

RIVM rapport 263610 005

**Verdeling van de blootstelling aan fijn stof in
de Nederlandse bevolking**

Kruize H., Freijer J.I., Franssen E.A.M., Fischer
P.H., Lebet E., Bloemen H.J.Th.

november 2000

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Welzijn,
Volksgezondheid en Sport, Inspectie voor de Gezondheidszorg, in het kader van project 263610,
Schatting Populatie Attributieve Risico's Contaminanten, mijlpaal 'Verdeling van de blootstelling
aan fijn stof in de Nederlandse bevolking'.

Abstract

An assessment of exposure of the Dutch population to particulate matter was commissioned by the Health Care Inspectorate. Researchers used the probabilistic model, EXPOLIS, in this assessment, in which exposure is defined as a combination of the concentration of air pollution in different spaces ('microenvironments') where people spend time and the time people spend in these microenvironments. PM₁₀ was selected as the indicator for particulate matter. Input data for the model were preferably based on available Dutch data, and modelled in case no data were available. Exposure distributions were calculated for the situation with and without (passive) smoking, both for the whole Dutch population and for subpopulations. Sensitivity analyses were performed to determine which factors were of influence with regard to the exposure distributions of subpopulations. The EXPOLIS model has been shown useful in calculating the exposure of the Dutch population to PM₁₀ particles. In a non-smoking environment subpopulations at risk could not be identified. When (passive) smoking was included, the average exposure level was much higher compared to the non-smoking environment. The variation in exposure within the population and between subpopulations also proved to be larger, with 20% less exposure in the elderly than in the other subpopulations. Urban dwellers showed 8-13% less exposure than rural dwellers. Since the model has calculated *exposure* distributions, it is not possible to compare calculated exposures with air quality standards. Future activities should focus on the process of facilitating input data and field validation. Furthermore, it will be necessary to discuss the added value of model calculations over ambient concentrations as an indicator for exposure.

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	7
1.1 <i>Aanleiding en doel</i>	7
1.2 <i>Fijn stof</i>	8
1.3 <i>Gezondheidseffecten van fijn stof</i>	9
2 Methode	11
3 Resultaten	15
3.1 <i>Blootstelling van de Nederlandse bevolking in de situatie zonder (passief) roken</i>	15
3.2 <i>Blootstelling van de Nederlandse bevolking voor de situatie met (passief) roken</i>	17
3.3 <i>Vergelijking van de situatie zonder en met de bijdrage van (passief) roken</i>	19
4 Discussie, conclusies en aanbevelingen	21
4.1 <i>Kwaliteit van het model</i>	21
4.2 <i>Beschikbaarheid en kwaliteit van de gebruikte gegevens</i>	24
4.3 <i>Toepasbaarheid van het model</i>	26
4.4 <i>Conclusies</i>	27
4.5 <i>Aanbevelingen</i>	27
Literatuur	29
Bijlage 1 Uitgebreide beschrijving methode	33
Bijlage 2 Verzendlijst	46

Samenvatting

In opdracht van de Inspectie voor de Gezondheidszorg is de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan fijn stof geschat met behulp van het EXPOLIS model. In dit kans- of probabilistische model is blootstelling een combinatie van de concentratie luchtverontreiniging in verschillende ruimten ('micro-omgevingen') waar een persoon zich gedurende een dag begeeft, en de doorgebrachte tijd in deze micro-omgevingen. PM_{10} is als indicator voor fijn stof gekozen. De invoergegevens voor het model zijn bij voorkeur gebaseerd op beschikbare Nederlandse gegevens, en gemodelleerd als deze niet beschikbaar waren. Blootstellingsverdelingen zijn berekend voor de situatie met en zonder (passief) roken, zowel voor de gehele Nederlandse bevolking als voor subpopulaties. Tevens zijn gevoeligheidsanalyses uitgevoerd om vast te stellen welke factoren van invloed waren op de blootstellingsverdeling. De resultaten laten zien dat het EXPOLIS model bruikbaar was om de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan PM_{10} te berekenen. Bij afwezigheid van sigarettenrook in het binnenmilieu waren er geen bijzondere risicogroepen te onderscheiden. Wanneer de bijdrage van (passief) roken werd meegenomen, lag de gemiddelde blootstelling aanzienlijk hoger dan wanneer niet gerookt zou worden. Ook de spreiding was in dat geval groter, evenals de verschillen tussen subpopulaties (ouderen hadden een 20% lagere blootstelling). Stadsbewoners hadden een 8-13% hogere blootstelling dan plattelandsbewoners. Omdat de modelresultaten *blootstellingsverdelingen* zijn, kunnen ze niet vergeleken worden met luchtkwaliteitsnormen. Toekomstige activiteiten zouden zich moeten richten op een protocol voor de facilitering van invoergegevens ten behoeve van het EXPOLIS model en verdere modelvalidatie. Ook is een discussie nodig om de meerwaarde van modelberekeningen ten opzichte van buitenluchtmetingen vast te stellen als indicator voor blootstelling.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

In opdracht van de Inspectie voor de Gezondheidszorg is in het kader van het project SPARC (Schatting Populatie Attributieve Risico's Contaminanten, V/263610) de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan fijn stof beschreven. In het merendeel van de studies naar gezondheidseffecten van fijn stof is de blootstelling gebaseerd op concentraties in de buitenlucht. De meeste mensen brengen echter het grootste deel van de tijd (ongeveer 80-90%) binnen door (Jantunen *et al.*, 1999; Freijer en Bloemen, 2000). Naast fijn stof uit de buitenlucht worden zij ook aan fijn stof afkomstig van bronnen binnenshuis blootgesteld. De afgelopen jaren zijn door het RIVM modellen ontwikkeld (AirPEX (Freijer *et al.*, 1998) en EXPOLIS (Jantunen *et al.*, 1999; Kruize *et al.*, in voorbereiding) waarbij de blootstelling gebaseerd wordt op de combinatie van de concentratie luchtverontreiniging in de verschillende ruimten (micro-omgevingen) waar een persoon zich begeeft en de doorgebrachte tijd in deze micro-omgevingen. Het EXPOLIS model is een kans- of probabilistisch model, gebaseerd op (geparametriseerde) verdelingen voor concentraties van luchtverontreinigende stoffen en tijdbesteding. Met het EXPOLIS model kunnen op eenvoudige wijze verschillende scenario's doorgerekend worden (bijvoorbeeld de invloed van een rookverbod in openbare ruimten op de blootstelling van de Nederlandse bevolking), een interessante optie voor beleidsmakers. AirPEX is een deterministisch model (gebaseerd op fysisch-chemische wetmatigheden en empirische invoergegevens) dat gebruik maakt van tijdseries van luchtkwaliteitsgegevens en activiteitenpatronen.

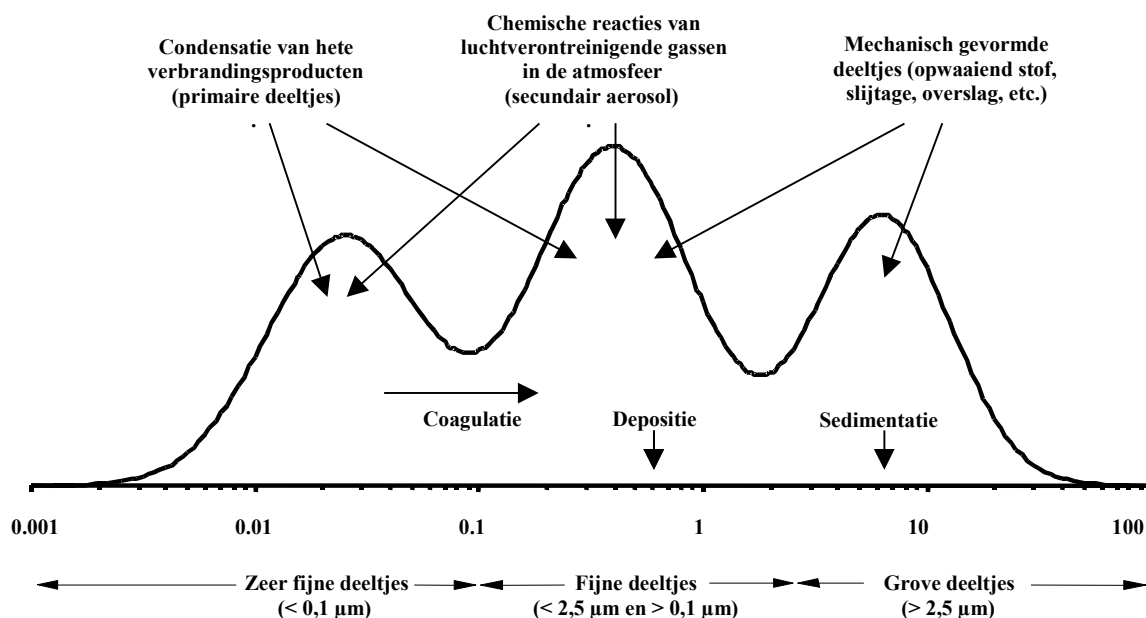
Het EXPOLIS model is ontwikkeld in het kader van een EU project en is tot nu toe alleen toegepast voor het bepalen van de blootstelling aan fijn stof (PM_{2.5}) in Helsinki (Jantunen *et al.*, 1999). Het AirPEX model is toegepast bij de beoordeling van de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan ozon (Freijer *et al.*, 1998).

Voor het vaststellen van de blootstelling aan fijn stof in de Nederlandse bevolking is ervoor gekozen om het EXPOLIS model te gebruiken. Het EXPOLIS model stelt namelijk minder

eisen aan de beschikbare data dan AirPEX. Het AirPEX model kan hier niet gebruikt worden omdat er voor fijn stof geen gedetailleerde tijdseries van concentraties beschikbaar zijn. In het kader van dit onderzoek is de blootstellingsverdeling van fijn stof waar mogelijk met de meest recente Nederlandse gegevens berekend. Alhoewel uit recent onderzoek blijkt dat $PM_{2.5}$ uit gezondheidskundig oogpunt een belangrijker factor is dan PM_{10} , is PM_{10} in dit onderzoek als indicator voor fijn stof gekozen. Voor PM_{10} zijn namelijk meer gegevens beschikbaar dan voor $PM_{2.5}$.

1.2 Fijn stof

Fijn stof is een verzamelnaam voor deeltjesvormige luchtverontreiniging. Het bestaat uit deeltjes van zodanige afmetingen dat ze ingeademd kunnen worden. Deeltjes met een diameter kleiner dan $10\ \mu\text{m}$ kunnen tot in de longen doordringen. Deeltjes met een grotere diameter worden voor een gedeelte in de hogere luchtwegen (neus) afgevangen. Deeltjes met een diameter van $0,2$ tot $0,8\ \mu\text{m}$ kunnen daarentegen weer met de uitgeademde lucht de longen verlaten.



Figuur 1 Vereenvoudigde weergave van de massadeeltjesgrootteverdeling van deeltjes in de atmosfeer en van de belangrijkste processen van het ontstaan en verdwijnen van deeltjes. Bron: Bloemen et al., 1998.

Het begrip fijn stof omvat allerhande deeltjes van verschillende oorsprong en met verschillende chemische en fysische samenstelling (figuur 1). Met betrekking tot de fysische samenstelling zijn de twee meest gebruikte fijn stof parameters gedefinieerd als PM_{10} (diameter < ca. 10 μm) en als $PM_{2,5}$ (diameter < ca. 2,5 μm), waarbij PM staat voor 'Particulate Matter'. Aangenomen wordt dat 50-90% van de PM_{10} fractie bestaat uit $PM_{2,5}$ (Rombout *et al.*, 2000), afhankelijk van meteorologische omstandigheden en aanwezige dominante bronnen van fijn stof. Chemisch wordt onderscheid gemaakt in secundair gevormd aërosol en primair geëmitteerd aërosol. Secundair aërosol bestaat uit deeltjes die ontstaan door chemische reacties in de atmosfeer. Circa 85% van de $PM_{2,5}$ fractie bestaat uit ammoniumnitraat en -sulfaat gevormd uit ammoniak, stikstofoxiden en zwaveldioxide. Voor PM_{10} geldt dat circa 40% van fractie bestaat uit ammoniumnitraat en -sulfaat (Bloemen *et al.*, 1998). Een andere maat voor deeltjesvormige luchtverontreiniging is zwarte rook. Zwarte rook kan worden beschouwd als een indicator voor het roetachtige deel van het fijn stof.

1.3 Gezondheidseffecten van fijn stof

In epidemiologische studies in met name de Verenigde Staten en Europa zijn consistente verbanden aangetoond tussen het optreden van allerlei gezondheidseffecten en de concentraties van fijn stof (o.a. Katsouyanni *et al.*, 1997; Vedal, 1997; Hoek *et al.*, 1997). In veel van deze studies, de zogenaamde tijdserie studies, werden analyses uitgevoerd aan (lange) tijdreeksen van het dagelijks voorkomen van een of meer gezondheidseffecten zoals longfunctieveranderingen, ziekenhuisopnamen of sterfte, en de dagelijkse concentraties fijn stof. De resultaten van deze tijdserie studies duiden op het optreden van acute gezondheidseffecten bij personen met reeds bestaande aandoeningen aan hart of luchtwegen, waaronder CARRA patiënten. Deze effecten omvatten o.a. een toename in dagelijkse aantallen zieken, ziekenhuisopnames en sterfte. De gezondheidseffecten bleken echter ook geassocieerd te zijn met de concentraties van gasvormige verontreinigingen als O_3 , NO_2 , SO_2 , en CO. Studies naar de lange termijn gemiddelde concentraties fijn stof laten ook effecten zien op de longfunctie, een toename van respiratoire symptomen en een vroegtijdige sterfte, mogelijk met hart- of luchtwegaandoeningen als oorzaak. Hoewel epidemiologische bevindingen consistent zijn, is de causaliteit van de blootstellingsrespons

relaties niet aangetoond. Ook is nog onduidelijk wat de mogelijke effectbepalende fracties of componenten van fijn stof zijn.

Op basis van epidemiologisch onderzoek in Nederland kan een kwantitatieve schatting worden gemaakt van het jaarlijkse aantal vroegtijdige sterfgevallen en ziekenhuisopnames voor luchtwegaandoeningen in de Nederlandse bevolking (Hoek *et al.*, 1997; Vonk & Schouten, 1998; Van Aalst *et al.*, 1995). In tabel 1 staat het resultaat van deze berekening weergegeven. Hieruit blijkt dat er jaarlijks gemiddeld circa 1% vroegtijdige sterfte en extra ziekenhuisopnames kunnen worden toegeschreven aan blootstelling van de Nederlandse bevolking aan fijn stof. Hoewel het aantal vroegtijdige sterften een aanwijzing is voor de omvang van de effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid, zegt dit niets over het verlies aan levensduur dat hieraan is gerelateerd. Aangenomen wordt dat het per geval een levensduurverlies betreft van enkele dagen tot 1 à 2 jaar.

Tabel 1 Totale sterfte en aantal spoedopnamen in Nederland en de sterfte en spoedopnamen toegeschreven aan de heersende niveaus van luchtverontreiniging door fijn stof (PM₁₀), 1998.

Sterfte	Totaal aantal	PM ₁₀ ¹
Alle oorzaken	136000	1330 (130; 2480) ²
COPD	6400	270 (50; 480)
Longontsteking	5800	350 (110; 580)
Hart- en vaataandoeningen	50000	280 (0; 930)
Spoedopnamen		
Alle respiratoire aandoeningen	54000	680 (0; 1360)
Hart- en vaataandoeningen	103000	1060 (50; 2020)

¹) uitgaande van een jaargemiddelde 24-uurs fijn stofconcentratie van 38 µg/m³

²) onder- en bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval

2 Methode

In het EXPOLIS model worden een aantal stappen doorlopen om de blootstelling voor de Nederlandse bevolking aan PM_{10} te berekenen. De methode wordt in bijlage 1 uitgebreid beschreven, en in dit hoofdstuk samengevat weergegeven. Het belangrijkste uitgangspunt van het model is dat de blootstelling van een populatie wordt bepaald door de tijd die personen in verschillende ruimten of micro-omgevingen besteden, en de concentratie aan luchtverontreiniging die daar heerst. Om de blootstelling voor een populatie te kunnen beschrijven is dus informatie nodig over de tijdbesteding van de populatie, en de concentratieverdelingen van de verschillende micro-omgevingen waarin deze populatie zich begeeft.

De tijdbesteding in de Nederlandse bevolking verschilt per individu. Het is echter wel mogelijk om verschillende groepen of subpopulaties te onderscheiden, die naar verwachting ongeveer dezelfde tijdbesteding hebben:

- kinderen van nul tot twaalf jaar;
- de schoolgaande, studerende en werkende populatie van dertien tot en met vierenzestig jaar;
- de populatie van dertien tot en met vierenzestig jaar die niet naar school gaat, werkt of studeert;
- ouderen van vijfenzestig jaar en ouder.

De micro-omgevingen zijn gedefinieerd op basis van de veronderstelling dat de concentratie aan PM_{10} in die ruimten redelijk homogeen is. Ook is rekening gehouden met de beschikbaarheid van gegevens:

- thuis binnen;
- elders binnen (bijvoorbeeld klaslokalen, kantoren en restaurants);
- buiten;
- in transport (bijvoorbeeld op de fiets, in de tram).

Vervolgens zijn voor deze subpopulaties en micro-omgevingen gegevens verzameld over de tijdbesteding en PM₁₀ concentratie. Daarbij zijn zowel empirische gegevens als gegevens afkomstig uit modelberekeningen gebruikt, waar mogelijk gebaseerd op de Nederlandse situatie.

Voor de buitenluchtconcentraties van PM₁₀ is onderscheid gemaakt naar concentraties in stedelijk gebied en niet-stedelijk gebied, omdat verwacht werd dat de gemiddelde PM₁₀ concentratie tussen deze twee gebieden verschilt (Rombout *et al.*, 2000).

De binnenluchtconcentraties zijn vanwege het ontbreken van voldoende representatieve gegevens voor de Nederlandse situatie afgeleid uit de buitenluchtconcentratie met behulp van zogenaamde penetratie- en bronfactoren.

De bijdrage van de binnenluchtbronnen van PM₁₀ is in dit onderzoek beperkt tot de bijdrage van roken. Roken is één van de belangrijkste bronnen van PM₁₀ in het binnenmilieu (Jantunen *et al.*, 1999; Janssen, 1998). Van andere bronnen in het binnenmilieu, zoals koken, huisdieren en stofzuigen is bekend dat ze in mindere mate bijdragen aan PM₁₀ concentraties in het binnenmilieu (Dockery en Spengler, 1981; Jantunen *et al.*, 1999). Ze zijn daarom in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten. Tabel 2 geeft een overzicht van de gebruikte gegevens.

Tabel 2 Overzicht van invoergegevens voor het EXPOLIS model

Type gegeven	Type verdeling	Wijze waarop ingevoerd in model	Bron
Tijdbesteding	Bêta-verdeling	Rekenkundig gemiddelde en standaarddeviatie van de verdeling van doorgebrachte tijd in elke micro-omgeving per subpopulatie	Intomart tijdbestedingsonderzoek, 1994/95 (Freijer <i>et al.</i> , 1998)
PM ₁₀ concentraties buitenlucht	Lognormaal	Rekenkundig gemiddelde en standaarddeviatie van de verdeling van 24 uur gemiddelde concentraties	Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (Van Elzakker en Buijsman, 1999)
Penetratiefactor	Bêta-verdeling	Afgeleid m.b.v. model uit i/o ratio beschreven m.b.v. rekenkundig gemiddelde en standaarddeviatie	Massabalansmodel (Freijer en Bloemen; 2000)
Bronnen van binnenluchtverontreiniging: roken	Lognormaal	% huishoudens waar gerookt wordt, met onderverdeling naar aantal rokers; gemiddelde en standaarddeviatie van verdeling van aantal gerookte sigaretten	Intomart tijdbestedingsonderzoek, 1994/95 (Freijer <i>et al.</i> , 1998) Stivoro jaarverslag (1998) Özkaynak (1993), Koutrakis (1992)

Deze gegevens zijn ingevoerd in de het EXPOLIS model. Voor elke subpopulatie is met behulp van willekeurige trekkingen uit alle bovengenoemde verdelingen een blootstellingsverdeling gecreëerd. Vervolgens zijn concentratie- en tijdbestedingsgegevens voor elke micro-omgeving afzonderlijk gecombineerd tot een zogenaamde partiële blootstelling. Door optelling van de partiële blootstellingen in de verschillende micro-omgevingen is een geïntegreerde blootstellingsverdeling voor elke subpopulatie vastgesteld. De blootstellingsverdeling voor de gehele Nederlandse bevolking tenslotte, is samengesteld door de blootstellingsverdelingen van de subpopulaties samen te voegen naar verhouding van voorkomen in de Nederlandse bevolking.

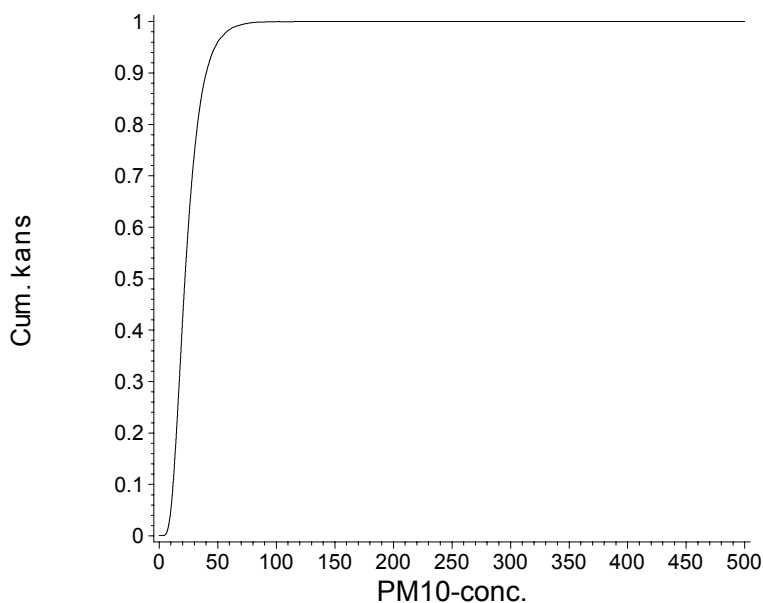
De hierboven beschreven procedure is voor twee verschillende situaties uitgevoerd:

- een situatie zonder (passief) roken;
- een situatie inclusief de bijdrage van (passief) roken.

3 Resultaten

3.1 Blootstelling van de Nederlandse bevolking in de situatie zonder (passief) roken

In figuur 2 wordt de geschatte blootstellingsverdeling voor PM₁₀ (24-uursgemiddelde concentratie, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) van de Nederlandse bevolking gepresenteerd, waarbij (passief) roken niet is meegenomen. In tabel 3 zijn de statistische gegevens van deze verdeling samengevat, aangevuld met gegevens over de blootstellingsverdeling per subpopulatie.



Figuur 2 Cumulatieve 24-uurs gemiddelde blootstellingsverdeling voor de Nederlandse bevolking voor PM10 zonder de bijdrage van (passief) roken (24-uursgemiddelde, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Bij de interpretatie van figuur 2 moeten twee aspecten nader belicht worden:

- De verdeling is een weergave van blootstellingsconcentraties op willekeurige dagen in een steekproef van personen uit de Nederlandse bevolking (zie bijlage 1). Deze dagen worden aangeduid als 'persoonsdagen'. Omdat het gaat om unieke dagen van verschillende personen, kan niet gezegd worden dat deze dagen representatief zijn voor de chronische blootstelling. Als voorbeeld: het 95-percentiel bedraagt $47,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dit

betekent niet dat 5% van de bevolking een hogere blootstelling heeft dan $47,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maar dat voor 5% van de gezamenlijke tijd van de bevolking een blootstelling is geschat hoger dan $47,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deze tijd omvat verschillende dagen van verschillende personen.

- De PM_{10} concentratie is een optelsom van de partiële *blootstellings*concentraties in de micro-omgevingen die bezocht zijn door de gemodelleerde populatie. Het is dus niet mogelijk om een vergelijking te maken van de verdeling met luchtkwaliteitsnormen, zoals gehanteerd voor grootschalige luchtverontreiniging.

Voor de verdeling konden de volgende statistische kengetallen worden berekend: een gemiddelde van $24,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, een standaarddeviatie van $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een mediaan van $22,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (zie ook tabel 3).

Tabel 3 Verdeling van de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan PM_{10} , zonder de bijdrage van (passief) roken (gemiddelde, standaard deviatie en percentielen)

	gem.	st.dev.	5%	25%	50%	75%	95%
Totaal (n= 40.000)*	24,5	12,2	9,9	15,9	22,0	30,3	47,7
0-12 jr niet stedelijk (n=4011)	22,8	12,1	8,9	14,3	20,1	28,2	45,9
0-12 jr stedelijk (n=2170)	25,8	11,7	11,5	17,6	23,5	31,5	48,0
13-64 jr, niet werkend etc. niet stedelijk (n=6378)	23,0	12,3	9,0	14,5	20,4	28,4	46,2
13-64 jr, niet werkend etc. stedelijk (n=4516)	26,1	11,8	11,9	17,8	23,8	31,8	48,3
13-64 jr, werkend etc. niet stedelijk (n=10.287)	23,4	12,4	9,1	14,8	20,6	29,0	47,5
13-64 jr, werkend etc. stedelijk (n=7283)	26,7	12,0	12,0	18,2	24,3	32,4	49,4
65+ niet stedelijk (n=3012)	23,4	12,3	9,2	14,7	20,7	28,9	47,0
65+ stedelijk (n=2342)	26,4	11,8	11,8	18,1	24,2	32,5	47,8

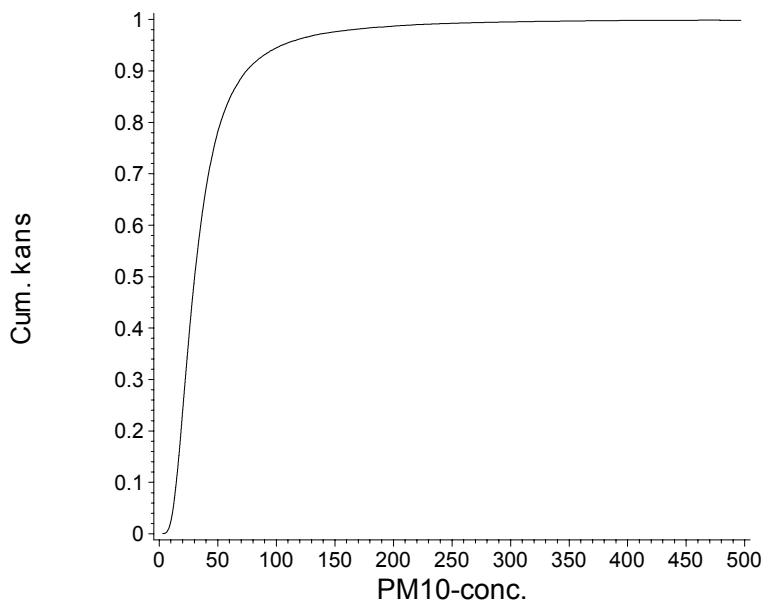
* n=aantal trekkingen

Uit tabel 3 blijkt dat de verschillen in blootstelling tussen de subpopulaties klein zijn, wanneer geen belangrijke binnenluchtbronnen (zoals sigarettenrook) aanwezig zijn. Er is een klein verschil (ongeveer $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen mensen die in de stad wonen, en mensen in buitenstedelijk gebied.

Met behulp van een gevoeligheidsanalyse is onderzocht welke invoergegevens de grootste invloed hebben op de blootstellingsverdelingen voor de verschillende subpopulaties. Bij alle subpopulaties blijkt dit de buitenluchtconcentratie te zijn. De tweede bepalende factor (die een veel kleinere rol speelt) verschilt echter per subgroep: voor kinderen, 13-64 jarigen die niet schoolgaand, studerend of werkend zijn en 65-plussers, is de tijd die ze buiten doorgebracht hebben medebepalend voor de blootstelling aan PM_{10} . Voor 13-64 jarigen die schoolgaand zijn, of werken, is dit de penetratiefactor: in de stad is dat penetratiefactor voor 'in transport', buiten de stad is dat de penetratiefactor voor 'elders binnen', bijvoorbeeld een restaurant of sporthal.

3.2 Blootstelling van de Nederlandse bevolking voor de situatie met (passief) roken

Figuur 3 laat de blootstellingsverdeling voor de Nederlandse bevolking zien wanneer de bijdrage van (passief) roken als bron voor PM_{10} in de binnenlucht wordt meegenomen. Een samenvatting van deze resultaten voor zowel de subgroepen als de totale Nederlandse bevolking staat in tabel 4.



Figuur 3 Cumulatieve blootstellingsverdeling voor de Nederlandse bevolking voor PM_{10} inclusief de bijdrage van (passief) roken (24-uursgemiddelde, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Het (rekenkundig) gemiddelde van deze verdeling is $42,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, met een standaarddeviatie van $54,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De mediaan is $30,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (zie ook tabel 3). Als rekening wordt gehouden met de bijdrage van (passief) roken, wordt in plaats van 4%, 22% van de gezamenlijke tijd de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ overschreden.

Tabel 4 Verdeling van de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan PM_{10} , inclusief de bijdrage van (passief) roken (gemiddelde, standaard deviatie en percentielen)

	gem.	st.dev.	5%	25%	50%	75%	95%
Totaal (n= 40.000)*	42,0	54,5	11,9	20,4	30,3	46,6	105,2
0-12 jr niet stedelijk (n=4011)	39,0	49,5	10,3	18,0	27,3	43,7	97,8
0-12 jr stedelijk (n=2170)	40,0	34,1	13,2	21,4	30,8	45,7	97,0
13-64 jr, niet werkend etc. niet stedelijk (n=6378)	43,2	60,1	10,7	19,0	29,2	47,1	113,1
13-64 jr, niet werkend etc. stedelijk (n=4516)	45,7	48,5	13,9	22,3	32,8	50,2	117,7
13-64 jr, werkend etc. niet stedelijk (n=10287)	42,9	68,4	11,8	20,5	30,4	47,5	107,6
13-64 jr, werkend etc. stedelijk (n=7283)	46,4	51,5	14,8	23,8	34,0	50,3	113,7
65+ niet stedelijk (n=3012)	32,1	30,4	9,8	16,9	24,1	36,6	76,6
65+ stedelijk (n=2342)	34,4	28,3	13,0	20,1	28,0	40,3	71,7

* n=aantal trekkingen

Uit deze tabel blijkt dat er redelijke verschillen tussen de subpopulaties bestaan in blootstelling aan PM_{10} . De 65-plussers zijn volgens deze schattingen het minst blootgesteld, terwijl dit voor schoolgaanden, studerenden of werkenden tussen de 13-64 jaar het hoogst is.

De verschillen tussen blootstelling in stedelijk en niet-stedelijk gebied zijn wederom klein, namelijk $1-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Voor bijna alle subpopulaties blijkt uit de gevoeligheidsanalyses dat de tijd die binnen doorgebracht de grootste invloed te hebben op de blootstelling aan PM_{10} , gevolgd door (passief) roken. Voor 13 tot 64-jarigen die niet schoolgaand/studerend zijn of werken, die in de stad wonen, én mensen van dezelfde leeftijdsgroep die werken of naar school gaan, en niet in de stad wonen, is deze volgorde precies andersom.

3.3 Vergelijking van de situatie zonder en met de bijdrage van (passief) roken

Als we de resultaten voor de situatie zonder en met roken als binnenluchtbron van PM₁₀ vergelijken, vallen een aantal zaken op.

- De gemiddelde blootstelling aan PM₁₀ waarbij de bijdrage van (passief) roken wordt meegenomen is aanzienlijk hoger dan wanneer de bijdrage van (passief) roken niet wordt meegenomen (gemiddelde blootstellingsniveau voor de Nederlandse bevolking voor PM₁₀ met roken is 42,0 µg/m³ versus 24,5 µg/m³ zonder roken). Daarnaast is de spreiding (standaarddeviatie) in blootstelling aan PM₁₀ aanzienlijk groter wanneer de bijdrage van roken wordt meegenomen, dan wanneer dit niet het geval is (54,5 µg/m³ versus 12,2 µg/m³).
- De verschillen tussen verschillende leeftijdsgroepen zijn groter voor de situatie waarin roken wordt meegenomen, met name bij 65-plussers. Dit hangt samen met verschillen in rookgedrag: een kleiner deel van de ouderen rookt en bovendien roken ze gemiddeld minder sigaretten per dag.
- De verschillen in blootstelling tussen mensen woonachtig in de stad en buiten de stad zijn in beide situaties klein (ongeveer 1-5 µg/m³).
- Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt dat in de situatie zonder roken blootstelling met name bepaald wordt door de buitenluchtconcentratie. In de situatie waarbij wel de bijdrage van roken wordt meegenomen zijn de bronbijdrage en de tijd die binnen wordt doorgebracht het meest van invloed op de blootstelling.

4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

In het vorige hoofdstuk is de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan fijn stof beschreven. In de discussie zullen een aantal kritische factoren in het gebruik van het EXPOLIS model voor het bepalen van de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan PM₁₀ besproken worden. Deze factoren hebben betrekking op de kwaliteit van het model zelf, de beschikbaarheid en kwaliteit van de gebruikte gegevens, en de toepasbaarheid van het model.

4.1 Kwaliteit van het model

In 1999 is het eerste deel van het EU project EXPOLIS afgerond en gerapporteerd aan de EU (Jantunen *et al.*, 1999). Het model is vervolgens beschikbaar gesteld aan KTL Finland, de onderzoeksgroep die het EXPOLIS project gecoördineerd heeft. In het kader van een PhD project wordt het model daar verder ontwikkeld en toegepast. Tevens worden in dat kader modelberekeningen vergeleken met gemeten waarden, om de validiteit van het ontwikkelde model vast te stellen. De eerste resultaten stemmen hoopvol, en worden op korte termijn gepubliceerd.

Tijdbesteding

De tijd die in verschillende micro-omgevingen wordt doorgebracht, wordt beschreven aan de hand van bèta-verdelingen, omdat hiermee eenvoudig willekeurige verdelingen gekarakteriseerd kunnen worden die begrensd zijn door 0 en 1. Echter zoals beschreven in bijlage 1 blijkt dit type verdeling de tijdbesteding niet voor elke micro-omgeving het beste te kunnen beschrijven. In de eerste plaats kan dit liggen aan de keuze van de subpopulatie. Bij het indelen van de subpopulaties is rekening gehouden met kenmerkende factoren (o.a. leeftijd, wel/niet werken, geslacht) die de tijd die besteed wordt in een micro-omgeving bepalen. Het onderscheid in subpopulaties moet echter ook weer niet zo gedetailleerd zijn, dat er geen gegevens voor beschikbaar zijn. Bij voorkeur worden subpopulaties ingedeeld aan de hand van regressie- of clusteranalyse. In dit onderzoek zijn, vanwege de beschikbare tijd, subpopulaties ingedeeld op basis van 'expert-judgement'. Daarbij zijn de volgende subpopulaties gedefinieerd: kinderen van nul tot twaalf jaar, jeugd en volwassenen van

dertien tot vijfenzestig jaar, met een onderverdeling naar schoolgaande, studerende cq werkende populatie en niet-schoolgaanden, studerenden of werkenden, en vijfenzestig-plussers. Dit is een vrij grove indeling, maar sluit wel aan bij de beschikbaarheid van gegevens over het verblijf in micro-omgevingen ('thuis, binnen'; 'elders, binnen', 'buiten', en 'in transport'). Afgezien van de keuze van subpopulaties is het mogelijk dat een andere dan de hier gebruikte bèta-verdeling de tijdbesteding beter beschrijft (zie bijlage 1).

Eén van de stappen in het berekenen van de blootstellingsverdeling is dat de tijd besteed in verschillende micro-omgevingen wordt bepaald door willekeurige trekkingen uit de tijdbestedingsverdelingen per subpopulatie. De totale tijdbesteding als resultaat uit deze simulatie telt niet per definitie op tot 24 uur. In het huidige model is dit probleem opgelost door de totale gesimuleerde tijd te standaardiseren naar een dag. Er zijn echter verschillende andere (betere) oplossingen denkbaar. In de eerste plaats kunnen correlaties aangebracht worden tussen tijdbesteding in verschillende micro-omgevingen. Ten tweede kan van een micro-omgeving waar weinig tijd wordt doorgebracht de tijdbesteding geschat worden door van 24 uur (een dag) de totale tijd doorgebracht in andere micro-omgevingen af te trekken. Tenslotte is het ook nog mogelijk om te werken met een binaire boom van kansverdelingen.

Micro-omgevingen

De keuze van de onderscheiden micro-omgevingen is gebaseerd op de overwegingen dat enerzijds in elke micro-omgeving de concentratie homogeen verdeeld is, en anderzijds de indeling ook weer niet zo gedetailleerd is dat er geen gegevens meer voor te vinden zijn. Zodoende zijn bij deze berekeningen de volgende micro-omgevingen onderscheiden: 'buiten'; 'binnen, thuis'; 'binnen, elders'; 'in transport'. Echter met name de micro-omgevingen 'binnen, elders' en 'in transport' zijn veelomvattend. Zo kan men 'binnen, elders' zijn op het werk, op school, in restaurants, de sporthal etcetera. Onder 'in transport' vallen bijvoorbeeld lopen naar school, op de fiets, in de auto, tram, bus, trein, vrachtwagen etcetera. Een nadere onderverdeling is gewenst, omdat de bijdrage van verschillende bronnen aan de blootstelling aan PM_{10} binnen deze micro-omgevingen aanzienlijk kan verschillen. Vanwege beperkte beschikbaarheid van Nederlandse gegevens hierover was een nadere onderverdeling niet mogelijk (zie ook paragraaf 4.2).

De concentraties van de micro-omgevingen zijn beschreven aan de hand van lognormale verdelingen. De redenen hiervoor zijn dat de verdeling aan de onderkant begrensd is door nul en dat er zeer veel beïnvloedende factoren zijn die de concentratie bepalen. Aangezien

de kans dat al deze factoren tegelijkertijd ongunstig zijn, klein is, komen hoge waarden weinig voor, dus ontstaat een scheve verdeling. In de praktijk blijkt dit veelal een lognormale verdeling op te leveren. Het is echter de vraag of een lognormale verdeling het beste type verdeling is.

Penetratiefactoren

Voor dit onderzoek zijn binnenluchtconcentraties berekend uit de buitenluchtconcentraties met behulp van penetratiefactoren. Deze zijn afgeleid met behulp van een massabalansmodel (zie bijlage 1). Dit model kent een aantal aannamen, die mede een bijdrage leveren aan onzekerheden in de uitkomsten. Bij gebrek aan gegevens voor de andere micro-omgevingen, is de verdeling van penetratiefactoren voor ‘thuis, binnen’ ook gebruikt voor de micro-omgevingen ‘elders, binnen’ en ‘in transport’. Dit is een vereenvoudiging van de werkelijkheid.

In het EXPOLIS model worden de penetratiefactoren beschreven met een bèta-verdeling, waarbij de waardes begrensd zijn tussen 0 en 1. Echter, op basis van fysische wetmatigheden kan aangetoond worden dat deze begrenzing in principe niet bestaat (Freijer en Bloemen, 2000). In de huidige berekeningen was deze begrenzing echter niet beperkend (zie bijlage 1).

Bijdrage van (passief) roken

Voor de bijdrage van (passief) roken (één van de belangrijkste bronnen van PM₁₀ in de binnenlucht) waren gegevens niet in juiste vorm voorhanden. Daarom is hiervoor met behulp van modelberekeningen een concentratieverdeling afgeleid (zie bijlage 1).

Voor kinderen van 0-12 jaar is aangenomen dat alleen ‘thuis, binnen’ meegerookt wordt, en niet ‘elders, binnen,’ (bijv. kinderdagverblijf of school), of ‘in transport’. Voor de overige subpopulaties is aangenomen dat naast ‘binnen, thuis’ ook ‘binnen, elders’ wordt gerookt, maar niet ‘in transport’.

Correlaties

Het EXPOLIS model kan, mits gegevens beschikbaar zijn, rekening houden met afhankelijkheden (correlaties) tussen verschillende parameters in het model, bijvoorbeeld tussen de tijdbesteding en concentratieverdelingen in verschillende micro-omgevingen en tussen de bijdrage van verschillende bronnen. In dit onderzoek waren alleen gegevens

beschikbaar voor het berekenen van correlaties voor tijdbesteding in verschillende micro-omgevingen.

Gevoeligheidsanalyses

Het EXPOLIS model kent de mogelijkheid om gevoeligheidsanalyses uit te voeren voor subpopulaties, waarmee afgeleid kan worden welke factoren een belangrijke bijdrage leveren aan de blootstelling van deze subpopulatie. Bij de uitkomsten moet echter rekening gehouden worden dat alleen de factoren die in het model meegenomen worden zichtbaar worden in de analyses, en dat misschien belangrijke andere factoren die geen input waren voor het model, buiten beeld blijven.

4.2 Beschikbaarheid en kwaliteit van de gebruikte gegevens

Tijdbestedingsgegevens

De tijdbesteding van de Nederlandse bevolking is beschreven op basis van gegevens uit dagboekjes, die in het kader van het Intomart tijdbestedingsonderzoek zijn verzameld onder een steekproef van de Nederlandse bevolking (zie bijlage 1). Alhoewel deze gegevens veel mogelijkheden bieden, zijn er ook tekortkomingen, die vooral betrekking hebben op de representativiteit van de gegevens. Zo bestaat bijvoorbeeld de kans dat de gegevens niet geheel representatief zijn voor de Nederlandse bevolking, door selectieve non-respons. De respons bij dit onderzoek was laag (24%). De belangrijkste reden voor non-respons was weigering om mee te doen, gevolgd door onbereikbaarheid. Non-respons bias kan zijn opgetreden omdat specifieke groepen mensen, bijvoorbeeld drukbezette mensen niet meegedaan hebben aan het onderzoek (Freijer *et al.*, 1997).

Daarnaast hebben respondenten slechts over de periode van 24 uur een dagboekje ingevuld. Het is daarom niet bekend of de gerapporteerde tijdbesteding representatief is voor het gemiddelde tijdbestedingspatroon van een individu. Doordat echter een groot aantal mensen bevraagd is, wordt aangenomen dat de gerapporteerde tijdsbesteding op populatieniveau wel representatief is.

Tot slot kan het zijn dat mensen vanwege het onderzoek hun gedrag hebben aangepast, of onjuist gerapporteerd hebben.

PM₁₀ gegevens

Uit recent onderzoek blijkt dat PM_{2.5} uit gezondheidkundig oogpunt een belangrijker factor is dan PM₁₀. Toch is in dit onderzoek PM₁₀ als indicator voor fijn stof gekozen. Voor PM₁₀ zijn in Nederland namelijk meer gegevens beschikbaar dan voor PM_{2.5}.

Voor de buitenluchtconcentraties zijn gegevens van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML) van het RIVM gebruikt. De kwaliteit van deze gegevens is onderzocht. Daaruit is gebleken dat bij de methode die nu gebruikt wordt voor het meten van de fijn stofconcentraties een systematische onderschatting optreedt ten opzichte van referentiemethoden. Daarom worden de meetgegevens van het LML vermenigvuldigd met een correctiefactor van 1,33 (Van Elzakker en Buijsman, 1999). Sinds 1998 wordt de gevonden onderschatting verder onderzocht (Rombout *et al.*, 2000). Voor dit onderzoek zijn de meest recente, beschikbare gegevens gebruikt over het jaar 1998. Allereerst is bekeken of de verschillen in PM₁₀ concentraties binnen Nederland zodanig verschillend waren dat het nodig was hier in de modelberekening rekening mee te houden. PM₁₀ concentraties nemen van Zuid-West naar Noord-Oost Nederland af (Rombout *et al.*, 2000). Daarnaast zijn er verschillen tussen stedelijk en niet-stedelijk gebied (Rombout *et al.*, 2000), en zijn de PM₁₀ concentraties langs drukke straten verhoogd (Bloemen *et al.*, 1998; Fischer *et al.*, 2000).

In dit onderzoek is alleen onderscheid gemaakt naar PM₁₀ concentraties in stedelijk en niet-stedelijk gebied (zie bijlage 1). De verschillen in gemiddelde concentraties tussen stedelijk en niet-stedelijk gebied waren kleiner dan de verschillen over heel Nederland. De ruimtelijke verschillen binnen Nederland zijn echter niet meegenomen in huidige studie, omdat een ruimtelijke analyse niet mogelijk was binnen de beschikbare tijd.

Voor de binnenluchtconcentraties van PM₁₀ waren slechts beperkt Nederlandse gegevens beschikbaar. De weinige studies waarin gegevens voor de binnenluchtkwaliteit worden gepresenteerd zijn slechts gebaseerd op kleine aantallen metingen, in een specifieke situatie, en in een specifieke periode en daardoor waarschijnlijk niet representatief voor de Nederlandse bevolking (Janssen, 1998; Van der Zee *et al.*, 1996; Fischer *et al.*, 2000). Bovendien is vaak niet duidelijk wat de bijdrage van de verschillende bronnen in de binnenlucht is. Voor het EXPOLIS model is onderscheid naar bronnen echter wel nodig om verschillende scenario's te berekenen, bijvoorbeeld het effect van een rookverbod in openbare ruimten.

4.3 Toepasbaarheid van het model

Uit deze rapportage blijkt dat het EXPOLIS model geschikt is om de blootstelling aan fijn stof te bepalen voor de Nederlandse bevolking en voor verschillende subpopulaties. Tevens kan op basis van de berekeningen worden aangegeven welk percentage van de gezamenlijke tijd van de Nederlandse bevolking mensen boven een bepaalde concentratie van PM_{10} is blootgesteld. Daarnaast is aan de hand van een eenvoudig voorbeeld (blootstellingsverdeling voor de situatie met en zonder (passief) roken) aangetoond dat scenarioberekeningen mogelijk zijn met het EXPOLIS model. Tenslotte is de mogelijkheid beschreven om met behulp van gevoeligheidsanalyses de invloed van verschillende factoren op de blootstellingsverdeling van een subpopulatie te bepalen.

Naast deze mogelijkheden kent het model ook een aantal beperkingen. Zoals eerder geconstateerd in dit rapport is het niet mogelijk om de blootstellingverdelingen te toetsen aan luchtkwaliteitsnormen voor fijn stof. Deze normen hebben namelijk alleen betrekking op buitenluchtconcentraties, terwijl de blootstellingsverdelingen berekend met EXPOLIS de geïntegreerde blootstelling beschrijven (buiten- en binnenluchtconcentraties). De geïntegreerde blootstelling is opgebouwd uit een combinatie van tijdbestedings- en concentratiegegevens.

In deze studie is het verloop van de PM_{10} concentratie over de dag niet meegenomen. Aangezien PM_{10} niet sterk varieert over de dag, is dit in de berekeningen ook niet echt relevant.

In bovenstaande uiteenzetting zijn mogelijkheden en beperkingen van het EXPOLIS model aangegeven. Een belangrijke vraag is echter nog niet beantwoord: wat is de meerwaarde van het modelleren van blootstellingsconcentraties ten opzichte van het gebruik van buitenluchtconcentraties als indicator voor de blootstelling? De buitenluchtconcentraties worden immers vaak gebruikt bij de analyse van luchtverontreiniging in relatie tot acute gezondheidseffecten (Janssen, 1998). De discussie hierover is nog niet afgerond. Het voordeel van modelberekeningen ten opzichte van het gebruik van gemeten concentraties is echter dat op een relatief goedkope wijze blootstelling geschat kan worden, ook als er geen gemeten waarden voorhanden zijn. Daarnaast kan de bijdrage van bronnen binnenshuis worden onderzocht, en kunnen verschillende scenario's doorgerekend worden. Randvoorwaarde is echter wel dat voldoende invoergegevens beschikbaar zijn.

4.4 Conclusies

- Met behulp van het EXPOLIS model kan de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan fijn stof, inclusief de bijdrage van binnenluchtbronnen, vastgesteld worden. Er zijn geen bijzondere risicogroepen te onderscheiden bij afwezigheid van sigarettenrook in het binnenmilieu. Wanneer de bijdrage van (passief) roken wel wordt meegenomen ligt het gemiddelde blootstellingsniveau hoger dan wanneer in binnenruimten niet gerookt zou worden. Bovendien zijn in dat geval de spreidingen in en de verschillen tussen de blootstellingverdelingen van de subpopulaties aanzienlijk groter, waarbij ouderen een ongeveer 20% lagere blootstelling hebben dan de overige subpopulaties.
- Stadsbewoners hebben een circa 13% hogere blootstelling dan plattelandsbewoners in de situatie zonder roken. Wanneer wel gerookt wordt is dit verschil kleiner (8%).
- Het model biedt goede mogelijkheden voor scenarioberekeningen, en kan de blootstellingssituatie voor (sub)populaties goed in kaart brengen wanneer voldoende gegevens beschikbaar zijn. Het is echter niet mogelijk om de resultaten te toetsen aan luchtkwaliteitsnormen, of om variaties van concentraties in de tijd mee te nemen.
- Representatieve gegevens over met name binnenluchtconcentraties en bronbijdragen ten aanzien van PM₁₀ waren slechts beperkt beschikbaar voor de Nederlandse situatie, waardoor het verzamelen en bewerken van invoergegevens een tijdrovende activiteit was. Gegevens over PM_{2.5} concentraties voor de Nederlandse situatie zijn vanuit gezondheidkundig oogpunt gewenst, maar slechts zeer beperkt beschikbaar.

4.5 Aanbevelingen

- Het EXPOLIS model is nog in ontwikkeling, en is hier voor het eerst gebruikt buiten het EXPOLIS project. De kwaliteit van het model dient te worden vastgesteld aan de hand van modelvalidatie en toetsing van de modelaannamen. Hier wordt momenteel aan gewerkt. De resultaten worden daarbij o.a. vergeleken met ‘gemeten’ waarden uit het EXPOLIS project. Een probleem dat daarbij optreedt, is dat verschillen tussen gemeten en berekende waarden veroorzaakt kunnen worden door de aanwezigheid van bronnen, anders dan meegenomen in het model, en resuspensie van deeltjes (Clayton *et al.*, 1993; Janssen, 1998).

- Zowel de penetratiefactoren als de bijdrage van roken zijn berekend met aparte modules, die niet standaard onderdeel uitmaken van het EXPOLIS model. Bovendien zijn de concentratiegegevens in de binnen- en buitenlucht van PM₁₀ en PM_{2.5} vaak versnipperd beschikbaar. Het verkrijgen van deze invoergegevens zou verbeterd kunnen worden door ontwikkeling van een standaard protocol en een overzicht van beschikbare databases op luchtverontreinigingsgebied.
- De schatting van de blootstelling kan verbeterd worden als verschillen in fijn stof concentraties binnen steden worden meegenomen. Hetzelfde geldt voor regionale verschillen binnen Nederland. Toepassing van Geografische Informatie Systemen is nodig om rekening te kunnen houden met de verdelingen van de bevolking over de verschillende gebieden.
- Het EXPOLIS model berekent nu alleen de blootstelling. Voor berekening van de inhalatoire dosis, of berekening van gezondheidseffecten is uitbreiding van het model nodig.
- Er dient een goede discussie gevoerd te worden om de vraag te beantwoorden wat de meerwaarde is van het modelleren van blootstellingsconcentraties ten opzichte van het gebruik van buitenluchtconcentraties als indicator voor de blootstelling.

Literatuur

Aalst RM van, Bloemen HJT, Bree L van, Buringh E, Diederer HSMA, Fischer PH, Hollander AEM den, Houthuijs DJM, Könemann WH, Lebret E, Loos S de, Marra M, Rombout PJA, Scheindelen HJ van (1995). Kwantitatieve schatting van het gezondheidseffect voor de Nederlandse bevolking door blootstelling aan PM₁₀ ('fijn stof'). RIVM rapportnr. 623710 002. RIVM, Bilthoven.

Baek S-O, Kim Y-S, Perry R (1997). Indoor air quality in homes, offices and restaurants in Korean urban areas-indoor/outdoor relationships. *Atmospheric Environment* 31 (4): 529-544.

Bloemen HJT, Bree L van, Buringh E, Fischer PH, Loos S de, Marra M, Rombout PJA (1998). Fijn stof in Nederland-een tussenbalans. RIVM rapportnr. 650010 006. RIVM, Bilthoven.

Clayton CA, Perrit RL, Pellizzari ED, Thomas KW, Whitmore RW, Wallace LA, Ozkaynak H, Spengler JD (1993). Particle total exposure assessment methodology (PTEAM) study: Distributions of aerosol and elemental concentrations in personal, indoor and outdoor air samples in a Southern California community. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* 3 (2): 227-250.

Colome SD, Kado NY, Jacques P, Kleinman M (1992). Indoor-outdoor air pollution relations: particulate matter less than 10 um in aerodynamic diameter (PM₁₀) in homes of asthmatics. *Atmospheric Environment* 6A (6): 2173-2178.

Dockery DW, Spengler JD (1981). Indoor-Outdoor Relationships of Respirable Sulfates and Particulates. *Atmospheric Environment* 15: 335-343.

Duan, N (1981). Microenvironment types: a model for human exposure to air pollution. Technical report No. 47. Stanford University, Department of Statistics, Californië.

Elzakker BG van, Buijsman E (1999). Meetactiviteiten in 1999 in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. RIVM rapportnr. 723101 032. RIVM, Bilthoven.

Fiolet D (1994). Modelling van concentraties stofvormige verontreiniging (met oorsprong buiten) in het binnenmilieu met behulp van het computermodel EXPOSURE. Afstudeerverslag V-366. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Luchtkwaliteit, Wageningen.

Fischer PH, Hoek G, Reeuwijk H van, Briggs DJ, Lebret E, Wijnen JH van, Kingham S, Elliot PE (2000). Traffic-related Differences in Outdoor and Indoor Concentrations of Particles and Volatile Organic Compounds in Amsterdam. *Atmospheric Environment* 34: 3713-3722.

Fogh CL, Byrne MA, Roed J, Goddard AJH (1997). Size specific indoor aerosol deposition measurements and derived I/O concentrations ratios. *Atmospheric Environment* 31: 2193-2203.

Freijer JI, Bloemen HJTh, Loos S de, Marra M, Rombout PJA, Steentjes GM, Veen MP van (1997). AirPEX: Air Pollution Exposure Model. RIVM Report no. 650010 005. RIVM, Bilthoven.

Freijer JI, Bloemen HJTh, Loos S de, Marra M, Rombout PJA, Steentjes GM, Veen MP van (1998). Modelling exposure of the Dutch population to air pollution. *Journal of Hazardous Materials* 61:107-114.

Freijer JI, Bloemen HJTh (2000). Modeling Relationships between Indoor and Outdoor Air Quality. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 20: 292-300.

Hoek G, Verhoeff A, Fischer P (1997). Daily Mortality and air pollution in The Netherlands, 1986-1994. Rapportnr. 1997-481. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Wageningen.

Janssen NAH, Brunekreef B, Zock JP, Fischer P, Scheindelen J van (1993). Activiteitenpatronen in verband met populatie-expositie aan luchtverontreiniging. Verslag van een oriënterend onderzoek. Rapport 1993-466. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Wageningen.

Janssen NAH (1998). Personal exposure to airborne particles-validity of outdoor concentrations as a measure of exposure in time series studies. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen.

Jantunen MJ, Katsouyanni K, Knöppel H, Künzli N, Lebret E, Sram R, Zmirou D (1999). Final Report: Air Pollution Exposure in European Cities: the EXPOLIS Study. EU rapport van EU contracten ENV4-CT96-0202 en ERB IC20-CT96-0061.

Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C, Schwartz J, Balducci F, Medina S, Rossi G, Woytiniak B, Sunyer J, Bacharova L, Schouten JP, Ponka A, Anderson HR (1997). Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *Brit. Med. J.* 314: 1658-1663.

Kruize H, Hänninen O, Lebret E, Breugelmans O, Jantunen MJ (in voorbereiding). EXPOLIS Simulation Model: Development and Description.

Letz, RE, Soczek M, Spengler JD (1984). A survey of time-activity patterns in Kingston/Harriman, Tennessee: Methods and support for modeled data. APCA/ASQC Specialty Conference on Quality Assurance in Air Pollution Measurements. Boulder, Colorado.

Li C-S (1994). Relationships of indoor/outdoor inhalable and respirable particles in domestic environments. *The Science of the Total Environment* 151: 205-211.

Özkaynak H, Xue J, Spengler J, Wallace L, Pellizzari E, Jenkins P (1996). Personal exposure to airborne particles and metals: results from the Particle TEAM Study in Riverside, California. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* 6 (1): 57-78.

Palisade Corporation (1994). @ Risk-Risk Analysis and Simulation Add-in for Microsoft Excel or Lotus 1-2-3. Palisade Corporation. Newfield, USA.

Palisade Corporation (1997). Best Fit-probability distribution fitting for windows. User's Guide. Palisade Corporation. Newfield, USA.

Quackenboss JJ, Lebowitz MD (1989). Indoor-outdoor relationships for particulate matter: exposure classifications and health effects. *Environment International* (15): 353-360.

Rombout PJA, Bloemen HJTh, Bree L van, Buringh E, Cassee FR, Fischer PH, Freijer JI, Kruize H, Marra M, Opperhuizen A (2000). Health risks in relation to air quality, especially particulate matter-Interim report. RIVM report no. 650010 020. RIVM, Bilthoven.

Ryan PB, Spengler JD, Letz R (1986). Estimating personal exposures to NO₂. *Environment Int.* 12: 395-400.

Stichting Volksgezondheid en Roken (1999). Jaarverslag 1998.

Vedal S (1997). Ambient Particles and Health: Lines that Divide. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 47: 551-581.

Vonk JM, Schouten JP (1998). Daily emergency hospital admission and air pollution in The Netherlands 1982-1986 and 1986-1995. RU Groningen, VROM reg#96.140072.

Wal JF van der, Moons AMM, Cornelissen JM (1991). Indoor air quality in renovated Dutch homes. *Indoor Air* (4): 621-633.

Wallace L (1996). Indoor particles: A review. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 46: 98-126.

Zee S van der, Hoek G, Roemer W *et al.* (1996). Eindrapportage "Blootstelling aan en effecten van wintersmog op de menselijke gezondheid in stedelijke gebieden in Nederland, een panelstudie". Rapportnr. 64199201/260408. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Wageningen.

Bijlage 1 Uitgebreide beschrijving methode

Het EXPOLIS model werd ontwikkeld in het kader van EXPOLIS, een EU project van het 4th Framework onderzoeksprogramma van de Europese Unie. Dit project was ondergebracht in het MAP-project 263610: Schatting Populatie Attributieve Risico's Contaminanten (SPARC). Eén van de doelen van EXPOLIS was het ontwikkelen van een techniek om de effecten van verschillende beleidsopties op de blootstelling aan luchtverontreiniging te kunnen schatten, ter ondersteuning van risicomangement. Met het daartoe ontwikkelde modelsysteem kunnen geïntegreerde (sub-) populatieblootstellingsverdelingen voor specifieke luchtverontreinigingscomponenten vastgesteld worden, gebaseerd op Monte Carlo simulatietechnieken. Bij de ontwikkeling van dit model waren de belangrijkste uitgangspunten:

- a) blootstelling van mensen wordt bepaald door waar mensen zich bevinden, en de concentraties die daar heersen;
- b) de input bestaat uit meetgegevens van het EXPOLIS project.

Omdat een breed scala aan invoergegevens bruikbaar is voor het EXPOLIS model, vormde het tweede uitgangspunt geen belemmering bij toepassing van het ontwikkelde model voor de Nederlandse situatie.

Een eerder ontwikkeld RIVM model (MOSES) vormde de basis voor het EXPOLIS model. Dit blootstellingsmodel werd o.a. gebruikt bij het berekenen van de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan benzeen ten behoeve van de Milieuverkenningen, en kent een zelfde theoretisch concept als het EXPOLIS model. Het is gebaseerd op eerder werk van Duan (1981), Ryan *et al.* (1986), en Letz *et al.* (1984).

Een belangrijk uitgangspunt van het model is dat de blootstelling van mensen bepaald wordt door waar men zich bevindt, en de concentraties die daar heersen. De plaatsen waar mensen zich bevinden, worden micro-omgevingen genoemd. De totale blootstelling van een populatie kan berekend worden als het naar verblijftijd gewogen gemiddelde van de concentraties in de micro-omgevingen:

$$E_{tot} = \sum_i^N C_i * f_i \quad (1)$$

waar:

E_{tot} = de totale blootstelling van de receptor, C_i = de concentratie in micro-omgeving i , f_i = de fractie van de tijd die wordt doorgebracht in micro-omgeving i , N = aantal micro-omgevingen.

Voor de ‘binnen’ micro-omgevingen, zoals ‘thuis, binnen’ en ‘elders, binnen’ (bijv. kantoor, school, werk) is aangenomen dat de concentratie bepaald wordt door het gedeelte van de buitenluchtconcentratie dat naar binnen penetreert via kieren, gleuven, open raam etc., en de bijdrage van binnenbronnen zoals roken en koken. Wanneer geen (meet-) gegevens beschikbaar zijn over de binnenluchtconcentraties in ‘binnen’ micro-omgevingen, wordt deze met de volgende formule afgeleid:

$$C_i = C_b * p_i + S_i \quad (2)$$

waar:

C_b = de concentratie in de buitenlucht, p_i de penetratiefactor van de luchtverontreinigende component in micro-omgeving i en S_i de bijdrage aan de concentratie van een bron.

Voor alle modelvariabelen wordt de variatie beschreven aan de hand van kansverdelingen. Berekening van de blootstelling vindt plaats door middel van Monte Carlo simulatie technieken, waarbij getrokken wordt uit de verdelingen van de modelvariabelen volgens de Latin Hypercube methode. Binnen elke iteratie wordt uit de verdelingen van iedere modelvariabele een nieuwe waarde getrokken. Daarna wordt voor iedere set van waarden de totale blootstelling, E_{tot} , berekend volgens (1) en (2). De aldus gesimuleerde blootstellingen worden tenslotte weergegeven in een verdeling. Voor de huidige berekeningen is dit een verdeling van daggemiddelde waarden. Dit betekent dus dat de kansverdeling van de gesimuleerde totale blootstelling is uitgedrukt als ‘persoonsdagen’ in de gehele populatie of in de subpopulatie die wordt onderzocht (zie ook paragraaf 3.1).

Het EXPOLIS model is geïmplementeerd in @Risk, een add-in programma voor MS Excel (Palisade Corporation, 1994). Aandachtspunt is dat @Risk voor sommige verdelingen

andere parameters vereist dan men op basis van het type verdeling zou verwachten. Bijvoorbeeld voor de lognormale verdeling wordt in plaats van een geometrisch gemiddelde en geometrische standaard deviatie een rekenkundig gemiddelde en rekenkundige standaarddeviatie vereist. Een ander punt is dat bij grote aantallen trekkingen of speciale opties (bijvoorbeeld het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse) de rekentijd en het geheugengebruik onaanvaardbare proporties aannemen. Voor dergelijke toepassing dient gebruik te worden gemaakt van 'software op maat'. Nadeel hiervan is dat de gebruiker meer specialistische kennis moet hebben.

1.1 Modelstappen

In het hiernavolgende stuk worden de verschillende modelstappen beschreven, zoals deze voor het vaststellen van de blootstellingsverdeling voor de Nederlandse bevolking aan fijn stof (PM₁₀) zijn gevolgd.

1. Definiëren van subpopulaties:

Allereerst zijn subpopulaties gedefinieerd binnen de Nederlandse bevolking, op basis van leeftijd en belangrijkste dagelijkse bezigheden. De verwachting is namelijk dat mensen uit verschillende leeftijdsklassen met een verschillende verblijfsduur in de onderscheiden micro-omgevingen verblijven: bijvoorbeeld 65-plussers besteden meer tijd 'thuis, binnen' dan werkende volwassenen, en kunnen o.a. daardoor een verschillende blootstelling ondervinden over de dag.

De volgende subpopulaties zijn gedefinieerd:

- kinderen van nul tot twaalf jaar;
- de schoolgaande, studerende en werkende populatie van dertien tot en met vierenzestig jaar;
- de populatie van dertien tot en met vierenzestig jaar die niet naar school gaat, werkt of studeert;
- ouderen van vijfenzestig jaar en ouder.

2. Definiëren van micro-omgevingen:

Vervolgens zijn vier micro-omgevingen gedefinieerd, waarbij van tevoren een inschatting gemaakt is bij welke indeling nog voldoende invoergegevens beschikbaar zouden zijn voor

de verschillende micro-omgevingen, maar waarbij nog een redelijk homogene PM₁₀-concentratie verwacht mag worden.

De gehanteerde indeling is:

- thuis, binnen;
- elders, binnen;
- buiten;
- in transport.

3. Verzamelen van invoergegevens

Voor de bovengenoemde subpopulaties en micro-omgevingen zijn gegevens verzameld ten aanzien van tijdbesteding en PM₁₀ concentratiegegevens (inclusief bijdrage van bronnen van PM₁₀ in de binnenlucht) op basis van literatuur en eerder uitgevoerd onderzoek in (met name) Nederland.

Tijdbesteding

Verblijftijden van mensen in micro-omgevingen zijn voor de Nederlandse bevolking o.a. af te leiden uit tijdbestedingsonderzoeken, zoals gerapporteerd door o.a. Janssen *et al.* (1993), en Freijer *et al.* (1998). In de huidige studie is gebruik gemaakt van een tijdbestedingsonderzoek dat in 1994/95 is uitgevoerd door Intomart in opdracht van het ministerie van VROM (Freijer *et al.*, 1998). De gegevens worden beheerd door het RIVM. Voor het onderzoek werd een persoonlijk enquêteformulier ontwikkeld met daarin een 24-uurs dagboekje (resolutie: 15 minuutsintervallen) en een vragenlijst betreffende persoonlijke gegevens en gegevens over het huishouden. In het dagboekje werd per 15 minuten bijgehouden: de locatie van een persoon (7 categorieën), de activiteit van een persoon (20 categorieën) en het inspanningsniveau (5 categorieën). In het onderzoek werden in 3 periodes (zomer, winter en een zomerse episode met maximum temperaturen boven 25°C) per post formulieren gestuurd naar deelnemers aan het onderzoek. De selectie van deelnemers vond als volgt plaats. Eerst werd een steekproef genomen uit het telefoonbestand van de PTT (10.000 huishoudens), waarna de geselecteerde huishoudens telefonisch benaderd werden om met alle leden van het huishouden mee te doen aan het onderzoek. De respons op de telefonische selectie was 24%. Het grootste deel van de non-respons (ca. 70%) bestond uit weigeringen om mee te doen, het overige deel was

telefonisch niet bereikbaar. Het is waarschijnlijk dat zich onder de weigeringen en mensen die onbereikbaar waren specifieke groepen bevonden. Bij weigering kan daarbij gedacht worden aan eenpersoonshuishoudens, waarin de persoon in kwestie een drukke baan heeft en geen tijd heeft om mee te doen; bij onbereikbaarheid, mensen die een afwijkend waak/slaap ritme hebben in verband met nachtelijk werk. Huishoudens die toegezegd hadden om mee te doen ontvingen de vragenlijsten en dagboekjes om deze op een specifieke dag in te vullen. De invuldata en adressen van de verzonden formulieren werden nagelopen om zeker te weten dat de enquêtes een uniforme spreiding hadden in temporele en ruimtelijke zin. Uiteindelijk resulteerde het uitgezette materiaal in bruikbare gegevens van 5056 respondenten.

Deze gegevens bleken bruikbare input te zijn voor de beoogde modelberekeningen. Er werd gebruik gemaakt van een *bêta*-verdeling per subpopulatie.

De personen uit het Intomart onderzoek werden daartoe geclassificeerd in de vier eerder genoemde subpopulaties (zie modelstap 1).

Tabel 5 toont een aantal statistische maten van de verdeling van het aantal uren per dag dat de verschillende groepen in de micro-omgevingen verbleven. Er is gecorrigeerd voor eventuele overlap in geregistreerde tijdbesteding voor 'buiten' en 'in transport' (bijvoorbeeld mensen die op de fiets ergens naartoe gingen in hun dagboekje zowel 'buiten' als 'in transport' invulden).

Uit de tabel blijkt dat, zoals verondersteld bij de indeling van de groepen, er een aantal verschillen zijn in de tijdbesteding, bijvoorbeeld werkende volwassenen zijn gemiddeld minder lang 'thuis, binnen' dan de andere subpopulaties. Het EXPOLIS model maakt vooralsnog gebruik van *bêta*-verdelingen voor de karakterisering van het verblijf in verschillende micro-omgevingen. De parameters voor een *bêta*-verdeling kunnen afgeleid worden uit het rekenkundig gemiddelde en de standaarddeviatie (zie tabel 5). Uit figuur 4 en 5 blijkt dat een *bêta*-verdeling voor sommige micro-omgevingen (bijvoorbeeld 'buiten') de data goed beschrijft. Voor andere micro-omgevingen (bijvoorbeeld 'thuis, binnen') is de overeenkomst met de data minder goed, en lijkt de werkelijke verdeling te zijn opgebouwd uit een aantal niet nader geïdentificeerde subgroepen (bijvoorbeeld mensen die volledig of deeltijd werken, man of vrouw).

Voor toekomstig onderzoek is het aan te bevelen om nader onderzoek te doen naar het type verdeling dat tijdbesteding in verschillende micro-omgevingen beschrijft, en of dit überhaupt volgens één type verdeling kan wanneer subgroepen niet te onderscheiden zijn.

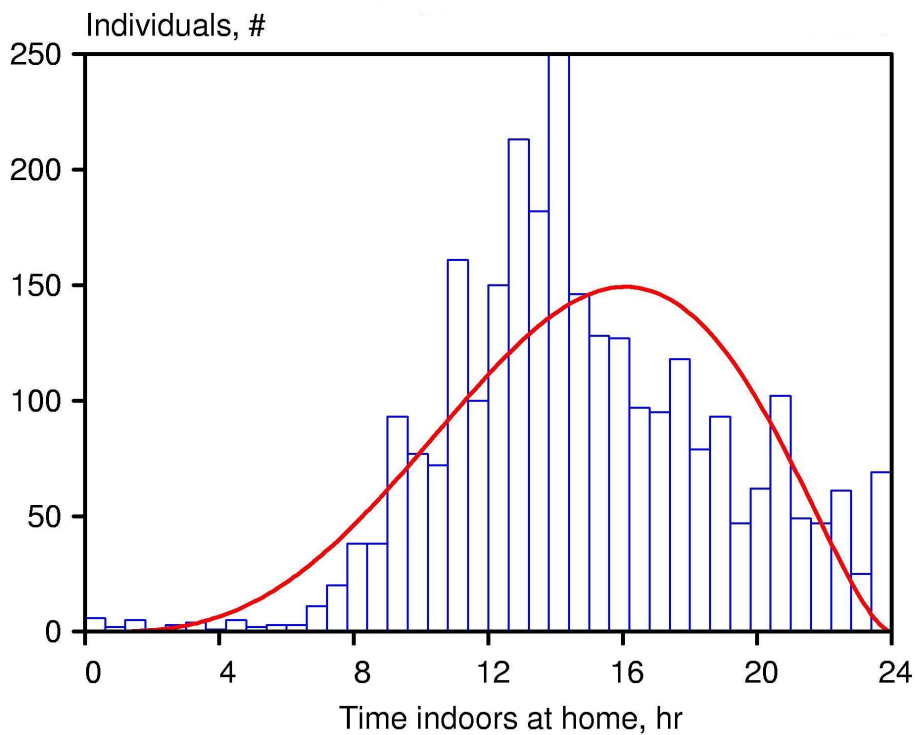
Tabel 5 Uren per dag van verblijf in vier micro-omgevingen, per subpopulatie

kinderen, 0-12 jaar (n=1101)					
	5-perc	mediaan	95-perc	gemiddelde	st. dev.
thuis, binnen	11,8	17,0	23,2	17,2	4,01
elders, binnen	0,00	1,50	7,75	2,61	3,13
buiten	0,00	3,25	10,0	4,13	3,07
in transport	0,00	0,75	2,50	0,935	0,938

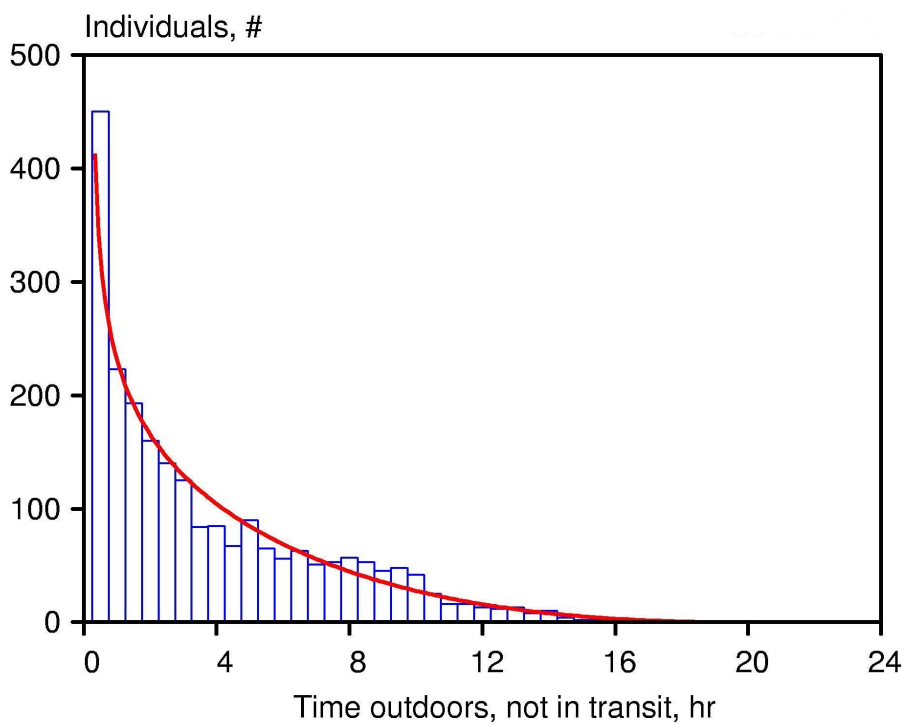
13-64 jarigen, schoolgaand, studerend of werkend (n=2805)					
	5-perc	mediaan	95-perc	gemiddelde	st. dev.
thuis, binnen	9,00	14,5	22,2	14,9	4,26
elders, binnen	0,00	4,00	11,5	4,60	4,18
buiten	0,50	3,25	11,8	4,47	3,61
in transport	0,00	1,00	3,50	1,30	1,27

13-64 jarigen, niet schoolgaand, studerend of werkend (n=874)					
	5-perc	mediaan	95-perc	gemiddelde	st. dev.
thuis, binnen	11,8	19,0	23,5	18,3	4,02
elders, binnen	0,00	0,25	6,00	1,39	2,50
buiten	0,00	2,50	9,50	3,38	3,13
in transport	0,00	0,50	3,00	0,907	1,33

ouderen, 65 jaar en ouder (n=276)					
	5-perc	mediaan	95-perc	gemiddelde	st. dev.
thuis, binnen	12,5	19,2	23,5	18,8	3,41
elders, binnen	0,00	0,00	5,25	1,03	1,72
buiten	0,00	3,25	11,5	4,16	3,37
in transport	0,00	0,00	2,75	0,637	1,17



Figuur 4 Voorbeeld van een verdeling van het aantal uren per dag doorgebracht in de micro-omgeving 'binnen thuis'. De lijn geeft de gefitte *bêta*-verdeling weer.



Figuur 5 Voorbeeld van een verdeling van het aantal uren per dag doorgebracht in de micro-omgeving 'buiten'. De lijn geeft de gefitte *bêta*-verdeling weer.

Omdat er een afhankelijkheid bestaat tussen de tijden die mensen besteden in verschillende micro-omgevingen, zijn de onderlinge correlaties berekend. Deze geven een inschatting van de sterkte van de samenhang tussen de tijden die mensen in verschillende micro-omgevingen doorbrengen. De correlaties staan beschreven in tabel 6. De belangrijkste correlaties worden veroorzaakt doordat het verblijf in de belangrijkste micro-omgevingen complementair zijn aan elkaar (bijvoorbeeld 'thuis, binnen' en 'buiten').

Tabel 6 Spearman rangcorrelaties tussen het verblijf in verschillende micro-omgevingen

kinderen, 0-12 jaar (n=1101)				
	thuis, binnen	elders, binnen	buiten	in transport
thuis, binnen	-	-0,49	-0,66	-0,30
elders, binnen		-	-0,14	0,33
buiten			-	-0,09

13-64 jarigen, schoolgaand, studerend of werkend (n=2805)				
	thuis, binnen	elders, binnen	buiten	in transport
thuis, binnen	-	-0,56	-0,24	-0,42
elders, binnen		-	-0,49	0,28
buiten			-	-0,05

13-64 jarigen, niet schoolgaand, studerend of werkend (n=874)				
	thuis, binnen	elders, binnen	buiten	in transport
thuis, binnen	-	-0,29	-0,68	-0,30
elders, binnen		-	-0,02	0,43
buiten			-	-0,07

ouderen, 65 jaar en ouder (n=276)				
	thuis, binnen	elders, binnen	buiten	in transport
thuis, binnen	-	-0,11	-0,72	-0,29
elders, binnen		-	-0,22	0,50
buiten			-	0,06

PM₁₀ concentratie

Voor alle micro-omgevingen is getracht gegevens te krijgen over PM₁₀ concentraties in Nederland, in de eerste instantie door bij RIVM deskundigen op het gebied van luchtverontreiniging na te gaan uit welke onderzoeken deze gegevens voor Nederland afgeleid zouden kunnen worden.

Voor de buitenluchtconcentraties is gebruik gemaakt van meetgegevens van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (Van Elzaker & Buijsman, 1999). Om een goede schets van de blootstelling te geven voor de huidige Nederlandse situatie, is gekozen om gegevens over het jaar 1998 te gebruiken (1/1/98 t/m 31/12/98). In het Landelijk Meetnet wordt onderscheid gemaakt tussen stadstations, straatstations en regiostations.

Bij het berekenen van de blootstelling aan PM₁₀ in de Nederlandse situatie is onderscheid gemaakt naar buitenluchtconcentraties in de stad op basis van meetgegevens van de stadstations, en buitenluchtconcentraties in de 'regio' (buiten de stad), op basis van meetgegevens van de regiostations. Voor deze twee typen stations zijn rekenkundig gemiddelden en standaarddeviaties afgeleid uit de 24-uursgemiddelden van alle stations van hetzelfde type voor 1998. Deze parameters vormden de input voor een lognormale verdeling, het type verdeling waarvan is aangenomen dat deze de PM₁₀ concentraties het beste beschrijft. Deze aanname zal in toekomst waar mogelijk gecheckt worden. De gegevens van de straatstations zijn niet meegenomen, omdat deze zowel in de stad als buiten de stad liggen, en moeilijk te bepalen is voor hoeveel mensen dit de beste schatting voor de blootstelling geeft. Voor het onderscheid regio en stad is dit wel mogelijk, omdat bekend is hoeveel mensen in Nederland in de stad en daarbuiten wonen. De parameters voor de verdeling van buitenluchtconcentraties zijn samengevat in tabel 7.

Tabel 7 Kengetallen van de distributies van 24-uurs gemiddelde PM₁₀ concentraties in Nederland voor 1998

gebied	5 perc	mediaan	95 perc	gemiddelde	st. dev.
stad	19,3	34,3	75,0	39,7	17,4
regio	14,6	29,9	72,9	35,1	18,3

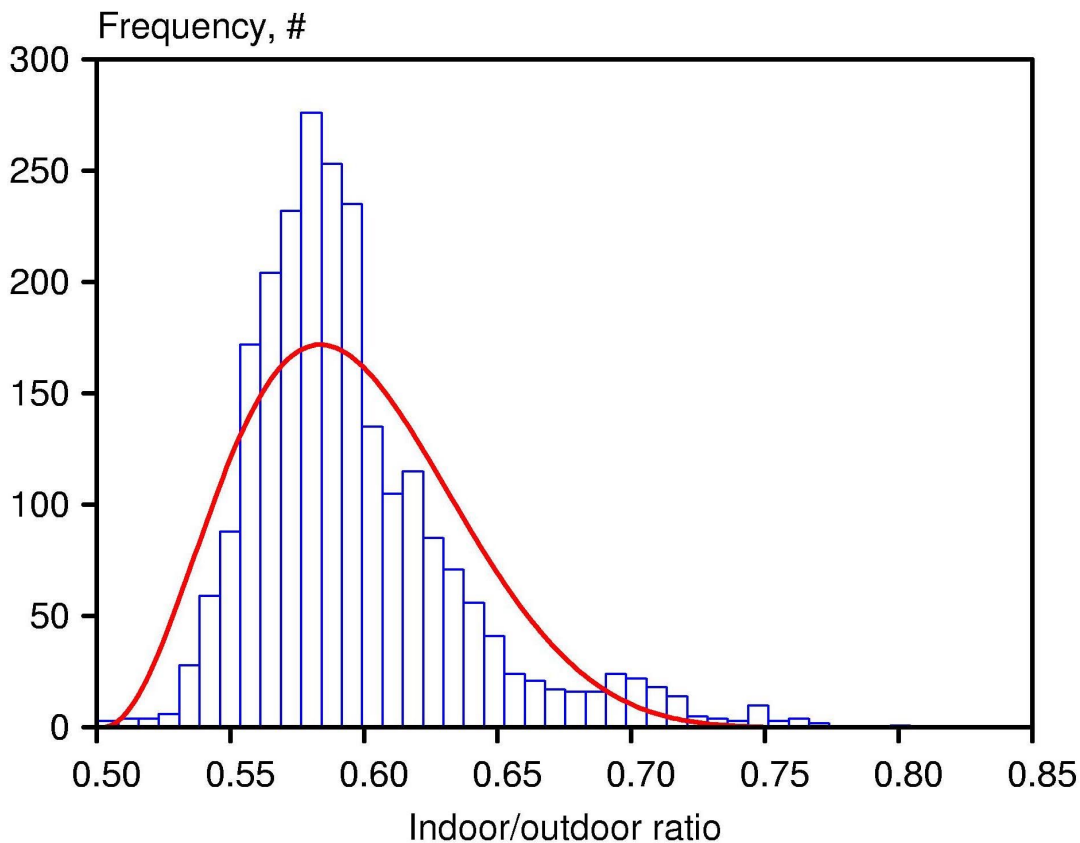
Per subpopulatie is de blootstellingsberekening twee keer uitgevoerd: één keer met de kengetallen voor de stad, en één keer met de kengetallen voor de regio.

Voor de binnenluchtconcentraties zijn recent weinig PM₁₀ metingen verricht voor de Nederlandse situatie voor de verschillende micro-omgevingen. Janssen (Janssen, 1998) heeft in 1994/95 bij 37 volwassenen in Amsterdam in de woonkamer 24-uursmetingen verricht (7-8 metingen per persoon), en bij 45 lagere schoolkinderen in zowel Amsterdam als Wageningen in klaslokalen (7-8 metingen). In de publicaties werden o.a. gegevens gepresenteerd voor huishoudens waar niet gerookt werd.

Ook in het kader van het SAVIAH project (Fischer *et al.*, 2000) zijn binnenluchtmetingen voor PM₁₀ verricht. Van 23 januari-10 februari 1995 werden in 29 woningen (15 aan een drukke straat en 14 aan een rustige straat) op 10 verschillende dagen metingen verricht. Van 30 maart-13 april 1995 werden op 9 verschillende dagen vervolgens nog eens metingen verricht in 15 woningen langs drukke straten, en 15 langs rustige straten. In alle woningen werd niet gerookt.

Op basis van deze publicaties (Janssen, 1998; Fischer *et al.*, 2000) konden invoergegevens voor het model worden afgeleid, namelijk een (rekenkundig) gemiddelde en standaarddeviatie. De vraag is echter in hoeverre deze gegevens representatief zijn voor heel Nederland.

Een andere manier om binnenluchtconcentraties te bepalen, is deze af te leiden op basis van de buitenluchtconcentraties en penetratiefactoren (vergelijking (2), blz. 25). De penetratiefactor kan worden afgeleid uit de ratio tussen binnen en buiten gemeten PM₁₀ concentraties (i/o ratio), indien binnen geen bronnen aanwezig zijn. Verschillende onderzoekers hebben aandacht besteed aan i/o ratio's door zowel concentraties metingen binnen als buiten uit te voeren (Quackenboss *et al.*, 1989; Colome *et al.*, 1992; Clayton *et al.*, 1993; Li, 1994; Wallace, 1996; Özkaynak *et al.*, 1996; Baek *et al.*, 1997).



Figuur 6 Gemodelleerde verdeling voor de 24-uurs gemiddelde indoor/outdoor ratio van fijn stof voor een gemiddeld geventileerde woning zonder stof bronnen binnenshuis. De lijn geeft de gefitte bèta-verdeling weer.

Een alternatieve manier om de binnenluchtconcentraties uit te rekenen is met behulp van een massabalansmodel (Freijer en Bloemen, 2000). Dit model richt zich op de dynamische verandering van de concentratie in de binnenlucht als gevolg van een eindige ventilatiesnelheid. De input voor het model bestaat uit gemeten concentraties in de buitenlucht, de ventilatiesnelheid van het binnenmilieu, en de halfwaardetijd van de deeltjes. PM_{10} is een indicator voor fijn stof concentraties, waarbinnen deeltjes een verschillende diameter en dichtheid hebben. De halfwaardetijd voor aanwezigheid in de atmosfeer wordt door de depositiesnelheid van deze deeltjes bepaald. Uitgaande van een algemene deeltjesgrootteverdeling, waarin deeltjes met een diameter van 0,5 μm diameter een belangrijke modus vormen werd m.b.v. een schattingsformule voor de depositiesnelheid (Fogh *et al.*, 1997) een halfwaardetijd van 1,41 uur gevonden, en een depositiesnelheid van 6,74 meter per dag. Het ventilatievoud van een gemiddelde Nederlands binnenmilieu werd vastgesteld op 0,64 per uur (Freijer en Bloemen, 2000). Met behulp van een tijdserie van gemeten PM_{10} concentraties in de omgeving van Londen (UK National Air Quality

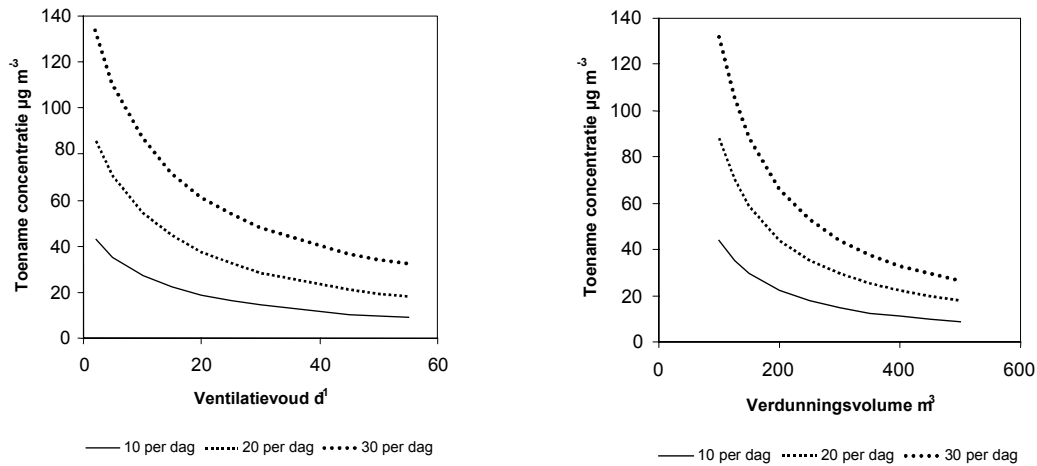
Information Archive of the Department of the Environment, Transport and the Regions) werd de distributie van i/o ratio's uitgerekend voor bovengenoemde representatie van PM₁₀. De resultaten (figuur 6) komen aardig overeen met de gerapporteerde getallen uit de literatuur, waar men op basis van buiten- en binnenluchtmetingen een i/o ratio van ongeveer 0,5-0,7 vond (Li, 1994; Colome *et al.*, 1992). Op basis van dit model werd namelijk een gemiddelde i/o ratio van 0,60 gevonden, met een standaarddeviatie van 0,04.

Bronnen binnenshuis

In het binnenmilieu bestaan diverse bronnen van PM₁₀, zoals bijvoorbeeld roken en koken (Dockery en Spengler, 1981; Janssen, 1998; Jantunen *et al.*, 1999). Roken wordt als een van de belangrijkste bronnen van PM₁₀ in de binnenlucht gezien. Metingen tonen aan dat de RSP concentraties op het moment van het roken van een sigaret gemakkelijk hoger kunnen zijn dan 600 µg m⁻³ (Van der Wal *et al.*, 1991). De emissie per sigaret bedraagt circa 12 mg PM₁₀ (Özkaynak, 1993, en Koutrakis, 1992 in: Fiolet, 1994). Figuur 7 toont het verband tussen het gerookte aantal sigaretten, het verdunningsvolume, en ventilatievoud van een huis en de concentratietoename binnenshuis, de zogenaamde omgevingstabakrook (ETS: Environmental Tobacco Smoke). Deze figuur kan gebruikt worden om emissies van sigaretten te vertalen naar een bijdrage van roken aan de binnenluchtconcentratie. Daartoe is bij de huidige berekeningen aangenomen dat een gemiddeld huis een volume heeft van 250 m³. De emissie van sigaretten is dan 2,2 µg/m³ per gerookte sigaret, in een huis met een volume van 250 m³.

De verdeling van aantal gerookte sigaretten per roker (rokers van 15 jaar en ouder) is overgenomen uit het jaarrapport 1998 van de Stichting Voor Roken (Stivoro, 1999). Daarnaast is uit het tijdbestedingsonderzoek van Intomart afgeleid wat het aantal rokers per huishouden was in deze steekproef van de Nederlandse bevolking. Door deze gegevens te combineren in een stochastisch model kon een distributie worden verkregen voor bijdrage aan de binnensluchtconcentratie als gevolg van roken. In dit model werd een continue empirische verdeling gebruikt voor een aantal gerookte sigaretten als functie van de leeftijd, en een discrete verdeling voor het aantal rokers in een huishouden. Het computerprogramma 'Best Fit' (Palisade Corporation, 1997) werd gebruikt om de parameters voor een lognormale verdeling (veronderstelling in het model) vast te stellen in de gesimuleerde waarden voor de gesimuleerde bronbijdrage voor roken. De bronterm werd

toegepast in de micro-omgevingen 'thuis, binnen' en 'elders, binnen'. Voor kinderen werd deze term alleen toegepast voor 'thuis, binnen'.



Figuur 7 Links: gemiddelde toename van de binnenluchtconcentratie PM_{10} als functie van het aantal gerookte sigaretten per dag en het verdunningsvolume (ventilatievoud $15,3 \text{ d}^{-1}$). Rechts: idem als functie van het aantal gerookte sigaretten per dag en het ventilatievoud (verdunningsvolume 250 m^3). Aanname is dat de emissie van een sigaret 12 mg bedraagt, en dat alle onafhankelijke variabelen constant zijn in de tijd.

Bijlage 2 Verzendlijst

1. Prof. Dr. H.J. Schneider, Directeur-generaal Volksgezondheid
2. Drs. P.H. Vree, wnd algemeen hoofdinspecteur voor de Volksgezondheid
3. Dhr. J.J.L. Pieters, arts, Inspectie Gezondheidszorg
4. Dr. C.J.M. van de Bogaard, Ministerie van VROM
5. Prof. Dr. J.J. Sixma, Voorzitter van de Gezondheidsraad
6. Prof. Dr. B. Brunekreef, Rijksuniversiteit Utrecht
7. Mw. Ir. A. Wijbenga, Provincie Zuid-Holland
8. Dr. J.H. van Wijnen, GG & GD Amsterdam
9. Dr. P.J. van den Hazel, GGD Regio Arnhem
10. Drs. M. Drijver, GGD Zuid Kennemerland
11. Drs. C. Hegger, GGD Rotterdam
12. Drs. A.W. Jongmans-Liedekerken, GGD Oostelijk Zuid-Limburg
13. Drs. N.E. van Brederode, GGD Rivierenland
14. Drs. F. Duijm, GGD Stad en Ommelanden
15. Drs. M.S.A. Hady, GG en GD Utrecht
16. Drs. D.H.J. van de Weerd, GGD Regio IJssel-Vecht
17. Drs. H.W.A. Jans, GGD Stadsgewest Breda
18. Drs. W.A. Zwart Voorspuy, GGD Den Haag
19. Dr. ing. J.W. Erisman, ECN, Petten
20. Dr. T. Rolle, Astmafonds, Leusden
21. Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
22. Directie RIVM
23. Ir. F. Langeweg, Sectordirecteur sector 5
24. Dr. ir. G. de Mik, Sectordirecteur sector 3/4
25. Dr. A. Opperhuizen, LEO
26. Dr. ir. D. van Lith, LLO
27. Drs. K. van Velze, LLO
28. Dr. F.R. Cassee, LEO
29. Mw. ir. J.P. Beck, LLO
30. Dr. P.A. Steerenberg, LPI
31. Prof. dr. W. Slob, LEO

-
- 32. Dr. ir. E. Buringh, LEO
 - 33. Dr. L. van Bree, LEO
 - 34. Drs. B.A.M. Staatsen, LBM
 - 35. Ing. M. Marra, LBM
 - 36. Mw. C.B. Ameling, LBM
 - 37. Drs. M. van Bruggen, IEM
 - 38-43 Auteurs
 - 44. SBD/Voorlichting & Public Relations
 - 45. Bureau Rapportenregistratie
 - 46. Bibliotheek RIVM
 - 47-60 Bureau Rapportenbeheer
 - 61-71 Reserve exemplaren