concentratie in het bluswater) en het debiet van de lozing worden ingevoerd.

Proteus-2 is minder nauwkeurig, maar breder toepasbaar, namelijk voor alle wateren. Het grote nadeel van Proteus-2 is de tijd die nodig is om alle gegevens van stoffen, opslaglocaties, hoeveelheden, debieten, et cetera in te voeren. Voor bedrijven en installaties waarvan die gegevens al zijn ingevoerd – en dat is het geval voor bedrijven waarvoor een MRA is opgesteld – is het model mogelijk wel toepasbaar. Echter, lang niet van alle industrieën en installaties langs de Nederlandse waterwegen zijn MRA's beschikbaar en er bestaat ook geen database van MRA's. Proteus-2 is een model voor het genereren en doorrekenen van scenario's en is zeer geschikt voor het maken van gedetailleerde risicoanalyses. Voor een snel advies is het model eigenlijk te omslachtig.

De Emissie-Immissie-toets is van de drie modellen het minst nauwkeurig, maar wel snel en gemakkelijk in het gebruik, omdat per stof slechts een paar parameters hoeven te worden ingevoerd. Omdat bij branden en andere calamiteiten een ordegrootteschatting van de gevolgen vaak voldoende is, zou deze toets geschikt kunnen zijn om de verspreiding en gevolgen van de ontstane verontreinigingen na een brand te schatten voor wateren waarvoor het Rijn- en Maas-stroommodel niet van toepassing is. Het kan zinvol zijn om van het Emissie-Immissie-toets de geschiktheid nader te bekijken, bijvoorbeeld door enkele testberekeningen te doen met gegevens van 'echte' branden.

Met de basis van de onderliggende programmatuur van het Rijn- en Maas-stroommodel kunnen verder stroommodellen worden ontwikkeld voor kanalen en wateren. Een verdere voortgang van het project 'Model instrumentarium voor de Waterhuishouding van peilgereguleerde Watersystemen' biedt de mogelijkheden om de verspreiding van verontreinigingen (bluswater) actueel en voor met name regionale situaties weer te geven.

6.3 Metingen en casussen uit de praktijk

Net als bij lucht (hoofdstuk 5) zijn ook voor water niet alleen modelberekeningen relevant voor het opstellen van adviezen en het ontwikkelen van een tool, maar ook meetgegevens en praktijkervaring. Daarom worden in deze paragraaf twee casussen beschreven, waarbij de Waterdienst metingen heeft verricht en advies heeft gegeven over de behandeling van het bluswater of het oppervlaktewater waar bluswater of stoffen uit de brand in terecht waren gekomen. In paragraaf 3.6.4 wordt de brand bij Vredestein nader toegelicht, omdat deze brand – hoewel al wat langer geleden – een behoorlijke impact had op het aquatische systeem. Daarbij komt dat dit incident volop in de aandacht van de media stond en werd gekenmerkt door een langdurige projectmatige nasleep.

Voorafgaand aan de casussen geven we een beschrijving van het standaardprotocol dat de Waterdienst gebruikt voor adviezen bij calamiteiten.

Dit onderzoek beperkt zich tot branden in Nederland. Vanwege beperkt beschikbare tijd voor dit onderzoek zijn geen publicaties en gegevens van onderzoeken bij grote branden in het buitenland verzameld.

6.3.1 Standaardprotocol en uitgangspunten

Voor de eerste *overall* advisering bij bedreigingen van een aquatisch ecosysteem in de Nederlandse Rijkswateren als gevolg van een calamiteit (brand) is de RWS Waterdienst te allen tijde verantwoordelijk. De RWS Waterdienst heeft kennis in huis over waterbeheer, hydrologie, chemische technologie, (radio)chemie, biologie, ecotoxicologie en handhaving en een internationaal netwerk van experts. Hulpmiddelen als computermodellen, communicatiemiddelen en databases met chemicaliën zijn direct beschikbaar. Bovendien kan zonodig direct het Rijkswaterstaat laboratorium in Lelystad worden ingeschakeld om analyses te verrichten. In het Watermanagementcentrum NL van de RWS Waterdienst wordt de actuele situatie van de hydrologische omstandigheden van de Nederlandse Rijkswateren en stroomgebieden geregistreerd en worden de hydrologische modellen onderhouden.

De Alarmgroep RWS Waterdienst is bij calamiteiten het eerste aanspreekpunt voor de regionale directies van RWS. Onder calamiteiten worden in dit verband verstaan nucleaire, biologische of chemische incidenten.

De Alarmgroep is 365 dagen per jaar en 24 uur per dag bereikbaar. De leden zijn afkomstig van de directies van de Waterdienst. De leden zijn in wisseldiensten als eerste aanspreekbaar bij waterkwaliteit- en waterhuishoudingcalamiteiten. Deze Alarmgroep is ondergebracht in het Watermanagementcentrum NL van de RWS Waterdienst.

Elk alarmgroeplid moet in staat zijn bij een incident een *quick and dirty* advies te geven: ‘Hoe ernstig is de zaak, handelen we het zelf af, moet er opgeschaald worden of valt het allemaal wel mee?’

Het is aan de verantwoordelijke instantie om op basis van dat advies een beslissing te nemen.

Daarnaast blijft het alarmgroeplid meestal betrokken bij de verdere afhandeling van het incident.

Om advies te geven beschikt de Alarmgroep in eigen huis over een netwerk van experts en over de eerder genoemde kennis en middelen. Een alarmgroep lid heeft voldoende kennis van de Rijkswaterstaat- en crisismanagementorganisatie om zijn rol waar te kunnen maken.

De RWS Waterdienst hanteert de volgende uitgangspunten om nadelige effecten voor het aquatische milieu te voorkomen of beperken als er bij een brand om advies wordt gevraagd.

De onderste vier uitgangspunten worden als eerste advies gehanteerd:

- proberen de brand gecontroleerd te laten uitbranden;
- geen directe toestemming geven voor lozing van bluswater of anderzijds zorgen dat bluswater niet direct wordt geloosd in het oppervlaktewater;
- beperken van gebruik van bluswater door recirculeren;
- opvangen van het bluswater. Opvangen kan gebeuren in een sloot die is afgedamd, in een afgesloten riool of in tanks, een opslagkelder, et cetera.

Bij een directe instroom van bluswater in het oppervlaktewater wordt getracht de snelheid van de verplaatsing en de verdunning en verspreiding van de geloosde stoffen te schatten. Afhankelijk van de plaats waar het bluswater in het oppervlaktewater stroomt, worden de hiervoor beschikbare modellen gebruikt.

Op basis van de aanwezige en verkregen informatie worden de volgende afwegingen gemaakt:

- Voor zover er gegevens zijn over de bezwaarlijkheid en toxiciteit van de stof(fen) worden de risico's geschat met behulp van beschikbare chemicaliëndatabases en/of het inschakelen van experts.

- Eventueel worden laboratorium analyses opgestart of direct uitgevoerd.
- Mogelijk wordt vervolgonderzoek gestart naar aquatische effecten voor de middellange en lange termijn. Dit vervolgonderzoek wordt door de RWS in een projectmatige aanpak verder uitgewerkt.

Bij grote hoeveelheden bluswater is standaardverwerking als chemisch afval erg kostbaar en niet altijd direct noodzakelijk. Het voordeel van gecontroleerde opvang van het bluswater is dat er voldoende tijd beschikbaar is voor laboratorium analyse en het raadplegen van experts.

Bij een laboratorium analyse wordt meestal eerst de Microtox Omni-test als standaardmethode uitgevoerd. Voor deze toxiciteitstest wordt gebruikgemaakt van lichtgevende bacteriën (*Vibrio fischeri*) die blootgesteld worden aan verschillende verdunningen van het te onderzoeken monster. Het effect dat wordt vastgesteld, is de verdunning die 50 % lichtremming veroorzaakt (EC50). Deze is een maat voor de toxiciteit van het bluswater.

Op basis van deze test kan worden geschat of het bluswater kan worden afgevoerd via een biologische waterzuivering (direct of gedoseerd). Afhankelijk van het soort brand en de mogelijk vrijgekomen stoffen vinden eventueel vervolganalyses plaats op chemisch zuurstofgebruik (CZV), Kjeldahl-stikstof, metalen en organische componenten. In overleg met experts worden de resultaten besproken en wordt een definitief advies over de verwerking van het bluswater of van het door de brand belaste oppervlaktewater vastgesteld.

6.3.2 Casussen uit de praktijk: een overzicht

De Waterdienst wordt geregeld geraadpleegd door lokale hulpdiensten en waterbeheerders om advies te geven over het behandelen van bluswater en mogelijk door de brand verontreinigd oppervlaktewater. In 2007 is de Waterdienst bijvoorbeeld zes keer om advies gevraagd en zijn bij deze branden op één na ook laboratorium analyses verricht.

In Tabel 5 is een overzicht gegeven van de branden in de afgelopen twee tot drie jaar, waarbij de Waterdienst om advies is gevraagd. In de volgende paragrafen worden enkele van die branden besproken.

Tabel 5 Overzicht van recente branden waarbij de Alarmgroep RWS Waterdienst om advies is gevraagd

Datum	Omschrijving	Acties	Toelichting
12/05/06	Bluswaterbrand in frituuroven Bastini, Lelystad.	Geen metingen, brand is gecontroleerd uitgebrand.	Ondersteuning en advies aan waterschap.
18/07/06	Brand in opslagloods overslagbedrijf Harderwijk	Geen opslagcapaciteit voor bluswater aanwezig. Metingen verricht (zie paragraaf 6.3.3).	Voorkomen had moeten worden dat bluswater in oppervlaktewater terecht is gekomen (advies aan regionale directie).
09/11/06	Brand Emmeloord, onder andere kunststoffen.	Metingen (Microtox) verricht en vooraf schattingrisico door experts voor het bluswater.	Ondersteuning en advies aan waterschap. Geen acute toxiciteit verwacht en gemeten. Bluswater is via biologische zuivering afgevoerd.
30/01/07	Brand aan boord vistrawler Velsen-Noord (isolatie); BOT-mi actief.	Aantal metingen gedaan, zowel bluswater in schip als oppervlaktewater omgeving.	Bluswater zwaar verontreinigd. Test geeft hoge toxiciteit. Bluswater opgevangen in schip en afgevoerd. Advies aan BOT-mi en regionale directie RWS.
17/07/07	Brand bij bedrijf KOMA in Roermond; bluswater direct in Roer.	Met Maas-stroommodel een inschatting van doorlooptijden en voorspelling gemaakt.	Voorzorg heeft WML inname water preventief gestaakt. Advies aan regionale directie RWS.
18/07/07	Brand bij Jacomij (recyclingbedrijf computermaterialen); directe lozing van 9000 m ³ bluswater.	Veel metingen verricht. Uitslag Microtox-test: zeer toxisch. Lozing op Amsterdam-Rijnkanaal is door Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden op aangeven RWS-direct gestaakt.	Advies aan regionale directie RWS. Bluswater is (na enige tijd) opgevangen in schepen en is later als chemisch afval verwerkt.
31/07/07	Brand Eemshaven, zes loodsen. Bluswater vanaf het terrein en via rioolstelsel rechtstreeks in oppervlakte water. Geen opvang mogelijk.	Serie analyses gedurende het verloop van de brand. Er is geen sprake van acute toxiciteit. Opslag van milieu vriendelijke brandstof. Loods 5 en 6 gecontroleerd laten uitbranden.	Advies regionale directie RWS en ROT. Geen directe effecten meetbaar in oppervlaktewater. Waterkwaliteit is goed.
07/12/07	Brand xtc-lab te Almere; bluswater is opgevangen.	Microtox-test geeft nauwelijks effect. Bluswater kan worden geloosd op zuiveringsinstallatie. In oppervlaktewater enkele metalen verhoogd, vooral lood en zink (beide factor 10) en in mindere mate chroom en zink.	Advies aan waterschap. Besloten om het water vanuit het opvangriool te pompen naar het vuilwaterriool en daarna naar de zuivering.
12/10/07	Brand school te Almere; bluswater opgevangen.	Microtox-test en analyse op metalen. Microtox-test geeft aan dat bluswater toxisch is voor de in de test gebruikte bacteriën.	Advies aan waterschap. Directe lozing van bluswater op oppervlaktewater wordt ontraden. De gemeten effecten zijn zodanig dat gedoseerd lozen van bluswater op het riool mogelijk is zonder dat het zuiveringsproces ontregeld raakt.
30/05/08	Brand opslag Kraggenburg; opvang bluswater in regenwaterriool.	Microtox-test: Het bluswater veroorzaakt enige lichtremming en is daardoor licht toxisch.	Advies aan waterschap. Bluswater overpompen naar vuilwaterriool en niet direct op oppervlaktewater lozen.

6.3.3 Casus brand overslag Harderwijk

Op zondagavond 16 juli 2006 ontstond er brand in een opslagloods van een overslagbedrijf in Harderwijk, waarin veel sloopafval was opgeslagen. De brand duurde ruim twee dagen. Op 18 juli waren er nog nabluswerkzaamheden. Bij deze brand heeft de MOD metingen verricht, maar zij is pas op 18 juli, toen de wind draaide en de rook door een woonwijk trok, opgeroepen. Het bedrijf beschikte niet over opvangbekkens en daarom is het bluswater de haven in gelopen (doodlopend; 3 meter diep). De calamiteit is niet door de regionale directie RWS gemeld bij de

Alarmgroep, maar via het laboratorium van de Waterdienst, dat van de regionale directie het verzoek kreeg om analyses uit te voeren. Het laboratorium van de Waterdienst heeft op 18 juli monsters van het onverdunde bluswater geanalyseerd. Er zijn chemische analyses en ecotoxicologische testen verricht. De Microtox-test gaf duidelijk toxische effecten bij 10 % verdunning van het bluswater, maar deze test geeft geen indicatie van de aard van de verontreiniging. Chemische analyses toonden aan dat concentraties van enkele metalen verhoogd waren. Het CZV bedroeg 1000 mg/l, terwijl gemiddeld genomen voor oppervlaktewater het CZV-gehalte 40-50 mg/l bedraagt. De monsters zijn ook geanalyseerd op PAK's en vluchtige organische verbindingen. Uit de luchtmetingen van de MOD bleek dat bij de brand relatief grote hoeveelheden stof, en metalen (lood, zink, koper, cadmium en antimoon), VOC's (vooral benzeen, toluen en styreen), PAK's en dioxinen vrijkwamen. Dit beeld komt in grote lijnen overeen met de resultaten van de analyses van het bluswater, dat wil zeggen dat deze groepen stoffen in verhoogde mate in het bluswater voorkwamen.

Voor de beoordeling is gebruikgemaakt van testen met bacteriën (Microtox-methode) en toxicologische testen met behulp van algen en watervlooien. Op grond van deze testen kon worden geconcludeerd dat het water als toxisch aangemerkt kon worden. In de onverdunde monsters gingen watervlooien binnen 48 uur dood. De uitkomst van dit experiment geeft aan dat de bluswatermonsters toxisch zijn voor watervlooien. Over de mate van toxiciteit kan geen uitspraak gedaan worden, omdat alleen onverdunde monsters zijn getest.

Met de test met behulp van algen wordt gemeten in welke mate de groeisnelheid van de groenalg *Pseudokirchneriella subcapitata* negatief wordt beïnvloed door de monsters. Op basis van deze experimenten blijken de monsters effect te hebben op de groeisnelheid van de gebruikte algensoort. De verdunning waarbij de groeisnelheid 50 % verlaagd was (EC50) lag voor de monsters rond de 30 %.

Op basis van deze meetresultaten zijn de bluswatermonsters toxisch voor algen.

De analyseresultaten tonen aan dat het aquatische ecosysteem ter plaatse schade kan ondervinden van de lozing van bluswater op het oppervlaktewater. Daarom is de lozing op 18 juli gestopt en is vanaf dat moment het water overgepompt in het riool. Naar verwachting is de uitwisseling tussen het water in de haven en het nabijgelegen Veluwemeer gering. Het Veluwemeer is dus niet verontreinigd geraakt door de lozing van het bluswater.

Niettemin is de eindconclusie dat het lozen van dit bluswater in de haven voorkomen had moeten worden. Dat dit niet is gebeurd, komt vooral doordat de Alarmgroep niet tijdig om advies is gevraagd en pas na twee dagen is besloten bluswater te analyseren. Binnen de regionale directie is de alarmering van de Alarmgroep voor advies nu in de calamiteitenplannen opgenomen.

6.3.4 Casus brand Vredestein

Op vrijdagavond 22 augustus 2003 brak brand uit bij de bandenfabriek Vredestein in Enschede. De brand ontstond in een gebouw waar grondstoffen lagen opgeslagen. Vanwege de verbranding van opgeslagen chemicaliën was de verwachting dat er schadelijke stoffen zouden vrijkomen, zowel naar de lucht als in het oppervlaktewater (het Twentekanaal). De MOD werd ingeschakeld om lucht- en depositiemetingen te doen en de Alarmgroep RWS Waterdienst werd vanaf zaterdag intensief betrokken bij de advisering en het in gang zetten van laboratoriumanalyses naar de vervuiling van het bluswater. Bij de metingen in het bluswater kwam vast te staan dat de lozing daarvan op het Twentekanaal moest worden voorkomen. Er was sprake van hoge concentraties zware metalen, PAK's, zuurstofverbruikende stoffen (hoog CZV) en stikstofverbindingen (Kjeldahl-N). Ook de MOD heeft in de lucht verhoogde concentraties stikstofverbindingen (ammoniak, stikstofoxiden), PAK's en enkele zware metalen (nikkel, cadmium en zink) gemeten.

Metingen in het oppervlaktewater van het kanaal toonden aan dat diverse stoffen in het oppervlaktewater waren geraakt. De meest risicovolle van deze stoffen was benzothiazool. Nabij de brand werd in het kanaal een concentratie van 84 µg/l gemeten, wat een overschrijding is van het MTR

(maximaal toelaatbaar risiconiveau: 64 ug/l). De stof bleek zich toen al verspreid te hebben tot een afstand van enige kilometers stroomafwaarts, waar een gehalte van 57 ug/l werd gemeten. In het verontreinigde stuk van het kanaal bevond zich een innamepunt voor de productie van drinkwater. Tussen dit punt en de plaats van de brand ligt een sluis. Er werd besloten om deze gesloten te houden en het scheepvaartverkeer voor enige tijd te stoppen om de belasting van het innamepunt zo veel mogelijk te beperken.

De mogelijke verspreiding van stoffen is berekend op basis van verdunning in het water en niet met een model. Na een aantal dagen is er een projectteam gevormd binnen de RWS die de regionale directie met advies heeft ondersteund over de afhandeling van de mogelijke gevolgen voor het Twentekanaal. Naar aanleiding van deze calamiteit is vanuit het Rijn- en Maas-stroommodel een vergelijkbaar model voor het Twentekanaal ontwikkeld.

6.4 Conclusies en aanbevelingen

Een lozing als gevolg van een industriële brand verschilt voor het oppervlaktewater in kenmerken niet van lozingen afkomstig van andere industriële calamiteiten. Het gaat uiteindelijk om de bedreiging door stoffen die schadelijk zijn voor het aquatisch ecosysteem.

De praktijk leert dat de vragen aan de RWS Waterdienst op het gebied van branden zich vooral richten op de toxiciteit en de afhandeling van het bluswater. Om die vragen te beantwoorden heeft de Waterdienst een standaardprotocol, dat in eerste instantie is gericht op het uitbrengen van een advies over mogelijke snel te nemen maatregelen, zoals opvangen van bluswater. In vrijwel alle situaties blijkt het nodig om ook laboratoriumanalyses te verrichten ter ondersteuning van het advies. Die gegevens zijn echter pas na wat langere tijd beschikbaar. Waterverspreidingsmodellen ter ondersteuning van adviezen bij branden worden niet standaard toegepast, maar zouden het adviesproces mogelijk kunnen ondersteunen.

In dit onderzoek is gekeken naar de mogelijke geschiktheid van drie bestaande waterverspreidingsmodellen om bij calamiteiten (lees: branden) een eerste inschatting te maken van de nadelige effecten. Daarbij zijn de gebruikersvriendelijkheid en de snelheid van de modellen het belangrijkste. Anders gezegd, de nauwkeurigheid moet niet ten koste gaan van de snelheid. Voor dit doel is het Rijn- en Maas-stroommodel het meest geschikt. Dit model is al lange tijd in gebruik bij het calamiteitenteam van de Waterdienst. Een groot voordeel is dat het snel een resultaat geeft over de verwachte gevolgen van een lozing. Dit resultaat kan met behulp van een grafische output goed en snel worden geïnterpreteerd. Het model is geïjkt met een tracer-onderzoek en het wordt dagelijks gevoed met de hydrologische gegevens van dat moment. Het model wordt beheerd en onderhouden en de onderliggende programmatuur biedt mogelijkheden voor verdere ontwikkeling en uitbreiding, bijvoorbeeld voor kanalen en andere oppervlaktewateren.

Het model Proteus-2 is bedoeld om voor industriële installaties risicoanalyses uit te voeren en scenario's door te rekenen. Het model is zeer gedetailleerd, maar niet snel inzetbaar om een snelle inschatting te maken van de gevolgen van een industriële calamiteit.

Het derde model, de Emissie-Immissie-toets, is in staat om snel de gevolgen van een lozing in te schatten. Het model is echter niet geïjkt en veel minder nauwkeurig dan het Rijn- en Maas-stroommodel. Omdat het model in een eenvoudige spreadsheet is verwerkt, is het gemakkelijk te bedienen. Het zou van waarde kunnen zijn bij calamiteiten in watersystemen anders dan de Rijn, de Maas en het Twentekanaal. Het model is echter niet in staat om integraal de gevolgen van een lozing bij een industriële brand overzichtelijk te presenteren. Ook is er geen georganiseerd beheer van dit model, al is er wel veel ervaring mee in het kader van emissiebeheer. Aanbevolen wordt om deze toets alleen te gebruiken voor wateren waarvoor het Rijn- en Maas-stroommodel niet van toepassing is. De

Emissie-Immissie-toets kan vanwege de onnauwkeurigheid beter niet gebruikt worden bij industriële branden met (mogelijk) grootschalige impact. Bovendien zal het gebruik ervan voor dit doel met behulp van praktijktesten nader moeten worden uitgewerkt.

De conclusie uit dit onderzoek is dat het Rijn- en Maas-stroommodel het meest geschikt is voor het doel van dit project, met de kanttekening dat het model alleen geschikt is voor de Rijn, de Maas en het Twentekanaal. Met de onderliggende programmatuur van dit model zouden stroommodellen voor andere oppervlaktewateren kunnen worden ontwikkeld. De afdeling Crisismanagement van de RWS Waterdienst zal dit traject inzetten in het RWS-project ‘Model instrumentarium voor de Waterhuishouding van peilgereguleerde Watersystemen’. Vooral de advisering bij lozing van een verontreiniging (bijvoorbeeld vervuild bluswater) in regionale oppervlaktewateren kan hiermee verder worden uitgebreid. Een voorbeeld hiervan is het nieuw ontwikkeld Twentekanaal-model. Het kan nuttig zijn om de verdere modelontwikkeling te ondersteunen door middel van demonstraties en praktijktesten (bijvoorbeeld door het BOT-mi).

In aanvulling hierop verdient het aanbeveling – voor zover dit nog niet gebeurt – om bij het uitwerken van scenario’s vooral de wateren met een verhoogd risico ten aanzien van industriële branden te betrekken. Mogelijk kan met experts van Proteus-2 worden bezien of dit model kan worden gebruikt om scenario’s van verschillende typen branden uit te werken en, van te voren, de bijbehorende risico’s in beeld te brengen. In samenwerking met het BOT-mi kunnen dan de *overall* milieueffecten worden uitgewerkt en integraal worden afgewogen.

Een tweede conclusie is dat het standaardprotocol van de Alarmgroep van de RWS Waterdienst in de praktijk meestal goed werkt. In eerste instantie wordt een advies gegeven over mogelijke snel te nemen maatregelen, zoals het gecontroleerd laten uitbranden en het opvangen van bluswater. In een volgende fase wordt het advies veelal onderbouwd en verfijnd door middel van laboratoriumtesten. De ervaring leert dat deze procedure meestal goed werkt en niet tot onjuiste beslissingen of maatregelen heeft geleid. Het meer standaard gebruiken van waterverspreidingsmodellen ter versterking van dit proces is echter het overwegen waard.

7 Beschouwing

7.1 Stand van zaken en lessen uit dit onderzoek

In paragraaf 1.2 is een opsomming gegeven van de beoogde resultaten van dit verkennende BOT-mi R&D-project ‘Verspreiding bij branden’. De eerste twee potentiële resultaten waren een direct bruikbare tool of een enigszins aan te passen tool, waarmee bij een brand snel een advies kan worden gegeven over mogelijke effecten en maatregelen ter bescherming van het milieu en de gezondheid van omwonenden.

Tijdens de uitvoering van het onderzoek werd al snel duidelijk, dat deze twee resultaten niet haalbaar waren. Hoewel er veel onderzoek is gedaan naar branden – variërend van experimenteel onderzoek naar processen en emissies tot de ontwikkeling van modellen en rekenmethodieken – heeft dit noch in Nederland noch in andere landen geleid tot de totstandkoming van een alomvattend model, schema of stappenplan om bij een brand snel te kunnen adviseren op vragen als ‘Waar worden burgers aan blootgesteld?’, ‘Is het oppervlaktewater ernstig verontreinigd?’ of ‘Moeten de koeien op stal?’ Dit blijkt althans uit de in dit onderzoek bestudeerde literatuur en informatie uit het netwerk van geraadpleegde experts.

Om snel gezondheidsrisico’s in te schatten in het effectgebied van een brand gebruikt de brandweer in Nederland het gasmeetplan en het daaraan gerelateerde model GasMal. Dit plan is echter alleen geschikt om acute, humane risico’s te bepalen en is niet gericht op het vaststellen van eventuele milieuverontreiniging in water, bodem en gewassen.

Er kan dus geconcludeerd worden dat er momenteel geen alomvattend model, schema of stappenplan bestaat waarmee tijdens een brand snel een afgewogen advies kan worden gegeven over maatregelen ter bescherming van milieu of gezondheid op zowel korte als lange termijn. Het wordt ook niet haalbaar geacht om een dergelijke tool met eenvoudige middelen te realiseren.

Echter, dit onderzoek heeft wel een aantal inzichten opgeleverd of bevestigd over enkele belangrijke aspecten en facetten van branden die van groot belang zijn voor de eventuele ontwikkeling van een tool of het verbeteren van de bestaande modellen en schema’s.

Wat betreft de verspreiding door de lucht is geconstateerd dat er geen kant-en-klare modellen beschikbaar zijn waarin de bronterm, pluimstijging en dispersie zijn geïntegreerd om zo een snelle inschatting van de schadelijke effecten te kunnen geven die kunnen optreden bij een brand. Tot op heden werd voor een eerste snelle inschatting van de effecten een standaardtabel gebruikt die conservatief van aard is en afstanden bevat die gebaseerd zijn op het net niet overschrijden van de interventiewaarden van NO₂. Deze tabel is afgeleid met de oude CPR-15-methode, inclusief de aanname dat het aanwezige percentage stikstof in het brandende materiaal bepalend is voor het schadelijke effect. In dit onderzoek is duidelijk geworden dat een dergelijke tabel nuttig is maar dat de tabel geactualiseerd moet worden naar de nieuwste inzichten (zie paragraaf 7.2).

Ten behoeve van de specifieke berekeningen zou met FIREPEST kunnen worden bepaald welke gebouweigenschappen bepalend zijn voor de milieu- en gezondheidsrisico’s van een brand en hoe deze gebouwinvloeden goed kunnen worden meegenomen in de effectberekeningen voor magazijnbranden. De bevindingen kunnen daarna verwerkt worden in het gebruiksvoorschrift voor het toepassen van PHAST.

Een andere belangrijke constatering uit deze studie is dat inzichten in brontermen, zowel uit de literatuur als op basis van ervaringen van de MOD, kunnen worden verwerkt in verbeterde richtlijnen

voor berekeningen. Die verbeteringen betreffen vooral het vrijkomen van deeltjes (fijn stof) en bepaalde gasvormige componenten waar tot op heden geen ‘standaardbrontermen’ voor beschikbaar waren. Ook kunnen brontermen worden gerelateerd aan bepaalde branden met specifieke kenmerken of materialen, zoals pvc.

De feitelijke verspreidingsberekeningen kunnen in overeenstemming met de huidige werkwijze worden uitgevoerd met PHAST. Het uitgangspunt om alleen verspreidingsberekeningen te doen voor situaties waarin geen pluimstijging optreedt, wordt ondersteund door onderzoek in het buitenland en door metingen van de MOD. Of er pluimstijging optreedt, moet worden bepaald door visuele waarneming van de rookpluim ter plaatse van het incident. Een visuele waarneming van pluimstijging is betrouwbaarder dan een voorspelling op basis van een berekening.

Voor het compartiment water lijkt de huidige werkwijze, namelijk het standaardprotocol van de Alarmgroep van de RWS Waterdienst aangevuld met eventuele laboratoriumtesten, over het algemeen voorlopig afdoende om tot de juiste beslissingen en maatregelen te komen. Niettemin is het nuttig om dit proces te ondersteunen en versterken door gebruik van verspreidingsmodellen, zeker in het geval van branden en andere calamiteiten met een grootschalige impact.

Voor de Rijn, de Maas en het Twentekanaal bestaat al een geschikt model, dat bovendien gevalideerd is, een hoge graad van nauwkeurigheid kent en vriendelijk is in gebruik, onder meer doordat grafische output mogelijk is. Voor andere oppervlaktewateren kan worden aangesloten bij de ontwikkelingen in het RWS project ‘Model instrumentarium voor de Waterhuishouding van peilgereguleerde Watersystemen’. Dit traject zal echter nog enige tijd in beslag nemen. Bij incidenten van beperkte omvang kan de Emissie-Immissie-toets eventueel uitkomst bieden voor wateren waarvoor het Rijn- en Maas-stroommodel niet van toepassing is. Deze toets heeft als voordeel dat hij eenvoudig en snel is, maar de toets is niet nauwkeurig en niet in staat om integraal de gevolgen van een lozing bij een industriële brand overzichtelijk te presenteren. Ook is er geen georganiseerd beheer van dit model. De Emissie-Immissie-toets kan daarom beter niet gebruikt worden bij industriële branden met (mogelijk) grootschalige impact. Bovendien zal het gebruik ervan voor dit doel met behulp van praktijktesten nader moeten worden uitgewerkt.

Verder is geconstateerd dat ook bij watermodellen het vaststellen van de bronterm één van de lastigste zaken is. Zelfs als er informatie is over de hoeveelheden bij het brandende bedrijf opgeslagen materialen en stoffen, dan nog is meestal niet bekend hoeveel daarvan in het bluswater komt. Bovendien ontstaan er door de brand andere stoffen en de aard en hoeveelheden van die stoffen zijn moeilijk nauwkeurig te bepalen. Analyses van het bluswater kunnen dan uitkomst bieden, maar die nemen de nodige tijd in beslag en zijn daarom vooral geschikt om een eerder gegeven *quick and dirty* advies te onderbouwen of te verfijnen.

7.2 Hoe verder?

Nu duidelijk is dat het ontwikkelen van een alomvattend model, schema of stappenplan niet haalbaar lijkt, zijn er verschillende andere mogelijkheden om het adviesproces van het BOT-mi bij branden te versterken. Hieronder worden er twee besproken:

- het continueren van de huidige werkwijze waarbij de nieuw vergaarde kennis wordt verwerkt;
- het standaardiseren van de werkwijze met gebruik van vaste scenario’s.

7.2.1 Continuering van de huidige werkwijze

De eerste mogelijkheid is de huidige werkwijze te continueren, maar dan wel met een aantal aanpassingen, die voortvloeien uit de informatie die in dit onderzoek is vergaard.

Voor verspreiding in de lucht houdt de huidige werkwijze in dat tabellen met standaardafstanden voor branden worden gebruikt als er weinig informatie over de brand beschikbaar is, en dat er berekeningen worden uitgevoerd als daarvoor voldoende informatie beschikbaar is. De tabellen en het gebruiksvoorschrift voor de berekeningen kunnen worden aangepast aan de nieuwe inzichten zoals beschreven is in paragraaf 7.1.

Voor het compartiment water kan de huidige werkwijze, namelijk het standaardprotocol beschreven in paragraaf 6.3.1, worden versterkt door gebruik te maken van verspreidingsmodellen. Het gebruik van modellen bij een brand zou echter eerst moeten worden uitgetoetst door middel van praktijktesten. Bij die testen moeten zowel het proces (kan men goed werken met het model, zijn resultaten voldoende snel beschikbaar) als de inhoud (hoe goed voorspelt het model) in beschouwing worden genomen. Voor de Emissie-Immissie-toets moet bovendien duidelijk worden afgebakend in welke gevallen deze wel of niet bruikbaar is.

7.2.2 Standaardisatie van het BOT-mi-advies met gebruik van vaste scenario's

De tweede mogelijkheid is om voor een aantal verschillende soorten branden en/of materialen (scenario's) berekeningen te doen met bestaande modellen en gegevens. De resultaten daarvan kunnen worden verwerkt in tabellen waarin berekende effectafstanden en mogelijke maatregelen worden genoemd. Die tabellen kunnen worden gebruikt in het adviesproces. Het huidige onderzoek kan als input voor die tabellen dienen. De resultaten kunnen worden getoetst aan meetresultaten die zijn verzameld bij 'echte' branden (zie hoofdstuk 5). Het zal echter niet eenvoudig zijn om een keuze te maken voor de indeling van branden in typen of klassen. Daarbij komen vragen aan de orde als: 'Hoeveel verschillende typen dienen onderscheiden te worden?' en 'Welke criteria zijn doorslaggevend in het onderscheid tussen de verschillende klassen?'

Bijlage 5 geeft voorbeelden van stapsgewijze berekeningen van emissies en concentraties schadelijke stoffen als gevolg van een brand door het toepassen van verschillende opeenvolgende modellen, emissiefactoren en andere parameters. Deze voorbeelden bevestigen overigens dat er geen klant-enklaar model voor verspreiding bij branden is. Dit zijn onderzoeken die ná een brand zijn uitgevoerd, gericht op een specifieke situatie (afvalopslag van een fabriek of een grote partij ammoniumnitraat) of een bepaald type brand (namelijk een pesticidenbrand). De beschreven werkwijze zou echter goed kunnen dienen als voorbeeld voor de aanpak van berekeningen aan verschillende typen branden. Ook zou het interessant zijn om de huidige BOT-mi-methodiek, die is gebaseerd op de CPR-15-methodiek, te valideren aan branden uit het verleden.

Op vergelijkbare wijze kunnen – in aansluiting op het hierboven beschreven strategie voor verspreiding via de lucht – ook voor het compartiment water verschillende scenario's worden uitgewerkt, vooral voor de oppervlaktewateren met een verhoogd risico ten aanzien van industriële branden.

Tot slot merken we op dat in hoofdstuk 2 is vermeld dat dit onderzoek vooral is gericht op brontermen en verspreiding van gevaarlijke stoffen via de lucht en in het water bij een brand. Modellen waarmee effecten op de mens en het milieu kunnen worden voorspeld zijn niet nader bestudeerd. Potentiële effecten worden vaak beoordeeld door een gemeten of berekende concentratie te vergelijken met een geschikte grenswaarde.

De werkelijkheid zit echter ingewikkelder in elkaar. Zo moet bij een beoordeling rekening worden gehouden met de daadwerkelijke blootstelling (die kan afwijken van de gemeten of berekende concentratie), de duur van de blootstelling en het soort effect dat de stof kan bewerkstelligen. Er kunnen meerdere stoffen zijn vrijgekomen met uiteenlopende of juist elkaar versterkende effecten. Ook kan het van belang zijn om bij het vaststellen van effecten rekening te houden met een eventuele doorwerking naar andere organismen in het milieu of in de voedselketen. Dit geldt vooral voor persistente stoffen zoals dioxinen, die zich opstapelen in vetweefsel van levende organismen.

8 Conclusies en aanbevelingen

- (1) Er bestaat geen kant-en-klare, alomvattende methodiek of stappenplan, waarmee tijdens een brand snel een afgewogen en geïntegreerd advies kan worden gegeven over maatregelen ter bescherming van milieu of gezondheid, noch in Nederland noch in andere landen. Het wordt ook niet haalbaar geacht om een dergelijke tool met eenvoudige middelen te realiseren. Wel kunnen – om beter voorbereid te zijn op adviesvragen bij branden – scenario's worden doorgerekend van verschillende typen branden. Zie verder punt 13.
- (2) Op basis van deze studie en eerder werk van Mennen en Van Belle (2007) is een handzaam overzicht van emissiefactoren gemaakt dat kan worden gebruikt om te bepalen met welke stoffen men rekening dient te houden bij het doen van metingen of geven van adviezen tijdens een brand.
- (3) Uit zowel onderzoek in het buitenland als uit metingen van de MOD blijkt dat bij een brand met een permanent hoge pluimstijging geen noemenswaardige milieu- en gezondheidseffecten te verwachten op leefniveau.
- (4) Bij een brand waarbij de rookpluim niet of nauwelijks stijgt, zijn de concentraties schadelijke componenten in de lucht benedenwinds vrijwel altijd verhoogd, soms tot op honderden meters van de brandhaard. Echter, vanaf 1 km en verder zijn de concentraties zo ver gedaald dat er bij eventuele blootstelling geen sprake is van gezondheidsrisico's (uitgezonderd zeer grote branden of branden met bijzondere kenmerken). Binnen 1 km van een brand zal per geval onderzocht moeten worden welke stoffen een eventueel risico vormen, hoe hoog de blootstelling aan deze stoffen is en wat de eventuele effecten op milieu en gezondheid zijn.
- (5) Vanaf ongeveer een halve kilometer van een brand en verder weg is de depositie van stofdeeltjes uit een brand en de daaruit volgende verontreiniging van het milieu en gewassen vrijwel altijd nihil. Er zijn dan geen schadelijke effecten voor het milieu of noemenswaardige verontreiniging van de voedselketen (gewassen of producten van dieren in het effectgebied) te verwachten. Ook hier geldt dat er uitzonderingen kunnen zijn in de vorm van zeer grote branden of branden met bijzondere kenmerken zoals een brand in een grote opslag met pvc-materialen. Binnen een halve kilometer van een brand moet de depositie per geval worden onderzocht. Kritische componenten daarbij zijn dioxinen, PAK's, zware metalen en, soms, specifieke componenten zoals gebromeerde dioxinen en nitro-PAK's.
- (6) Met de informatie over de emissiefactoren en de ervaring opgedaan door de MOD kunnen typische 'standaardbrontermen' en emissiefactoren worden afgeleid voor het vrijkomen van stofdeeltjes en gassen, voor specifieke branden of materialen. Hiermee kunnen berekeningen met het luchtverspreidingsmodel PHAST worden verfijnd.
- (7) Er bestaat geen kant-en-klaar luchtverspreidingsmodel waarin de bronterm, pluimstijging en dispersie zijn geïntegreerd om een snelle en nauwkeurige inschatting van de schadelijke effecten te kunnen geven die kunnen optreden bij een (magazijn)brand.
- (8) Voor een eerste snelle inschatting van schadelijke effecten van verspreiding van gevaarlijke stoffen door de lucht kan de tabel die momenteel voor BOT-mi wordt gebruikt, geactualiseerd en verfijnd worden.
- (9) In het geval van een calamiteit is het bij magazijnbranden niet goed mogelijk te voorspellen of en wanneer er pluimstijging zal optreden. Gebruik van visuele waarnemingen is hiervoor, nog steeds, het nauwkeurigst. De theorie achter het model FIREPEST kan gebruikt worden om een beter inzicht te krijgen in de verwachte invloed van specifieke gebouwconstructies op het vrijkomen van gevaarlijke stoffen voordat pluimstijging optreedt.
- (10) Het standaardprotocol van de Alarmgroep van de RWS Waterdienst werkt in de praktijk meestal goed. In dit protocol wordt in eerste instantie een advies gegeven over mogelijke snel te nemen

maatregelen, zoals het gecontroleerd laten uitbranden en het opvangen van bluswater. In een volgende fase wordt het advies veelal onderbouwd en verfijnd door middel van laboratoriumtesten. De ervaring leert dat deze procedure meestal goed werkt en in het verleden niet tot onjuiste beslissingen of maatregelen heeft geleid.

- (11) Door 'standaardgebruik' van verspreidingsmodellen zou het adviesproces voor het compartiment water versterkt kunnen worden.
- (12) Van de drie modellen die in Nederland worden gebruikt om verspreiding van stoffen in water te berekenen, is alleen het Rijn- en Maas-stroommodel direct geschikt voor toepassing bij calamiteiten, waaronder branden. Dit model is snel, gebruiksvriendelijk, nauwkeurig en geijkt, maar alleen geldig voor de rivieren de Rijn en de Maas. Er is inmiddels een vergelijkbaar model beschikbaar voor het Twentekanaal. Het model Proteus-2 is niet geschikt voor dit doel, vanwege de tijd die nodig is om alle benodigde gegevens in te voeren. De Emissie-Immissie-toets is van de drie modellen het minst nauwkeurig, maar wel snel en gemakkelijk in het gebruik, omdat per stof slechts een paar parameters hoeven te worden ingevoerd. Er is echter nog weinig ervaring met deze toets bij calamiteiten en er is geen georganiseerd beheer van het model. Aanbevolen wordt om de toets alleen te gebruiken voor wateren waarvoor het Rijn- en Maas-stroommodel niet van toepassing is en niet bij industriële branden met (mogelijk) grootschalige impact. Bovendien zal het gebruik ervan voor dit doel met behulp van praktijktesten nader moeten worden uitgewerkt.
- (13) Met de onderliggende programmatuur van dit model zouden stroommodellen voor andere oppervlaktewateren kunnen worden ontwikkeld. De afdeling Crisismanagement van de RWS Waterdienst zal dit traject inzetten in het RWS project 'Model instrumentarium voor de Waterhuishouding van peilgereguleerde Watersystemen'. Vooral de advisering bij lozing van een verontreiniging (bijvoorbeeld vervuild bluswater) in regionale oppervlaktewateren kan hiermee verder worden uitgebreid. Een voorbeeld hiervan is het nieuw ontwikkeld Twentekanaal-model.
- (14) Om meer grip te krijgen op het snel kunnen adviseren bij branden is het nuttig om een aantal scenario's (typen branden en/of materialen) te onderscheiden en door te rekenen. Op basis daarvan kunnen tabellen met berekende effectafstanden en mogelijke maatregelen worden opgesteld. Het huidige onderzoek kan als input voor die tabellen dienen en de resultaten kunnen worden getoetst aan meetresultaten die zijn verzameld bij 'echte' branden. Deze strategie kan voor zowel het compartiment lucht als het compartiment water worden toegepast. Het is aan te bevelen hierbij aan te sluiten bij andere lopende trajecten, onder meer studies van het NIFV.
- (15) In dit onderzoek is geen aandacht besteed aan modellen om de doorwerking naar en effecten van schadelijke stoffen op organismen in het milieu of in de voedselketen te voorspellen. Dit aspect kan voor een adequate risicobeoordeling bij een brand soms wel van belang zijn, vooral voor persistente stoffen zoals dioxinen die zich opstapelen in vetweefsel van levende organismen. Het is daarom aan te raden om bij de hierboven voorgestelde berekeningen van verschillende scenario's ook dit soort potentiële effecten met daarvoor ontwikkelde ketenmodellen te schatten.

Literatuur

- Ahling, B. en Wiberger, K. (1979) Incineration of pesticides containing phosphorus. *J. Environ. Qual.* 8, 12-13.
- Atkinson, G. (1996) FIREPEST II – A new computer program to aid risk assessment for chemical warehouse fires, Fire and Thermofluids Section, Health & Safety Laboratory.
- Austin, C.C., Wang, D., Ecobichon, D.J. en Dussault, G. (2001a) Characterization of volatile organic compounds in smoke at municipal structural fires. *J. Tox Environ. Health*, A63, 437-458.
- Austin, C.C., Wang, D., Ecobichon, D.J. en Dussault G. (2001b) Characterization of volatile organic compounds in smoke at experimental fires. *J. Tox Environ. Health*, A63, 191-206.
- Becker, L., Lenoir, D., Matuschek, G. en Kettrup, A. (2001a) Thermal degradation of halogen-free flame retardant epoxides and polycarbonate in air. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 60, 55-67.
- Becker, L., Matuschek, G., Lenoir, D. en Kettrup, A. (2001b) Thermal degradation of wood treated with creosote. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 57, 15-36.
- Bertrand, C.M. en Wagner, J.P. (1997) Evaluation of toxic emissions and residues from the controlled combustion of selected foamed plastics. *Polym.-Plast. Technol. Eng.*, 36, 67-88.
- Bos H.G. (2008) Handleiding Proteus II, Rijkswaterstaat, Lelystad.
- Broekman, M.H. en Mennen, M.G. (2008) Brand opslagloods computerartikelen in Blerick. Briefrapport nr. 609022015. RIVM. Bilthoven.
- Butler, K.M. en Mulholland, W. (2004) Generation and transport of smoke components. *Fire Technol.*, 40, 149-176.
- Carroll, W.F. (1996) Is PVC in house fires the great unknown source of dioxin? *Fire and Materials*, 20, 161-166.
- CERC (2004) ADMS-Fire, A model of Dispersion and Deposition from Fires, User Guide, Version 1, December 2004. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- CERC (2007a) ADMS 4 Atmospheric Dispersion Modelling System User Guide, version 4.0, June 2007. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- CERC (2007b) ADMS 4 Building Validation, Warehouse Fires Wind Tunnel Experiments, June 2007. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- CEV (2008) BOT-mi draaiboek van het Centrum Externe Veiligheid (intern document). RIVM/Centrum Externe Veiligheid, Bilthoven.
- Christiansen, V. (1994) Combustion of some pesticides and evaluation of the environmental impact. *J. Loss Prev. Process Ind.*, 7, 39-48.

Christiansen, V., Kakko, R. en Koivisto, R. (1993) Environmental impact of a warehouse fire containing ammonium nitrate. *J. Loss Prev. Process Ind.*, 4, 233-239.

Christmann, W., Kasiske, D., Klöppel, K.D., Partscht, H. en Rotard, W. (1989) Combustion of polyvinyl chloride - an important source for the formation of PCDD/PCDF. *Chemosphere*, 19, 387-392.

Cosemans G. en Mensink C. (2003) Depositieberekeningen Marly 10-18 december 2003. VITO, België.

Costa, C., Treand, G., Moineault, F. en Gustin, J.-L. (1999) Assessment of the thermal and toxic effects of chemical and pesticide pool fires based on experimental data obtained using the Tewarson apparatus. *Trans.IChemE.*, 77B, 154-164.

CRESP (2001) A coupled forest fire emission and atmospheric dispersion model. Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder Participation, CRESP Center of Expertise in Exposure Assessment, U.S.

Davie, F.M. en Nolan, P.F. (1993) Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products. Particle characterization. In S.T. Cole & P.J. Wicks (Eds), *Industrial Fires Workshop Proceedings*. Report EUR 15340 EN, European Union.

Des Rosiers, P.E. (1987) Chlorinated combustion products from fires involving PCB transformers and capacitors. *Chemosphere*, 16, 1811-1888.

Desmet, K. (2005) Development of novel techniques based on sorptive extraction for the analysis of combustion gases. Thesis. Gent University, Faculty of Sciences, Gent, Belgium.

Deutsch, D.G. en Goldfarb, Th.D. (1988) PCDD/PCDF contamination following a plastics fire in a university lecture hall building. *Chemosphere*, 17, 2423-2431.

Draper, W.M., Phillips, J., Harnly, M. en Stephens, R.D. (1988) Assessing environmental contamination from a pentachlorophenol fire: screening soils for octachlorodibenzo-p-dioxin. *Chemosphere*, 17, 1831-1850.

Dobbins, R.A., Mulholland, G.W. en Bryner, N.P. (1994) Comparison of a fractal smoke optics model with light extinction measurements. *Atmos. Environ.*, 28, 889-897.

El-Fadel, M. (2000) Hazard assessment of indoor air quality in fire damaged buildings. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 4, 99-104.

EPA (2004a) AERMOD: Description of model formulation. Environmental Protection Agency, U.S.

EPA (2004b) User's guide for the AMS/EPA regulatory model – AERMOD. Environmental Protection Agency, U.S.

Esperanza, M.M., Font, R. en Garcia, A.N. (2000) Toxic byproducts from the combustion of varnish wastes based on polyurethane in a laboratory furnace. *J. Haz. Mat.*, B77, 107-121.

Esperanza, M.M., Garcia, A.N., Font, R., en Conesa, J.A. (1999) Pyrolysis of varnish waste based on a polyurethane. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 52, 151-166.

- Essers, K. (2003) Milieubelasting bij brandweeroptreden. Milieuverontreiniging bij gebouwbrandbestrijding. Rapportage afstudeerproject Universiteit Utrecht.
- Font, R., Fullana, A., Caballero, J.A., Candela, J. en Garcia A. (2001) Pyrolysis study of polyurethane. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 58-59, 63-77.
- Fullana, A., Font, R., Conesa, J.A. en Blasco, P. (2000) Evolution of products in the combustion of scrap tires in a horizontal, laboratory scale reactor. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 2092-2099.
- Griffioen, P.J. (1987) Het Rijncalamiteitenmodel, H20 vol 20, nr.17. RIZA, Lelystad.
- Griffioen, P.J. (1989) Alarmmodell für den Rhein. Modèle d'alerte pour le Rhin, Bericht Nr. II-2 for CHR-KSR, Germany.
- Gullet, B.K., Lemieux, P.M., Lutes, C.C., Winterrowd, C.K. en Winters, D.L. (1999) PCDD/F emissions from uncontrolled, domestic waste burning. *Organohalogen Compounds*, 41, 27-30.
- Hauk A., Sklorz, M., Bergmann, G. en Hutzinger, O. (1995) Analysis and toxicity of combustion gases. 2. Characterization of combustion products from halogen-free flame-retardant duroplastic polymers for electronics. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 31, 141-156.
- Hoffer, S.M. en Mennen, M.G. (2007) Bemonstering en analyse bij brand in Wijk bij Duurstede. RIVM briefrapport nr. 20070418 IMD smh. RIVM, Bilthoven.
- HSE (2001) Manual Environmental sampling after chemical accidents. Health and Safety Executive, London, Engeland.
- Khalfi, A., Trouvé, G., Delobel, R. en Delfosse, L. (2000) Correlation of CO and PAH emissions during laboratory-scale incineration of wood furnitures. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 56, 243-262.
- Kinra, S., Lewendon, G., Nelder, R., Herriott, N., Mohan, R., Hort, M., Harrision, S. en Murray, V. (2005) Evacuation decisions in a chemical air pollution incident: cross sectional survey. *British Med. J.* 330, 1471-1476.
- Kinsman, P. en Maddison, T.E. (2001) Hazard assessment for fires in agrochemical warehouses. The role of combustion products. *Trans IChemE* 79B, 145-156.
- Klusmeier, W., Ohrbach, K.-H., Kühn, P. en Kettrup, A. (1989a) Investigations into the thermal decomposition of selected pesticides. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 16, 205-211.
- Klusmeier, W., Ohrbach, K.-H., Kühn, P. en Kettrup A. (1989b) Investigations into the thermal decomposition of the pesticides Metoxuron and Chloridazon. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 16, 213-219.
- Lemieux, P.M., Lutes, C.C. en Santoianni, D.A. (2004) Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Prog. Energy Combust. Sci.*, 30, 1-32.
- Levine, J. (1993) Global biomass burning. Atmospheric, climatic and biospheric implications. MIT Press, Cambridge, Massachusettes, London.

Luttmer, W.J. (1998) Waterbezwaarlijkheid van blusschuimen, resultaten van een inventariserend onderzoek. RIZA-rapport nr. 98.008. RIZA, Lelystad.

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.

Malilay, J. (1999) A review of factors affecting the human health impacts of air pollutants from forest fires. Health guidelines for vegetation fire events, pgs 255-270. WHO, Lima, Peru.

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.

Martin-Gullon I., Esperanza M. and Font R. (2001) Kinetic model for the pyrolysis and combustion of poly-(ethylene terephthalate) (PET). J. Anal. Appl. Pyrolysis, 58-59, 635-650.

Mazijk, A. van, Gils J.A.G. van en Weitbrecht, V. (2000) Analyse und Evaluierung der 2-D-Module zur Berechnung des Stofftransportes in der Window-Version des Rheinalarmmodells in Theorie und Praxis. Report no. II-16.

Mennen, M.G. (2001) Eindrapportage RIVM metingen en analyses brand Hazeldonk. Briefrapport nr. 213/01 IEM. RIVM, Bilthoven.

Mennen, M.G. en Belle, N.J.C. van (2007) Emissies van schadelijke stoffen bij branden. RIVM-rapport nr. 609021051. RIVM, Bilthoven.

Merk, M., Schramm, K.W., Lenoir, D., Henkelmann, B. en Kettrup, A. (1995) Determination of the PCDD/F concentration in the fumes from a pvc fire. Organohalogen Compounds, 23, 491-494.

Muraleedharan, T.R., Radojevic, M., Waugh, A. en Caruana, A. (2000) Emissions from the combustion of peat: an experimental study. Atmos. Environ., 34, 3033-3035.

Nageswara Rao, R., Khalid, S., Rajani, T. en Husain, S. (2002) Gas chromatographic-mass spectrometric separation and identification of combustion products of organo-phosphorus and chlorine pesticides and evaluation of their impact on the environment. J. Chromatography A954, 227-234.

Nammari, D.N., Hogland, W., Marques, M., Nimmermark, S. en Moutavtchi, V. (2004) Emissions from a controlled fire in municipal solid waste bales. Waste Manage., 24, 9-18.

Nelson, G.L. (2000) Fire and pesticides, a review and analysis of recent work. Fire Technol. 36, 163-183.

NIFV (2006) Werkblad, versie 14, Nederlands Instituut Fysieke Veiligheid in samenwerking met DCMR.

NIFV (2008) Verkenning van de toepassing en mogelijke uniformering van effectberekeningsmodellen, versie: 3.0. Nederlands Instituut Fysieke Veiligheid.

Petersen, K.E. en Markert, F. (1999) Assessment of fires in chemical warehouses. An overview of the TOXFIRE project. Report no. Risø-R-932(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.

Rasmussen, B., Duijm, N.J. en Markert, F. (1998) Airborne releases from fires involving chemical waste – a multidisciplinary case study. *J. Haz.Mat.* 57, 259-275.

RIVM (2009) Handleiding Risicoberekeningen Bevi, versie 3.1 (Hoofdstuk 8). RIVM rapport nr. 31001/2009, RIVM, Bilthoven. In voorbereiding.

Risø (2005a) RIMPUFF Atmospheric Dispersion Guide, Version: RIMDOS8, rev. 201, Module Description. Risø National Laboratory, Department of Wind Energy, Denmark

Risø (2005b) RIMPUFF Multisource parameters, Version: RIMPUFF 8r201, User's guide. Risø National Laboratory, Department of Wind Energy, Denmark

RIZA (2000) Emissie-Immissie. Prioritering van bronnen en de emissietoets, CIW-RIZA nota, RIZA, Lelystad.

Ruokojärvi, P., Aatamila, M. en Ruuskanen, J. (2000) Toxic chlorinated and polyaromatic hydrocarbons in simulated house fires. *Chemosphere*, 41, 825-828.

Schäfer, A.J., Urk, G. van en Leeuwen, C.J. van (1986) De gevolgen van de brand bij Sandoz te Basel voor de waterkwaliteit in Nederland. *H₂O*, 18, 605-609.

Schols, E. (2007) MOD inzet bij brand vistrawler Velsen-Noord. RIVM briefrapport 20070059 IMD es, RIVM, Bilthoven.

Scire, J.S., Strimaitis, D.G. en Yamartine, R.J. (2000) A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model (Version 5). Earth Tech, Inc.

SEPA (2007) Controlled Burn: Pollution prevention guideline 28. Scottish Environmental Protection Agency, Stirling, Verenigd Koninkrijk.

Smith-Hansen, L. en Jørgensen, K.H. (1993) Characterization of fire products from organophosphorus pesticides using the DIN 53436 method. *J. Loss Process Ind.* 6, 227-231.

Smith-Hansen, L. (1994) STEP – Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products. Final report. Report no. Risø-R-764(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.

Targa, J., Kent, A., Stewart, R., Colema, P., Bower, J., Webster, H., Taylor, J., Murray, V., Mohan, R. en Aus, Ch. (2006) Initial review of air quality aspects of the Buncefield oil depot explosion. Report no. AEA/ENV/R/2168 Issue 3. AEA Technology Environment, Harwell, UK.

Theisen, J., Funcke, W., Balfanz, E. en König, J. (1989) Determination of PCDFs and PCDDs in fire accidents and laboratory combustion tests involving pvc-containing materials. *Chemosphere* 19, 423-428.

Troop P. (2006) The Public Health Impact of the Buncefield oil depot fire. HPA Report, Health Protection Agency, London, United Kingdom.

Vikelsøe, J. en Johansen, E. (2000) Estimation of dioxin emission from fires in chemicals. *Chemosphere*, 40, 165-175.

VROM (1997) Risico-analyse methodiek CPR-15 bedrijven. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag

VROM (2006) Plan van aanpak asbestbrand. Rapport VROM-Inspectie. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.

VROM (2007) Interventiewaarden gevaarlijke stoffen 2007. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer Stafafdeling Crisismanagement, Den Haag.

VROM (2008) The Flash Environmental Assessment Tool (FEAT) To identify acute environmental risks immediately following disasters Version 1.0. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), DHV-Engineering Consultancy, United Nations.

VROM/BZK/SZW/VenW (2003) Publicatiereeks Gevaarlijke Stoffen 1, deel 3: Toxische verbrandingsproducten. Ministeries van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, Sociale Zaken en Werkgelegenheid en Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

Wallace, D., Nelson, N. en Gates, Th. (1982) Polyvinyl chloride wire insulation decomposition II. Consideration of long term health effects from chlorinated hydrocarbons. J. Combust. Tox., 9, 105-112.

Weber, R. en Kuch, B. (2003) Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated-chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. Environ. Int., 29, 699-710.

Weger, D. de, Blom-Bruggeman, J.M. en Molag, M. (1995) Leidraad voor de Inventarisatie van de Milieugevolgen van Industriële Ongevallen (Leidraad Milieugevolgen). TNO, Apeldoorn.

Wevers, M., De Fré, R. en Desmedt, M. (2004) Effect of backyard burning on dioxin deposition and air concentrations. Chemosphere, 54, 1351-1356.

Wilhelm, M., Matuschek, G. en Kettrup, A. (2000) Determination of basic nitrogen-containing polynuclear aromatic hydrocarbons formed during thermal degradation of polymers by high-performance liquid chromatography-fluorescence detection. J. Chromatography, A878, 171-181.

Websites

EPA (2008) www.epa.gov/scram001. Technology Transfer Network Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling. Environmental Protection Agency, U.S. (algemene informatie over veel verschillende luchtverspreidingsmodellen, datum bezoek: november 2008)

LES (2008) <http://www.weblakes.com/>. Lakes Environmental Software (over CALPUFF en AERMOD, datum bezoek: november 2008)

PDC (2008) <http://www.pdc.dk/argos/>. Prolog Development Centre (datum bezoek: november 2008)

Risø (2008)

http://www.risoe.dk/business_relations/Products_Services/Software/VEA_dispersion_models/RIMPUFF.F.aspx RIMPUFF. (over Risø Mesoscale PUFF model, datum bezoek: november 2008)

Bijlage 1 Leidraad Milieugevolgen

In mei 1995 heeft TNO in opdracht van de Directie Brandweer en Rampenbestrijding van het ministerie van Binnenlandse Zaken de Leidraad voor de Inventarisatie van de Milieugevolgen van Industriële Ongevallen, kortweg de Leidraad Milieugevolgen, laten opstellen (De Weger et al., 1995). Het doel van deze leidraad was om rampenbestrijdingsorganisaties te voorzien van een methodiek om een inschatting te maken van de aard en omvang van mogelijke milieuproblemen bij calamiteiten met gevaarlijke stoffen. Eén van de toepassingsgebieden van de leidraad is vast te stellen welke strategie voor de bestrijding van een bepaald ongeval, waaronder brand, uit milieuoogpunt het meest gunstig is. De leidraad is in eerste instantie ontwikkeld voor de preparatieve fase, maar kan ook als beslissingsondersteunend systeem in de repressieve fase worden gebruikt.

Ten aanzien van branden worden in de leidraad drie inzetstrategieën genoemd en uitgewerkt:

- gecontroleerd laten uitbranden;
- blussen met water;
- blussen met schuim.

Hieronder worden de voor- en nadelen van deze drie inzetstrategieën besproken in termen van optredende milieuverontreiniging. Het onderzoek van Essers (2003) en de richtlijn ‘Controlled Burn: PPG28’ (SEPA, 2007) zijn hierbij mede in beschouwing genomen. De onderbouwing van de voor- en nadelen kan waardevolle informatie verschaffen voor de ontwikkeling van een tool of stappenplan. Het kan immers relevant zijn om voor een bepaalde strategie te kiezen uit oogpunt van bescherming van het milieu of omwonenden of het voorkomen van contaminatie van voedingsgewassen.

Bij gecontroleerd laten uitbranden wordt het verbrandingsproces niet vertraagd door gebruik van bluswater of schuim. De brand kan zelfs worden versneld door er extra brandstof aan toe te voegen of de ventilatie te stimuleren. Bij goede verbranding ontstaan meestal minder schadelijke componenten en een betere pluimstijging, zodat de concentraties op leefniveau beperkt blijven. Bovendien vloeit er geen verontreinigd bluswater af naar het riool of oppervlaktewater. Een nadeel van deze strategie is dat er meer materiaal wordt verbrand dan als er geblust wordt, waardoor de potentiële bronsterkte toeneemt. Uiteraard is ook van belang dat er geen personen of andere objecten gevaar mogen lopen en de totale luchtverontreiniging moet opwegen tegen de schade aan het oppervlaktewater die zou ontstaan bij blussen. Bij de afweging voor deze strategie dienen ook de weersomstandigheden in acht te worden genomen. Als er een sterke wind staat, is het risico op overslaan van de brand naar andere objecten groot en zal niet snel gekozen worden voor gecontroleerd laten uitbranden.

Blussen verlaagt de temperatuur en er ontstaat stoom dat een verstikkende werking heeft (beperking van de zuurstoftoevoer). Hierdoor kunnen meer soorten schadelijke stoffen worden gevormd en nemen ook de emissiefactoren van die stoffen vaak toe. Echter, de totale hoeveelheid verbrand materiaal wordt door het blussen zo veel mogelijk beperkt. Een ander nadeel van blussen is dat de rookpluim minder stijgt met een ongunstige verspreiding als gevolg. Ten slotte ontstaat er vervuild bluswater, dat op de een of andere wijze moet worden geloosd of afgevoerd.

Ook blussen met schuim werkt verkoelend en verstikkend. Er wordt echter minder water bij gebruikt (volgens de leidraad een factor 4) dan bij blussen met bluswater. Volgens de leidraad zou het afvloeiend water ook minder schadelijke stoffen bevatten, maar volgens Essers (2003) is die uitspraak niet onderbouwd. Het schuimmiddel zelf kan schadelijk zijn voor het milieu, maar tegenwoordig worden steeds meer middelen gebruikt die goed en snel afbreekbaar zijn en binnen enkele jaren zal het

zelfs verboden zijn om blusschuim toe te passen dat de zeer milieuschadelijke componenten PFOS of PFOA bevat (zie ook paragraaf 6.1).

Essers (2003) heeft in het kader van een onderzoek naar de milieubelasting van repressief optreden door de brandweer de leidraad geëvalueerd. Hij komt tot de conclusie dat de leidraad op een aantal punten niet volledig is en dat ze ook onvoldoende bekend is bij de hulpdiensten en daarom nauwelijks wordt toegepast in de praktijk. Essers voert een aantal argumenten aan om zijn eerste stelling te onderbouwen.

Ter illustratie volgt hier de argumentatie van Essers voor wat betreft het compartiment lucht. In de leidraad is de grootte van de emissie naar de lucht alleen afhankelijk van het oppervlak van de brand en of er wel of niet geblust wordt. Afhankelijk van het oppervlak van de brand wordt volgens een standaardtabel met drie categorieën de hoeveelheid verbrande stof gedefinieerd, ongeacht om welke stof het gaat (de leidraad gaat uit van een willekeurige persistente toxische stof). Wanneer geblust wordt, zal volgens de leidraad de emissie naar de lucht kleiner zijn dan als er niet geblust wordt. De hoeveelheid verbrande stof uit de standaardtabel wordt bij blussen daarom verminderd met een vaste factor. Deze benadering is echter onjuist, omdat doorblussen vaak meer schadelijke stoffen ontstaan. Op deze wijze worden in de leidraad zes categorieën luchtverontreiniging onderscheiden. De emissie wordt vervolgens vermenigvuldigd met een toxiciteitsfactor volgens een bepaalde indeling in klassen, waarbij altijd van de hoogste klasse voor de meest toxische stof wordt uitgegaan. In werkelijkheid komen er veel stoffen vrij in verschillende hoeveelheden en met verschillende toxiciteit. Op analoge wijze wordt in de leidraad de vervuiling in andere milieucompartimenten beoordeeld. Essers vindt de beslissingsmethodiek van de leidraad te grof en op een aantal punten niet onderbouwd. De leidraad is daarom ook niet geschikt voor het beoordelen van de mogelijke verontreiniging in het effectgebied en gevolgen daarvan bij een brand, laat staan om vragen te beantwoorden als 'Moeten de koeien op stal?' Echter, mogelijk kunnen bepaalde elementen of rekenformules uit de leidraad wel gebruikt worden bij het ontwikkelen van de bedoelde tool uit de inleiding.

Tot slot merken we op dat de praktijk soms uitpakt dan bedoeld, als het gaat om toepassing van een bepaalde bestrijdingsstrategie. Tijdens de brand bij het afvalverwerkingsbedrijf ATF in Drachten (12 mei 2000) werd door de brandweer besloten niet actief te blussen om vervuiling van het oppervlaktewater te voorkomen. Toen de brand in hevigheid afnam, is toch met water geblust. Hoewel het waterschap de rioleringen afsloot en het bluswater later werd opgepompt en afgevoerd als chemisch afval, was er toch sprake van vissterfte in de omliggende waterstromen.

Bijlage 2 Emissiefactoren

B2.1 Inleiding

In deze bijlage worden de resultaten van dit onderzoek besproken aangaande de emissiefactoren van een aantal relevante soorten materialen. Vooral de nieuw vergaarde gegevens komen hierbij aan bod; voor de al eerder verzamelde gegevens wordt verwezen naar Mennen en Van Belle (2007).

B2.2 Kunststoffen en additieven

In het rapport van Mennen en Van Belle (2007) is uitgebreid aandacht besteed aan de emissiefactoren van de reactieproducten die kunnen ontstaan bij de verbranding van allerlei typen kunststoffen en additieven. Deze gegevens zijn samengevat in een uitgebreide overzichtstabel (Tabel 4.1) in het betreffende rapport. Over het algemeen ontstaan bij verbranding van kunststoffen waterdamp, CO₂, CO, koolwaterstoffen en roetdeeltjes (uit de elementen koolstof en waterstof). Als de kunststof ook nog andere elementen bevat, kunnen er anorganische gassen (blauwzuur, zoutzuur, stikstofoxiden, ammoniak, zwaveldioxide en waterstoffluoride) vrijkomen en organische verbindingen zoals sulfides, carbonylfluoride, alcoholen, esters, isocyanaten en nitrillen.

De informatie uit het onderhavige literatuuronderzoek is gebruikt om de overzichtstabel uit te breiden en van nadere gegevens te voorzien (zie Tabel 6). De aanvullende informatie is onder meer afkomstig uit studies naar de thermische ontleding, pyrolyse en verbranding van kunststoffen en kunststof materialen. Eén van de doelstellingen van dit soort studies is de bestudering van de eigenschappen en afbraak van kunststoffen onder invloed van zonlicht en warmte. In het verlengde hiervan zijn experimenten gedaan om te bepalen welke stoffen worden gevormd bij pyrolyse en verbranding bij verschillende temperaturen, dit in verband met mogelijke effecten op milieu en gezondheid van kunststofbranden.

Experimenten bij verschillende temperaturen laten zien dat veel kunststoffen bij toenemende temperatuur eerst geleidelijk ontleden in fragmenten (veelal grotere moleculen). Het ontleden vindt plaats in het temperatuurtraject van 250 tot 400 °C (Esperanza et al., 1999; 2000; Font et al., 2001; Becker et al., 2001a). Boven 500 °C start de daadwerkelijke pyrolyse of verbranding en ontstaan steeds meer kleinere moleculen, maar ook typische verbrandingsproducten zoals PAK's. Bij kunststoffen die zuurstofatomen bevatten, zoals PET, worden – zelfs bij pyrolyse – nog zuurstofhoudende componenten gevormd zoals fenolen, cresolen, aldehyden, ketonen en furanen (Martin-Gullon et al., 2001).

Bij branden is de temperatuur van de brand al snel hoger dan 500 °C, zodat de aanwezige kunststoffen grotendeels verbranden en niet ontleden. In de nafase daalt de temperatuur, maar dan is over het algemeen het meeste materiaal al verbrand. Bij branden die vanaf het begin geen hoge temperatuur bereiken, zoals broei, kan wel ontleding plaatsvinden. De daarbij gevormde reactieproducten zijn grotendeels niet vluchtig en blijven dus achter in de brandhaard.

Uit de experimenten bij verschillende temperaturen is ook gebleken dat de vorming van PAK's een aanverwante componenten optimaal is bij 850-950 °C, ongeacht het soort kunststof. Of het polymeer nu uit alifatische of aromatische monomeren bestaat, als ze verbranden ontstaan er PAK's en dan vooral als er weinig zuurstof beschikbaar is. De emissiefactor kan dan oplopen tot meer dan 25 g/kg voor de som van de 16 EPA PAK's⁵. Vergelijkbare factoren zijn gevonden bij de verbranding van diverse chemicaliën (zie paragraaf B1.4).

⁵ Dit is een groep van 16 PAK's, gedefinieerd door de Amerikaanse Environmental Protection Agency (EPA) die als representatief worden beschouwd voor de totale groep PAK's.

Tabel 6 Overzicht van stoffen die ontstaan bij verbranding van kunststoffen en additieven en hun emissiefactoren

Kunststof/additief	Mogelijke verbrandingsproducten	Emissiefactor (g/kg)
Polyetheen (PE) Polypropyleen (PP) Polystyreen (PS) Styreencopolymeren (ABS, SAN, etc.) Poly-isobutyleen	Koolmonoxide Aromatische koolwaterstoffen (benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen, styreen, isobutyleen,) Alifatische koolwaterstoffen (alkanen en derivaten, cyclische alkanen) Alifatische koolwaterstoffen (alkenen, alkynen en derivaten) Naftaleen en andere PAK's (som) Aldehyden (formaldehyde, acetaldehyde, acroleïne,) en ketonen (aceton, acetofenon) Fenolen Fijn stof	10 – 250 2 – 100 0,1 – 5 1 – 50 ~ 0,1 – 25 ⁶ ~ 0,01 – 2 niet bekend 20 – 150
Polyethyleentereftalaat (PET) Polymethylmethacrylaat (PMMA) Polycarbonaat (PC) Polyester (PE) Polyetheretherketon (PEEK) Polyphenylether (PPE) Polyvinylalcohol Fenolharsen, epoxyharsen en resins Cellulose-ether en -ester Polyoxymethyleen (POM) Organische additieven (ftalaten, zepen, paraffines, bepaalde pigmenten e.d.)	<i>Als polyetheen en</i> Alcoholen (methanol, ethanol, enz.) Fenol Cresolen en alkylfenolen Furanen (o.a. benzofuran en dibenzofuran) Carbonsuren (mierzuur, azijnzuur, enz.) Esters Methylmethacrylaat Ftaalzuur en derivaten Bifenyl en terfenylen Fijn stof	~ 0,01 – 1 2 – 50 0,5 – 20 0,2 – 2 ~ 0,01 – 1 niet bekend ~ 0,003 – 0,05 niet bekend ~ 0,01 – 5 20 – 100
Polyvinylchloride (pvc) pvc-achtigen	<i>Als polyetheen en</i> Zoutzuur	200 – 500

⁶ De emissiefactor van PAK's (som) kan oplopen tot meer dan 50 g/kg bij pyrolytische omstandigheden (geen of weinig zuurstof) en een temperatuur van 800-950°C. Dit is de optimale temperatuur voor de vorming van PAK's (Esperanza et al., 2000)

Organochloorverbindingen (pigmenten, brandvertragers)	Gechloreerde alkanen en alkenen Gechloreerde aromaten Fosgeen Vinylchloride Chloor Dioxinen Fijn stof	~ 0,1 – 1 ~ 0,1 – 1 ~ 0,01 – 0,2 ~ 1 – 3 niet bekend 0,01 – 5 (in µg TEQ/kg) 25 – 200
Polyurethaan (PUR) Acrylonitril-butadien-styreen (ABS) Polyamide en nylon Polyimide Polyacrylonitril (PAN) Polyetherimide (PEI) Organische additieven (pigmenten e.d.)	<i>Als polyetheen en</i> Stikstofoxiden Ammoniak Blauwzuur Andere nitrillen (o.a. benzonitril) Amines Isocyanaten Ureum Quinolines en azaarenen (som) Amino-PAK's (som) Fijn stof	5 – 300 3 – 40 1 – 20 ~ 0,1 – 5 0,1 – 0,5 0,5 – 7 niet bekend ~ 1 ~ 0,3 40 – 200
Polytetrafluoretheen (PTFE) Polyvinylideenfluoride	<i>Als polyetheen en</i> Waterstoffluoride Carbonylfluoride	niet bekend niet bekend
Polyfenyleensulfide (PPS) Polysulfon Polyethersulfon Organische additieven (pigmenten e.d.)	<i>Als polyetheen en</i> Zwaveldioxide en zwavelzuur Waterstofsulfide en andere sulfides Koolstofdissulfide	100 – 300 niet bekend niet bekend
Organobroomverbindingen (pigmenten, brandvertragers)	<i>Als polyetheen en</i> Waterstofbromide Diverse Organobroomverbindingen Broomdibenzodioxinen en broomdibenzofuranen	~10 – 80 niet bekend niet bekend
Metaalhoudende additieven (diversen)	Metaaloxiden en andere metaalverbindingen	niet bekend

Wilhelm et al., 2000 onderzochten de vorming van stikstofhoudende PAK's (15 azaarenen en 7 amino-PAK's) bij verbranding en pyrolyse van nylon bij 850°C. Hoewel de emissiefactoren van deze verbindingen relatief laag zijn (ongeveer 0,9 g/kg voor de totale groep azaarenen en 0,3 g/kg voor de groep amino-PAK's, zowel bij verbranding als bij pyrolyse), kunnen ze door hun schadelijkheid toch een potentieel probleem vormen. De hoogst gemeten factor was van acridine (ca. 0,4 g/kg). Deze stof is ook aangetoond in de rook bij de scheepsbrand in Velsen in 2007 (Schols, 2007), waar onder meer PUR werd verbrand. Diverse azaarenen zijn mutageen en sommige ook carcinogeen. Ze komen wijd verspreid voor in het milieu (rivieren, sediment, afvalwater, aerosolen in stedelijke lucht), zij het op laag niveau. Ook amino-PAK's zijn schadelijk voor de gezondheid. Sommige vertonen een hoge mutagene activiteit, tot 50 keer hoger dan die van benz(a)pyreen.

Carroll (1996) heeft, in verband met het schatten van de jaarlijkse emissie aan dioxinen⁷ door woningbranden in de USA, een groot aantal emissiefactoren verzameld van dioxinen bij verbranding van pvc. Deze bevestigen het beeld dat is gegeven in Mennen en Van Belle (2007), namelijk dat de mate van dioxinevorming sterk afhankelijk is van de omstandigheden (Christmann et al., 1989). De gevonden emissiefactoren in laboratoriumexperimenten lopen uiteen van 0,03 tot 3 µg TEQ per kg PV (Theisen et al., 1989; Merk et al., 1995). Zacht pvc geeft over het algemeen minder dioxinen dan hard pvc en pvc-fibers. Bij echte branden en simulaties zijn eveneens uiteenlopende emissiefactoren gevonden, van 0,01 tot 6 µg TEQ per kg pvc. Ongetwijfeld speelt de temperatuur van de brand hierbij een grote rol. Het is namelijk bekend dat de vorming van dioxinen optimaal is bij 200°C tot 500°C.

Gullet et al. (1999) voerden experimenten uit, waarbij representatief huishoudelijk afval werd verbrand in stalen vaten met ventilatieopeningen. Om het effect van het element chloor op de dioxine-emissies te bepalen werden verschillende hoeveelheden pvc en calciumchloride toegevoegd aan het afval, in percentages van 0 tot 7,5 % (in het basismonster afval was het pvc-gehalte 0,2 %). De emissie aan dioxinen nam sterk toe met toenemend gehalte aan pvc of calciumchloride. Bij het 'chloorvrije' afval werden nauwelijks dioxinen gevonden (minder dan 0,01 µg TEQ per kg), terwijl het afval met het hoogste pvc-gehalte een emissiefactor gaf van ongeveer 5 µg TEQ per kg.

Weber en Kuch (2003) hebben de resultaten van diverse experimenten met verschillende soorten broomhoudende brandvertragers samengevat. Hieruit blijkt dat bij alle soorten gebromeerde dioxinen⁸ worden gevormd, maar in uiteenlopende mate. Vooral polybroomdifenylethers en polybroomfenolen geven onder bepaalde omstandigheden hoge gehalten (tot procenten) aan gebromeerde dioxinen, terwijl bij polybroombifenylen en tetrabroombisfenol-A de emissiefactoren aanmerkelijk lager waren (50 - 2000 mg/kg). De vorming hangt ook af van de temperatuur, zuurstoftoevoer en de aanwezigheid van andere componenten zoals antimoontrioxide, dat de dioxinevorming bevordert. Bij experimenten ter simulatie van echte branden met afgedankte televisies en elektronische apparaten (met broomhoudende brandvertragers) werden in de asresten 1 tot 9000 mg/kg gebromeerde dioxinen gevonden en in de lucht (rook) 0,8 tot 1700 µg m⁻³. Bij echte branden werden lagere gehalten gevonden in de asresten, namelijk 0,05 - 100 mg/kg.

⁷ Dioxinen is de verzamelnaam voor alle polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en polychloordibenzofuranen (PCDF's). De concentratie dioxinen wordt uitgedrukt in TEQ (Toxiciteits Equivalenten). Dat is de som van de concentratie van de 17 meest schadelijke dioxinen en furanen, elk gewogen met hun specifieke Toxiciteits Equivalentie Factor (TEF). De TEF is een maat voor de relatieve giftigheid van de betreffende verbinding ten opzichte van die van 2,3,7,8-TCDD, de meest giftige dioxine.

⁸ Hiermee worden, analoog aan de (gechloreerde) dioxinen polybroomdibenzo-p-dioxinen (PBDD's) en polybroomdibenzofuranen (PBDF's) aangeduid.

Als er in de verbrande materialen zowel chloor- als broomhoudende verbindingen voorkomen (en bij willekeurige branden kan dat zo zijn), dan kunnen er ook dioxinen ontstaan die zowel chloor- als broomatomen bevatten. Hierover is echter nog weinig bekend.

De verbranding van fosforhoudende brandvertragers is minder goed onderzocht. Desmet (2005) vond sporen van de brandvertragers zelf en fragmenten daarvan terug in de in de rookgassen bij verbranding van polyurethaan waaraan deze brandvertragers waren toegevoegd. Hauk et al. (1995) verbrandden kleine hoeveelheden specialty plastics voor elektronica, die voor een deel fosfor bevatten als brandvertrager. Uit de massabalans bleek dat na verbranding meer dan 90 % van het fosfor uit de kunststof in het residu achter bleef. De reactieproducten betroffen waarschijnlijk vooral fosforoxiden, want er zijn geen fosforhoudende koolwaterstoffen teruggevonden in het rookgas.

In een overzichtsartikel van Butler en Mulholland (2004) zijn verschillende kanten belicht van de vorming en het transport van stofdeeltjes in rookgassen. Het artikel bevat veel informatie over emissiefactoren van verschillende soorten kunststoffen (en andere materialen). Verder worden van diverse materialen de massagemiddelde aërodynamische diameters van de rookdeeltjes vermeld. Hieruit blijkt dat het merendeel van de deeltjes (> 90 %) kleiner is dan 10 µm, wat wordt bevestigd door Bertrand en Wagner (1997) en door Davie en Nolan (1993). De massapijk in de deeltjesgrootteverdeling ligt bij 0,1 tot 3 µm. Daarbij moet worden opgemerkt dat de rookdeeltjes tijdens het transport in de lucht verder coaguleren, waardoor de aërodynamische diameter toeneemt. Dit proces is afhankelijk van vele factoren zoals vorm en samenstelling van de deeltjes, temperatuur, vochtigheid en de aanwezigheid van bepaalde gassen. Omdat de zojuist genoemde diameters experimenteel zijn bepaald, is de coagulatie al min of meer verdisconteerd. Deze waarden zijn echter in het laboratorium bepaald. Bij echte branden kan de verdeling enigszins verschillen.

Butler en Mulholland (2004) besteden ook aandacht aan ultrafijne deeltjes (20 nm of kleiner). Hoewel hun concentratie in de rook op massabasis gering is, kunnen ze toch effecten geven. Uit experimenten met verbranding van teflon bleek dat ratten binnen dertig minuten stierven aan een concentratie die omgerekend honderd maal zo laag was als de LC₅₀-waarde voor CO. Als de teflonverbrandingsproducten werden gefilterd of ‘verouderden’, nam de toxiciteit van het mengsel sterk af. De oorzaak voor de toxiciteit werd verklaard door de aanwezigheid van ultrafijne deeltjes in het verbrandingsmengsel.

B2.3 Olie, brandstoffen, rubber en verwante materialen

Deze groep materialen wordt gekenmerkt doordat ze voor het grootste deel bestaan uit koolwaterstoffen. De verbranding van koolwaterstoffen is uitgebreid onderzocht, zowel in laboratoriumexperimenten als bij echte branden. De meeste relevante informatie uit deze onderzoeken is reeds besproken in Mennen en Van Belle (2007). Kort samengevat geeft verbranding van deze materialen vooral veel kooldioxide en verder koolmonoxide, roetdeeltjes en vele koolwaterstoffen, variërend van (kleine) aromatische en alifatische verbindingen tot aldehyden, fenolen en PAK's. Daarbij hangt de verhouding in emissies aan kooldioxide en de andere componenten sterk af van de temperatuur en, vooral, de zuurstoftoevoer. Afhankelijk van de samenstelling van de materialen kunnen ook zwaveldioxide (uit zwavel in rubber of olie), blauwzuur en isocyanaten (nitrilrubber) en bepaalde metalen (zoals zink, calcium en silicium uit rubber en nikkel en vanadium uit olie) vrijkomen.

Het aanvullende literatuuronderzoek heeft weinig nieuwe informatie opgeleverd behalve over de emissies en vorming van fijn stof. Volgens Butler en Mulholland (2004) geven zuurstofhoudende brandstoffen (bijvoorbeeld ethanol) lage emissies aan rookdeeltjes (circa 10 g/kg) en aromaten zoals benzeen juist hoge emissies (150 tot 200 g/kg), terwijl die voor alkanen en alkenen daar tussen in ligt (20 tot 100 g/kg). Omdat olie en rubber veel aromatische koolwaterstoffen bevatten, zullen de emissiefactoren voor fijn stof waarschijnlijk hoog zijn (50 tot 150 g/kg).

Net als bij kunststoffen zijn de deeltjes, die ontstaan bij de verbranding van koolwaterstoffen, aanvankelijk heel klein, maar groeien zij snel door coagulatie. Dit proces vindt al direct plaats tijdens het verbrandingsproces en gaat daarna, langzamer, door als de rook zich verspreidt. Dobbins et al. (1994) vonden dat in de rook boven een brandende plas olie in een periode van 90 minuten het aantal rookdeeltjes afnam met een factor 24, terwijl de massaconcentratie maar 25 % daalde. Omgerekend betekende dit, dat de gemiddelde aërodynamische diameter van de deeltjes toenam van 0,8 naar 1,1 μm . Dit resultaat geeft aan dat de rookdeeltjes in de tijd weliswaar groeien, maar merendeels uit fijn stof blijven bestaan.

B2.4 Bestrijdingsmiddelen en andere chemicaliën

Er is relatief veel onderzoek gedaan naar emissies van stoffen bij verbranding van bestrijdingsmiddelen en, in het verlengde daarvan, andere chemicaliën zoals oplosmiddelen, grondstoffen, schoonmaakmiddelen en bouwmaterialen (verven, lijmen, kitten, et cetera). Veel chemicaliën zijn van zichzelf al toxisch en bij verbranding kunnen er ook nog andere toxische stoffen worden gevormd. Daarom zal bij een brand met chemicaliën – en daaronder valt ook chemisch afval – de rookpluim in de regel een breed scala aan toxische stoffen bevatten.

In het rapport van Mennen en Van Belle (2007) is duidelijk gemaakt dat het verbrandingsgedrag van chemicaliën, en daarmee ook de daarbij ontstane verbindingen, heel verschillend kan zijn. De aanvullende literatuur verandert weinig aan dit beeld. Toch zijn er enkele belangrijke algemeenheden uit de gegevens af te leiden.

Allereerst speelt de brandbaarheid van de stof een belangrijke rol bij de ontwikkeling van de brand en de emissies aan stoffen. Goed brandbare stoffen zijn bijvoorbeeld laagmoleculaire koolwaterstoffen, eventueel met zuurstof- en stikstofatomen (zoals alkanen, alkenen, aldehyden, ketonen, ethers, alcoholen, fenolen, nitrillen en pyridine), maar ook enkele soorten pesticiden die gekenmerkt worden door onder meer een relatief hoog smeltpunt (bijvoorbeeld butachlor). Bij verbranding van deze stoffen is er meestal sprake van een hoge temperatuur ($> 500\text{ }^{\circ}\text{C}$), veel CO_2 -vorming en een lage emissie aan CO en koolwaterstoffen, behalve in de gevallen dat de ventilatie beperkt is (lage zuurstoftoevoer). De meeste chloorhoudende koolwaterstoffen en pesticiden zijn matig of slecht brandbaar. Bij deze materialen ontwikkelt een brand zich moeizaam, waardoor de temperatuur relatief laag blijft en de vorming van CO_2 beperkter is dan bij goed brandbare stoffen. Daarnaast ontstaan CO, elementair koolstof (roet) en koolwaterstoffen (vooral aromatische verbindingen) en, afhankelijk van de samenstelling van het materiaal, andere verbindingen zoals HCl en SO_2 .

De emissiefactoren voor elementair koolstof, CO en CO_2 hangen sterk af van de temperatuur en beschikbaarheid van zuurstof. Bij goede verbranding wordt de meeste koolstof omgezet in CO_2 , terwijl bij slechte verbranding aanzienlijk minder CO_2 wordt gevormd, terwijl er wel hoge gehalten aan elementair koolstof (omzetting van 10-25 %) en CO (tot 250 g/kg) kunnen ontstaan. Elementair koolstof bevindt zich in roetdeeltjes, waarvan emissiefactoren van 2 tot 300 g/kg zijn gemeten. Deze deeltjes bevatten veelal ook nog complexe koolwaterstoffen.

Bij verbranding van chloorhoudende chemicaliën ontstaan HCl en soms ook chloorhoudende koolwaterstoffen zoals chloorbenzeen. Andere chloorhoudende componenten zoals Cl_2 en COCl_2 (fosgeen) zijn vrijwel niet aangetoond (opbrengst 0,003-2 %). De vorming van HCl is vrijwel altijd hoog (50-100 %), maar als de temperatuur lager is dan 500°C , is de omzetting ook lager (25-70 %).

Bij verbranding van zwavelhoudende componenten ontstaat vrijwel altijd veel SO_2 , ook al bij wat lagere temperaturen. De opbrengst bedraagt tientallen procenten tot bijna 100 %. Echter, als er weinig zuurstof beschikbaar is, is de omzetting in SO_2 lager en worden er ook andere zwavelverbindingen gevormd, namelijk H_2S , alkylsulfides en thiolen. In twee experimenten is COS aangetoond en in één geval CS_2 . De emissiefactoren van deze zwavelverbindingen zijn gering ($< 3\text{ }\%$).

De opbrengst aan stikstofoxiden (NO en NO₂) is over het algemeen geringer dan die voor SO₂, in de orde van enkele tienden van procenten tot maximaal 40 %. Zelfs bij verbranding van ammoniumnitraat, dat veel stikstof bevat, varieert de emissiefactor voor NO_x van 20 % bij 300° tot 35 % bij 900°C.

Behalve NO_x worden ook andere stikstofverbindingen zoals HCN, NH₃, N₂O en N₂ gevormd. Het zij opgemerkt dat ook bij de experimenten met stikstofloze chemicaliën NO_x werd aangetoond, maar steeds in zeer lage hoeveelheden. Dit NO_x wordt gevormd door oxidatie van stikstof uit de aanwezige lucht. Er zijn weinig onderzoeken gedaan naar de vorming van lachgas (N₂O) bij verbranding. Uit de geringe hoeveelheid data is af te leiden dat deze stof wordt gevormd en wel in opbrengsten van 15 tot 40 %. Lachgas is niet erg toxisch, maar wel een broeikasgas.

Over de emissies van HCN en NH₃ bij branden is wel veel bekend. De productie aan deze gassen is zeer verschillend. Veel HCN (25-100 % opbrengst) is gevonden bij de verbranding van pyridine en de pesticiden linuron, parathion, azinphos-methyl, metoxuran en metolachlor, terwijl bij verbranding van andere stikstofhoudende chemicaliën weinig tot zeer weinig HCN is aangetoond (Klusmeier et al., 1989a). Er lijkt geen relatie tussen de vorming van HCN en de structuur van de stoffen te zijn. Wel wordt er meer HCN gevormd naarmate de temperatuur hoger is. Ammoniak geeft hetzelfde beeld: soms komt er veel NH₃ vrij, soms vrijwel niets. Verbranding van ammoniumnitraat gaf een emissiefactor voor NH₃ van 30 % bij 300° tot 500°C (door decompositie van het ammoniumnitraat), maar bij 900°C kwam geen NH₃ vrij.

Er zijn veel verbrandingsproeven gedaan met organofosforverbindingen, een groep pesticiden (Ahling en Wiberger, 1979; Nageswara et al., 2002). Daarbij ontstaat, als er voldoende zuurstof beschikbaar is, fosforpentoxide (P₂O₅) met een opbrengst van veelal meer dan 40 en soms bijna 100 %. Daarnaast worden bij verbranding kleinere organofosforverbindingen gevormd zoals fosforhoudende esters en alkylfosfaten. Sommige daarvan zijn toxischer dan de pesticiden zelf, maar hun emissie is over het algemeen gering.

De emissies aan koolwaterstoffen geven een gevarieerd beeld te zien, zowel qua hoeveelheden als qua soorten stoffen. De meest voorkomende koolwaterstoffen in de rookgassen zijn aromatische verbindingen (vooral benzeen, maar ook styreen, toluen, xyleen en naftaleen en – als het materiaal chloor bevat – gechloreerde aromaten zoals chloorbenzenen en chloorbifenylen), ongeacht of het verbrande materiaal alifatisch of aromatisch van aard was. Daarnaast zijn de volgende (groepen) koolwaterstoffen aangetroffen, veelal in beperkte hoeveelheden: alkanen, alkenen, fenol en cresolen, azijnzuur, nitro- en chloorfenolen, chloorbenzofuran, chloorcresol, chloorbutadien, benzonitril, acetonitril, isocyanoverbindingen en chlooranilines (Klusmeier et al., 1989b.)

Verder ontstaan bij verbranding van koolstofhoudende chemicaliën en pesticiden altijd PAK's en daaraan verwante verbindingen, zoals bifenylen en terfenylen. De emissie aan PAK's kan aanzienlijk zijn. Vooral bij temperaturen van 800-950°C en geen of weinig zuurstof is de vorming van PAK's optimaal en kan de emissiefactor oplopen tot meer dan 10 g/kg

Als de materialen naast koolstof ook chloor bevatten, kunnen er dioxinen ontstaan. Vikelsøe en Johansen (2000) hebben van een tiental chloorhoudende chemicaliën en pesticiden de emissiefactor aan dioxinen bepaald en vonden waarden van 0,001 tot 740 µg TEQ per kg (bij 500°C) en van 0,0002 tot 160 µg TEQ per kg (bij 900°C). De materialen met de hoogste 'opbrengst' aan dioxinen bevatten, op een enkele na, aromatisch gebonden chlooratomen.

Bij branden kunnen behalve verbrandingsproducten ook de chemicaliën zelf in de rookgassen komen, door verdamping. Dit is in diverse experimenten waargenomen. De hoeveelheid verdampte stof wordt ook wel aangeduid als de 'survival fraction'. Deze fractie hangt af van de fysisch-chemische eigenschappen van de stof en de temperatuur, maar ook van waar de stof zich bevindt (in of nabij de brandhaard) en de aanwezigheid van andere materialen. In sommige experimenten zijn 'survival fractions' van enkele procenten tot 10 % gevonden, vooral bij wat lagere temperaturen. Complexere chemicaliën kunnen ook defragmenteren (uiteenvallen) in kleinere moleculen. Dat gebeurt met name bij pyrolytische omstandigheden (geen of weinig zuurstof).

B2.5 Hout, papier en biomassa

Veel branden vinden plaats in gebouwen (woningen, kantoren, fabrieksgebouwen, loodsen) en daarbij gaat het gebouw zelf vaak ook helemaal of gedeeltelijk in vlammen op. In gebouwen komt hout voor, in de constructie maar ook in meubels, en ook papier, dat qua samenstelling sterk aan hout verwant is. Daarnaast zijn er geregeld branden met grote partijen hout of papier. Voorbeelden zijn een meubelhandel, een kartonfabriek en een opslag van hout of houtafval.

Deze paragraaf richt zich op de verbranding van hout – zowel behandeld als onbehandeld – en papier *an sich*. In paragraaf 3.3.5 werd aandacht besteed aan gebouwbranden, waarin naast hout en papier ook andere materialen voorkomen.

De verbranding van hout en de daarbij gevormde producten zijn aanmerkelijk minder goed bestudeerd dan die van olie, kunststoffen en chemicaliën. Een aantal van deze studies is besproken in Mennen en Van Belle (2007). Het aanvullend onderzoek heeft een beperkt aantal ‘nieuwe’ wetenswaardigheden opgeleverd.

Hout bestaat, net als olie en rubber, voor het grootste deel uit koolwaterstoffen, maar het hout bevat relatief veel meer zuurstof. De aanwezigheid van zuurstof heeft een flinke invloed op de CO-emissie en het bevordert de vorming van zuurstofhoudende koolwaterstoffen zoals fenolen, furanen, aldehyden, ketonen en carbonzuren. De emissies aan CO en zuurstofhoudende koolwaterstoffen zijn meestal hoger dan voor andere brandstoffen zoals olie, terwijl de emissie aan koolwaterstoffen, roet en PAK's uit hout juist lager is dan bij andere brandstoffen. Khalfi et al. (2000) vonden echter wel hoge PAK-emissies bij verbranding van houtvezels, spaanplaat en geshredderd houtafval. Blijkbaar wordt de vorming van PAK's – en waarschijnlijk ook die van roetdeeltjes, maar dat hebben Khalfi et al. (2000) niet onderzocht – bevorderd door de fijne structuur van het hout. De PAK-emissie was optimaal bij temperaturen van 900-950°C (emissiefactor van 1-4 g/kg voor de som van de 16 EPA PAK's, net als bij de verbranding van kunststoffen en ook andere materialen.

Becker et al. (2001b) onderzochten de emissies bij verbranding van ‘schoon’ hout en met creosoot behandeld hout. De emissiefactoren voor het ‘schoon’ hout kwamen goed overeen met die van andere experimenten. Met creosoot behandeld hout gaf iets hogere emissies aan fenolen en furanen en veel hogere emissies aan PAK's (tot 25 g/kg) en kleinere aromatische verbindingen. Dit is niet verwonderlijk, want creosoot bestaat voor een groot deel uit zulke stoffen. Blijkbaar blijven deze gedeeltelijk intact tijdens het verbrandingsproces. In het rookgas werd ook quinoline aangetoond, een stikstofhoudende PAK.

Het eerder genoemde overzichtsartikel van Butler en Mulholland (2004) over vorming en transport van stofdeeltjes in rookgassen geeft ook een emissiefactor voor fijn stof bij verbranding van hout, namelijk 15 g/kg. Deze waarde is iets hoger dan de range aan waarden uit andere onderzoeken (Mennen en Van Belle, 2007).

In tegenstelling tot hout is wel veel onderzoek verricht naar de emissies bij biomassaverbranding (zie onder andere Levine, 1993). Dit onderzoek heeft vooral tot doel de impact van biomassaverbranding op milieu en klimaat te bestuderen. Omdat bos deels bestaat uit hout, zou men kunnen veronderstellen dat de emissiefactoren bij bosbranden vergelijkbaar zijn met die voor hout en papier. Het probleem is echter dat bij een bosbrand het hout meer vocht bevat en ook de vegetatie verbrandt, dat een nog hoger vochtgehalte heeft dan het hout zelf. Dit vocht belemmert een optimale verbranding, waardoor er naar verwachting meer CO, koolwaterstoffen, stofdeeltjes, PAK's en dergelijke gevormd zullen worden dan bij verbranding van droog hout.

In een overzichtsartikel van Malilay (1999) zijn de emissiefactoren van een groot aantal producten van biomassaverbranding gegeven. De aard van de geëmitteerde verbindingen komt sterk overeen met die

van houtverbranding. De emissiefactoren beslaan een groot bereik, waarbij de laagste gemeten waarden op hetzelfde niveau liggen als voor houtverbranding, maar de hoogst gemeten waarden aanmerkelijk hoger zijn. Relatief lage emissiefactoren werden gevonden bij verbrandingsproeven met turf, een biomassaproduct met een lager vochtgehalte dan vegetatie (Muraleedharan et al., 2000). Grootschalige biomassaverbranding speelt in Nederland overigens nauwelijks een rol. Grote bosbranden komen zelden voor en het verbranden van bijvoorbeeld loof en tuinafval is sterk aan banden gelegd.

Samengevat kunnen we stellen dat het aanvullende literatuuronderzoek vrijwel niet leidt tot bijstelling van het overzicht van emissiefactoren bij houtverbranding, zoals gegeven in Mennen en Van Belle (2007), uitgezonderd drie groepen componenten, namelijk fenol, PAK's en fijn stof. Voor fenol moet de emissiefactor worden bijgesteld tot 0,1-0,5 g/kg (was ~0,1 g/kg) en voor fijn stof tot 2-15 g/kg (was 2-8 g/kg). De emissie aan PAK's is in de regel beperkt (maximaal 0,3-1 g/kg), maar bij 'fijn verdeeld hout' zoals houtsnippers en spaanplaat kan de emissie oplopen tot 4 g/kg. Verbranding van behandeld hout kan specifieke emissies geven die te maken hebben met het gebruikte verduurzamingsmiddel. Indien dat creosoot is of bepaalde verfsoorten, zijn hoge emissies aan PAK's (tot 25 g/kg) en kleinere aromatische componenten te verwachten. Als het hout is verduurzaamd met wolmanzouten, kunnen de geëmitteerde stofdeeltjes koper, chroom en arseen bevatten.

B2.6 Gebouwen en afval

De voorgaande paragrafen hadden elk betrekking op de verbranding van specifieke soorten materialen. Bij de meeste branden zijn echter meerdere soorten materialen betrokken. Neem bijvoorbeeld een opslagloods of een fabrieksgebouw, waarin kunststoffen liggen. Niet alleen de kunststoffen kunnen branden, maar ook het gebouw zelf. Dit gebouw kan bestaan uit hout, steen, glas, kunststoffen, dakbedekking, verven en metalen zoals lood, koper en zink. Dat maakt het moeilijker om een goede inschatting te maken van de aard en omvang van de emissies.

Er zijn verschillende studies gedaan naar emissies van stoffen bij branden met meerdere soorten materialen. De meeste van deze onderzoeken waren gericht op ofwel gebouwen, al dan niet voorzien van een bepaalde inhoud (bijvoorbeeld meubels en ander huisraad) ofwel afval. Dat is niet verwonderlijk, aangezien bij 'echte' branden vaak een gebouw betrokken is en afvalbranden regelmatig voorkomen.

In het rapport van Mennen en Van Belle (2007) zijn enkele van deze onderzoeken samengevat. Het betroffen onderzoeken aan shredderafval van autowrakken en wit- en bruingoed, elektrische apparaten en glasfiberkabels, een aantal voertuigen, huishoudelijk afval en woningbranden.

De publicaties uit het aanvullende literatuuronderzoek hebben voornamelijk betrekking op de verbranding van huishoudelijk afval in de open lucht. In de VS is het niet ongebruikelijk dat particulieren zelf afval verbranden in daarvoor gemaakte vaten (zogenaamde backyard burning). Gullet et al. (1999) en Wevers et al. (2004) hebben emissiemetingen verricht in de rookgassen bij verbranding van een bekende hoeveelheid representatief huishoudelijk afval. Beide studies waren voornamelijk gericht op dioxinen. Gullet et al. (1999) hebben ook CO, CO₂ en fijn stof gemeten, maar geen emissiefactoren van deze stoffen gegeven. De emissiefactor voor dioxinen varieerde van 10 tot 150 ng TEQ/kg. Bij toevoegen van pvc of ander chloorhoudend materiaal aan het afval steeg de dioxine-emissie aanzienlijk (zie paragraaf 3.3.1). Wevers et al. (2004) vonden een emissiefactor van 5 tot 35 ng TEQ/kg, vergelijkbaar met de waarden van Gullet et al. (1999) en Lemieux et al. (2004). Nammari et al. (2004) voerden experimenten uit met huishoudelijk afval onder deels gecontroleerde omstandigheden. Zij maten de concentraties schadelijke stoffen in de rookgassen, maar berekenden geen emissiefactoren. De gemeten emissieconcentraties lagen ongeveer een factor 20 tot 100 boven de waarden die door de MOD op leefniveau zijn gevonden bij een aantal afvalbranden. Opvallend waren de

hoge concentraties ammoniak en waterstofbromide (30 resp. 7 mg m⁻³ in het rookgas). In de roetdeeltjes werden de volgende metalen gevonden, in volgorde van hoog naar laag gehalte: lood, cadmium, antimoon, koper, kobalt, chroom en nikkel (op zink is niet gemeten). Van andere elementen was het gehalte zeer laag.

Austin et al. (2001a) maten concentraties CO, CO₂ en VOCs in de binnenlucht van gebouwen, waar een brand woedde of had gewoed. De meeste van deze branden vonden plaats in kantoorgebouwen en één brand was in een elektronicafabriek. Eén van de gebouwbranden had ruim negen dagen geduurd en betrof een smeulbrand. Opvallend was dat het patroon aan vrijgekomen stoffen bij alle branden tamelijk identiek was, hoewel de absolute concentraties wel verschilden. De meest voorkomende VOC's waren propeen (hoogst gemeten concentratie 22 ppm), benzeen (hoogst gemeten concentratie 11 ppm), toluen, ethylbenzeen, xylenen, propaan, styreen, 1,3-butadieen en naftaleen. Alleen het VOC-patroon van de brand in de elektronicafabriek gaf een licht afwijkend beeld, namelijk relatief meer ethylbenzeen en isopropylbenzeen. In aanvulling op dit onderzoek deden Austin et al. (2001b) experimenten, waarbij ze in een afgesloten betonnen ruimte van 9x9x2,2 m verschillende materialen verbrandden en de concentraties CO, CO₂ en VOC's maten op 1 m hoogte in de rook. De materialen waren sparhout, karton, triplex, een matras, een sofa met schuimvulling, benzine, varsol (een soort olie) en isolatieschuim. Het patroon aan VOC's vertoonde een redelijk sterke gelijkenis met dat van de metingen in de brandende gebouwen, zij het dat er wel verschillen waren in omvang van de emissies. De hoogste concentraties zijn gevonden bij benzine en isolatieschuim, gevolgd door varsol, de matras en sparhout. Karton, triplex en de sofa gaven nog lagere niveaus.

Uit de resultaten van deze studies zijn geen emissiefactoren afgeleid. Wel is duidelijk geworden dat de concentraties CO en VOC's in de binnenlucht van een brandend gebouw zo hoog kunnen worden dat er acute gezondheidsrisico's kunnen ontstaan.

Vanwege de diversiteit in samenstelling van gebouwen (en de inhoud ervan), afval en andere 'gemengde' materialen is het niet mogelijk algemene emissiefactoren te geven voor de stoffen die bij dit soort branden vrijkomen. Een aantal componenten wordt altijd gevonden in de rook, namelijk CO, koolwaterstoffen (vooral aromatische), roetdeeltjes, PAK's en NO_x, maar de omvang van de emissie verschilt per brand. Andere stoffen zoals HCl, SO₂, HCN, zware metalen en dioxinen worden soms wel en soms niet aangetroffen, afhankelijk van de samenstelling van de brandende materialen.

Bijlage 3 Overzicht beschouwde modellen voor luchtverspreiding

8-Feuex	Compas	OCD
ADMS	COMPLEX1	Panache
ADMS-3	CTDMPLUS	PHAST
ADMS-FIRE	CTSCREEN	PLUVUEII
AERMOD	DEGADIS	Real-Time/Trace
AERSCREEN	Disma	Rimpuff-C
AFTOX	Effects	RTDM3.2
ALOFT	Emissions View	SCIPUFF
Archie	FDS-SMV	SCREEN3
ARIA LOCAL	FIREPEST 3	SDM
ARIA RISK	GasMal	SEVEX
ASPEN	HGSYSTEM	SLAB
BLP	HOTMAC/RAPTAD	Source5
Breeze Haz	HYROAD	Stoer
CAL3QHC	ISC3	SuperChems
CALINE3	ISCST3	TRACE
Calpuff	LNGfire3	TSCREEN
CFAST	Met	VALLEY
CHEMET	NAME	VISCREEN
COMPAS	OBODM	

Bijlage 4 Beoordelingstabellen eerste inventarisatie

Uitgewerkt voor de referentiesituatie: PHAST zoals toegepast door RIVM/CEV ten behoeve van BOT-mi:

<i>Algemeen</i>	
Naam	PHAST toegepast door RIVM/CEV (analogie PGS-15)
Herkomst	DNV (software), VK en RIVM (gebruiksaanwijzing), NL
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Met externe aannames
Ongevallen	Beperkt
Pluimstijging	Beperkt ⁽¹⁾
Deeltjesdepositie	Nee
Ruimtelijke schaal	Tot 10 km
Tijdsschaal	Tot 1 uur
Faciliteiten	PC
Documentatie	Zeer goed
Model invoertijd	Gemiddeld (3-15 minuten)
Rekentijd	Gemiddeld (3-15 minuten)
<i>Modelinformatie brandtypering</i>	
Oppervlak	In aannames ⁽²⁾
Warmte/temp./...	In aannames ⁽³⁾
Constructie	In aannames ⁽⁴⁾
Lijwervel	In software
Overig	-
<i>Modelinformatie overig</i>	
Branddynamiek	In aannames ⁽⁵⁾
Brontermbepaling	In aannames ⁽⁶⁾
Ruwheidslengte	Ja
Gebouwinvloeden	Nee
Pluimmodel	Dispersie algemeen
Stabiliteit atmosfeer	Pasquill
Dynamisch model	Nee
Depositie model	Niet
Chemische reacties	Nee
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave	Concentratie en effect, 3D

- (1) In het geval dat er pluimstijging wordt waargenomen, worden er geen effectberekeningen uitgevoerd.
- (2) Vast te stellen door de brandweer. Anders maximaal 900 m² of maximale vloeroppervlak van locatie/gebouw met een maximum van 900 m².
- (3) Aanname van de temperatuur van de verbrandingsgassen 50 °C is.
- (4) Aanname dat er een oppervlak beperkte brand is: dus geen beperking zuurstof toevoer.
- (5) Koude of warme brand: wel of geen pluimstijging.
- (6) Aanname: 25-100 g/m²/s.

Uitgewerkt voor FIREPEST 3

<i>Algemeen</i>	
Naam	FIREPEST 3
Herkomst	UK Health and Safety Executive (HSE)
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Ja
Ongevallen	Ja ⁹
Pluimstijging	Ja
Deeltjesdepositie	Nee
Ruimtelijke schaal	Tot 10 km
Tijdsschaal	Tot 1 uur
Faciliteiten	PC
Documentatie	Goed tot zeer goed
Model invoertijd	lang (> 15 minuten)
Rekentijd	Kort (< 3 minuten)
<i>Modelinformatie brandtypering</i>	
Oppervlak	In software
Warmte/temp./...	In software
Constructie	In software
Lijwervel	In software
Overig	Type brandend materiaal, constructie van gebouw
<i>Modelinformatie overig</i>	
Branddynamiek	In software
Brontermbepaling	In software
Ruwheidslengte	Ja
Gebouwinvloeden	Nee
Pluimmodel	Geschaalde windtunneldata
Stabiliteit atmosfeer	Onbekend
Dynamisch model	Nee
Depositie model	Niet
Chemische reacties	Nee
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave	Concentratie en effect, 2D (ground level concentration)

⁹ PCAG 6E.pdf: 'FIREPEST 3 is primarily intended to be used for risk calculations although it can be used for consequence only calculations'

Uitgewerkt voor ADMS-4

<i>Algemeen</i>	Zie : ADMS_user guide.pdf
Naam	ADMS-4
Herkomst	CERC (Cambridge Environmental Research Consultants Ltd., VK)
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Met externe aannames
Ongevallen	Beperkt
Pluimstijging	Ja (met HMIP fire plume model)
Deeltjesdepositie	Ja
Ruimtelijke schaal	Tot 10 km
Tijdsschaal	Tot 1 uur
Faciliteiten	PC
Documentatie	Goed tot zeer goed (map divers AtmEnv 33 Validation of ADMS.pdf)
Model invoertijd	Lang (> 15 minuten)
Rekentijd	Lang (> 15 minuten)
<i>Modelinformatie brandtypering</i>	
Oppervlak	In aannames
Warmte/temp./...	(drijfvermogen)
Constructie	In aannames
Lijwervel	In software
Overig	Verticale snelheid
<i>Modelinformatie overig</i>	
Branddynamiek	In aannames
Brontermbepaling	In aannames
Ruwheidslengte	Ja
Gebouwinvloeden	Nee
Pluimmodel	Ja
	• aangepast 'stack' model (Runge-Kutta) met mogelijke penetratie in de inversielaag; • HMIP fire plume model (Her Majesty's Inspectorate of Pollution), gebaseerd op 'buoyancy' en 'momentum'.
Stabiliteit atmosfeer	Monin-Obukhov of User Defined
Dynamisch model	Nee
Depositie model	Ja (aparte modellen voor droge en natte depositie)
Chemische reacties	Nee (alleen NO ₂ ↔ NO ₃ in relatie tot O ₃)
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave	Nee (alleen met 'third party utilities')

Uitgewerkt voor ARGOS (met RIMPUFF)

<i>Algemeen</i>	
Naam	ARGOS (beslissingondersteunend systeem) met RIMPUFF als onderdeel. RIMPUFF is een eenvoudig, niet gevalideerd box model.
Herkomst	Risø, DK
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Met externe aannames
Ongevallen	Ja
Pluimstijging	Nee
Deeltjesdepositie	Nee (geen verspreiding deeltjes > 20 micron)
Ruimtelijke schaal	Van lokaal tot mondiaal
Tijdsschaal	> 24 uur
Faciliteiten	Normale computer
Documentatie	
Model invoertijd	Kort (< 3 minuten)
Rekentijd	Kort (< 3 minuten) ARGOS is een puff model en daarmee vrij snel
<i>Modelinformatie brandtypering</i>	
Oppervlak	Niet
Warmte/temp. /...	Niet
Constructie	Niet
Lijwervel	Niet
Overig	(RIMPUFF bevat geen brandmodule)
<i>Modelinformatie overig</i>	
Branddynamiek	Niet
Brontermbepaling	In aannames
Ruwheidslengte	Ja
Gebouwinvloeden	Er wordt rekening gehouden met hoogte verschillen in terrein en dat met de wind mee gas achter gebouwen langer blijft hangen. Er worden vijf typen landgebruik gebruikt met elk hun eigen windprofiel. 'Building influenced windfield' wordt nog geïmplementeerd.
Pluimmodel	Dispersie algemeen
Stabiliteit atmosfeer	Pasquill
Dynamisch model	Ja
Depositie model	In software (natte en droge depositie van gassen)
Chemische reacties	Nee
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave	Concentratie kaarten, 2D

Uitgewerkt voor AERMOD

<i>Algemeen</i>	Zie: AERMOD_USERGUIDE.pdf
Naam	AERMOD
Herkomst	American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model Improvement Committee, VS
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Ja, met externe aannames (geavanceerd luchtkwaliteitmodel)
Ongevallen	Beperkt
Pluimstijging	Ja (Briggs voor stabiel weer, in convective conditions, plume rise is superposes on the displacements by random convective velocities. http://www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermod_mep.pdf p.8)
Deeltjesdepositie	Ja
Ruimtelijke schaal	Onbeperkt
Tijdsschaal	Onbeperkt
Faciliteiten	(reken-) PC
Documentatie	Zeer goed
Model invoertijd	Lang (> 15 minuten)
Rekentijd	Lang (> 15 minuten)
<i>Modelinformatie brandtypering</i>	
Oppervlak	In aannames
Warmte/temp. /...	In aannames
Constructie	Niet
Lijwervel	Niet
Overig	
<i>Modelinformatie overig</i>	
Branddynamiek	Niet
Brontermbepaling	In aannames
Ruwheidslengte	Ja
Gebouwinvloeden	Ja (building down wash door toevoeging van PRIME algoritme)
Pluimmodel	Ja, dispersie algemeen
Stabiliteit atmosfeer	Monin-Obukhov (zeer uitgebreid, luchtkwaliteitsmodel)
Dynamisch model	Nee ? (steady state model)
Depositiemodel	In software
Chemische reacties	Nee
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave	3D-concentratie

Uitgewerkt voor CALPUFF

<i>Algemeen</i>	Zie: CALPUFF users guide 2000, part 1 OVERVIEW
Naam	CALPUFF (air quality model)
Herkomst	Lakes Environmental Software, VS
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Ja, met externe aannames (geavanceerd luchtkwaliteitmodel)
Ongevallen	Beperkt
Pluimstijging	Ja
Deeltjesdepositie	Ja
Ruimtelijke schaal	Van 10 tot honderden kilometers
Tijdsschaal	Van uur tot jaar gemiddelden
Faciliteiten	(reken-)PC
Documentatie	Zeer goed
Model invoertijd	Lang (> 15 minuten)
Rekentijd	Lang (>> 15 minuten)
<i>Modelinformatie brandtypering</i>	
Oppervlak	In aannames
Warmte/temp./...	In software (bosbranden)
Constructie	Niet
Lijwervel	Niet
Overig	-
<i>Modelinformatie overig</i>	
Branddynamiek	Ja, voor bosbranden
Brontermbepaling	In aannames
Ruwheidslengte	Ja
Gebouwinvloeden	Ja
Pluimmodel	Dispersie algemeen, bosbranden, plasbrand (olie)
Stabiliteit atmosfeer	Monin-Obukhov (zeer uitgebreid, luchtkwaliteitsmodel)
Dynamisch model	Ja
Depositie model	In software, KSP-model
Chemische reacties	Ja, simpele chemie
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave	CALPUFF view genereert 3D-concentratie plaatjes van CALPUFF en CALMET

Uitgewerkt voor TNO GasMal

<i>Algemeen</i>	
Naam	GasMal 4.0
Herkomst	TNO, NL
<i>Toepassingsgebied</i>	
Brand algemeen	Ja
Ongevallen	Ja
Pluimstijging	Nee ⁽¹⁾
Deeltjesdepositie	Nee ⁽²⁾
Ruimtelijke schaal	> 300 km
Tijdsschaal	Tot enige uren na het incident
Faciliteiten	PC
Documentatie	Goed tot zeer goed
Model invoertijd	Kort (< 3 minuten)
Rekentijd	Kort (<3 minuten)
<i>Modelinformatie brandtypering</i>	
Oppervlak	In aannames
Warmte/temp./...	Niet
Constructie	Niet
Lijwervel	Niet
Overig	Inschatting van het stikstofpercentage
<i>Modelinformatie overig</i>	
Branddynamiek	Niet
Brontermbepaling	In software
Ruwheidslengte	Nee
Gebouwinvloeden	Nee
Pluimmodel	Geen/onbekend
Stabiliteit atmosfeer	Pasquill
Dynamisch model	Nee ⁽²⁾
Depositie model	Niet ⁽²⁾
Chemische reacties	Nee
<i>Uitkomsten</i>	
Weergave	Concentratie 2D

- ⁽¹⁾ In GasMal worden de effecten (volledig) bepaald door het brandoppervlak en het stikstofpercentage. Waarschijnlijk zijn de effecten berekend op basis van conservatieve uitgangspunten, dus in het bijzonder zonder het meenemen van pluimstijging.
- ⁽²⁾ Alleen depositie van asbestdeeltjes ten gevolge van een explosie van een verweerde golfplaat kan worden berekend.

Bijlage 5 Voorbeelden berekeningen aan specifieke branden

In deze bijlage wordt een aantal onderzoeken beschreven waarin door toepassing van modellen, emissiefactoren en andere parameters de emissies en concentraties schadelijke stoffen als gevolg van een bepaalde brand stapsgewijs zijn berekend. Twee van deze onderzoeken zijn gericht op een specifieke situatie: een afvalopslag van een fabriek en een grote partij ammoniumnitraat. Het derde onderzoek gaat over een bepaald type brand, namelijk een pesticidenbrand. De onderzoeken dienen als voorbeelden voor een mogelijke aanpak voor berekeningen als vervolgstap op de in dit rapport beschreven verkennende studie (zie paragraaf 7.2).

Rasmussen et al. (1998) hebben een inschatting gemaakt van de concentraties schadelijke stoffen benedenwinds van een brand in de afvalopslag van een chemische fabriek in Denemarken. De inschatting was gebaseerd op een nauwkeurige inventarisatie van de soorten en hoeveelheden opgeslagen chemische (afval)stoffen en op modelberekeningen van zowel brandspecifieke parameters (oppervlak, temperatuurontwikkeling, pluimstijging) als de verspreiding naar de omgeving. Er zijn enkele verschillende brandscenario's doorgerekend bij vijf weerstypen en er is gerekend met en zonder 'lift-off'-effect, veroorzaakt door de invloed van het bedrijfsgebouw. Om de brontermen te bepalen zijn empirisch bepaalde emissiefactoren gebruikt, onder meer afkomstig uit het TOXFIRE-project (deze berekeningen maakten ook deel uit van dat project). Uit de berekeningen volgt dat alleen als er geen of een lage pluimstijging is, er schadelijke concentraties voorkomen in het effectgebied. Ter illustratie: de onderzoekers berekenden waarden van 60 ppm CO, 1 ppm HCN en 2,5 ppm NO dicht bij de brand en 3 ppm CO, 0,1 ppm HCN en 0,1 ppm NO op ongeveer 1 km van de brand.

Op enigszins vergelijkbare wijze berekenden Christiansen et al. (1993) de emissies en verspreiding van toxische gassen bij een brand in een opslag met 50.000 kg ammoniumnitraat. In de berekening is ook het verloop van de brand verdisconteerd. De resultaten komen echter onwaarschijnlijk over. Ten eerste zijn de berekende concentraties stikstofverbindingen erg hoog (bijvoorbeeld ongeveer 0,5 tot 10 mg m⁻³ ammoniak op 10 km van de brand). Ten tweede ziet het verspreidingspatroon bij het weertype met zeer lage windsnelheid er onwaarschijnlijk uit: de concentraties nemen nauwelijks af met toenemende afstand en op korte afstand is de berekende concentratie hoog, terwijl de effectieve pluimhoogte ruim 200 m bedraagt. De oorzaak ligt vermoedelijk in verkeerde aannames ten aanzien van emissiefactoren of verspreidingsparameters.

Voor één type, namelijk een brand in een pesticidenopslag, hebben Kinsman en Maddison (2001) modelberekeningen gedaan. Ze hebben verschillende scenario's doorgerekend en daarbij ook het effect van directe verbranding (ervan uitgaande dat alle pesticiden zich in de brandhaard bevinden) en van verdamping (voor situaties waarbij een deel van de pesticiden zich niet in maar nabij de brandhaard bevinden) verdisconteerd. Van diverse pesticiden en mengsels van pesticiden is nagegaan welke geëmitteerde stof de toxiciteit van het mengsel in het rookgas bepaalt, op basis van de hoeveelheid in het rookgas en de relatieve toxiciteit. Soms is dat het pesticide zelf, soms één of enkele van de ontstane verbrandingsproducten. Vervolgens hebben ze voor elk van die gevallen de verspreiding van het rookgas en de blootstelling van een persoon berekend, die gedurende 30 minuten op 100 m benedenwinds staat. De berekende doses werden vergeleken met de zogenaamde Dangerous Toxic Load voor het toxische mengsel. Verder zijn profielen gemaakt van de dosis als functie van de afstand tot de bron voor enkele verschillende gevallen. Daaruit bleek dat in een aantal situaties de Dangerous Toxic Load tot op 150 m werd overschreden.

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl