

# **Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en gezondheid**

## **- een kennisoverzicht -**

Dr.ir. N.A.H. Janssen  
Prof.dr.ir. B. Brunekreef  
Dr.ir. G. Hoek

Institute for Risk Assessment Sciences  
Environmental and Occupational Health Division  
Universiteit Utrecht  
Postbus 80176 3508 TD Utrecht  
030 2535400 (t) 030 2535077 (f)

Dr. M. P. Keuken

TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie  
Postbus 342 7300 AH Apeldoorn

September 2002

## **Inhoudsopgave**

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Kernboodschap.....</b>  | <b>3</b>  |
| <b>Summary .....</b>   | <b>4</b>  |
| <b>Voorwoord .....</b>   | <b>5</b>  |
| <b>1. Het wegverkeer als bron van luchtverontreiniging .....</b>   | <b>6</b>  |
| <b>2. Luchtkwaliteit als gevolg van verkeersemisies: landelijk, regio, stad en straat.....</b>   | <b>13</b> |
| <b>3. Blootstelling van mensen aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging.....</b>  | <b>17</b> |
| <b>4. Effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging op de gezondheid.....</b>   | <b>27</b> |
| <b>5. Veel Gestelde Vragen.....</b>  | <b>37</b> |
| <b>Aangehaalde literatuur.....</b>   | <b>42</b> |
| <b>Bijlage 1. Websites met informatie over luchtverontreinigingen gezondheid .....</b>   | <b>47</b> |
| <b>Bijlage 2. Nederlandse grenswaarden voor luchtkwaliteit en Nederlandse ‘Smog’<br/>richtlijnen.....</b>  | <b>49</b> |
| <b>Bijlage 3. Normen en advieswaarden voor luchtkwaliteit van de WHO, US EPA en de<br/>Europese Unie, voor ozon, stikstofdioxide en fijn stof.....</b> | <b>50</b> |
| <b>Bijlage 4. Jaarlijks verlies aan ‘Disability Adjusted Life Years’ als gevolg van<br/>luchtverontreinigingen een aantal andere risico’s .....</b>    | <b>51</b> |

## Kernboodschap

1. Verkeer en vervoer hebben een belangrijk aandeel in de uitstoot van stikstofoxiden, ‘fijn stof’ en koolwaterstoffen in Nederland. De uitstoot draagt in belangrijke mate bij aan de vorming van ozon in de lucht op leefniveau, onder invloed van zonlicht en warmte.
2. Omdat mensen aan het wegverkeer deelnemen en soms ook nabij drukke wegen wonen, is de bijdrage van verkeer en vervoer aan de *blootstelling* van mensen aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging relatief hoger dan de bijdrage aan de totale uitstoot van deze stoffen.
3. Alhoewel het wegverkeer nog steeds toeneemt, neemt de uitstoot van luchtverontreinigende stoffen *met uitzondering van het broeikasgas kooldioxide* af. Dit heeft te maken met de invoer van technische verbeteringen op het gebied van motoren, brandstof en uitstootbeperkende technologie zoals katalysatoren en filters.
4. Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging heeft schadelijke effecten op de gezondheid. Deze effecten bestaan onder andere uit een toename van sterfte en ziekenhuisopnames op dagen met verhoogde concentraties luchtverontreiniging. Ook leven mensen die langdurig aan verhoogde concentraties luchtverontreiniging zijn blootgesteld, één tot twee jaar korter dan mensen met een lage blootstelling.
5. In vergelijking met andere vormen van milieuaantasting heeft verkeersgerelateerde luchtverontreiniging een groot, nadelig effect op de volksgezondheid.
6. Er lijkt geen drempelconcentratie te zijn waaronder luchtverontreiniging in het geheel geen schadelijke effecten heeft. Dit betekent dat schadelijke effecten niet voor honderd procent kunnen worden voorkomen door het nemen van maatregelen die de uitstoot van en/of de blootstelling aan luchtverontreiniging beperken.
7. Maatregelen die de uitstoot van en/of de blootstelling aan luchtverontreiniging beperken, kosten geld. Tegenover deze kosten staan baten (gezondheidswinst). Het afwegen van kosten en baten is een maatschappelijk proces waarbij ook aandacht nodig is voor de verdeling van kosten en baten over verschillende sectoren en groepen in de samenleving.
8. De sector ‘Verkeer en Vervoer’ is niet de enige bron van schadelijke luchtverontreiniging. Schadelijke effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid kunnen worden beperkt door vermindering van uitstoot door zowel deze sector als door andere belangrijke sectoren zoals industrie en landbouw.

## Summary

This report describes the health effects of traffic-related air pollution.

Chapter one reviews the contribution of the Dutch transport sector to emissions of nitrogen oxides, particulate matter, hydrocarbons and carbon monoxide in the Netherlands. The transport sector contributes significantly to emissions of all of these components with contributions ranging from 25% (particulate matter) to 60% (CO).

Chapter two reviews the contribution of traffic emissions to air pollution concentrations at the regional, urban and street level. Despite ongoing increases in vehicle kilometres travelled, emissions are decreasing as a result of improvements in engines, fuels and pollution traps. In urban areas and especially close to busy roads, there still is a clearly higher concentration of especially the ‘soot’ component of particulate matter and of nitrogen oxides as well as carbon monoxide.

Chapter three describes exposure of human beings to traffic-related air pollution. Subjects participating in traffic, subjects living in urban areas, and subjects living close to busy roads have clearly higher exposures to traffic-related air pollutants than subjects living in rural areas with little direct exposure to traffic exhaust. Exposure to ozone – a secondary component formed in the atmosphere at some distance away from traffic – is widespread and not very different between subjects living in rural and urban areas.

Chapter four focuses on the health effects of traffic-related air pollution. Many studies have been conducted in recent years comparing subjects with high exposure to traffic-related air pollutants to subjects with low exposure. Effects have been found on mortality, hospital admissions and respiratory disease rates. There seems to be no threshold concentration below which no effects on health are being observed. As a result, reduction of exposure is not likely to reduce all adverse health effects to zero, and costs of abatement measures need to be weighed against health benefits, taking into account the distribution of cost and benefits between different sectors and groups in society.

## **Voorwoord**

Dit rapport is geschreven op verzoek van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Het is bedoeld te voorzien in leemtes in kennis over effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging op de gezondheid van de mens, zodat specialistische informatie op dit gebied beter naar beleid kan worden vertaald. Het verkeer heeft ook andere milieueffecten zoals lawaai, ongevallen en ruimtebeslag en productie van het broeikasgas CO<sub>2</sub>. Deze effecten komen in het rapport niet aan de orde.

Het rapport beschrijft in hoofdstuk 1 de bijdrage van het wegverkeer aan de uitstoot van luchtverontreiniging, in hoofdstuk 2 de invloed van het wegverkeer op de luchtkwaliteit in Nederland, in hoofdstuk 3 de blootstelling van mensen aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en in hoofdstuk 4 de effecten van deze luchtverontreiniging op de gezondheid. Het rapport besluit met een lijst ‘Vaak Gestelde Vragen’ (VGV) met bijbehorende antwoorden.

## 1. Het wegverkeer als bron van luchtverontreiniging

In dit hoofdstuk wordt het wegverkeer als bron van luchtverontreiniging besproken. Er wordt ingegaan op ontwikkelingen in het wegverkeer (1.2), op de bijdrage van het wegverkeer aan de uitstoot van luchtverontreiniging in ons land (1.3) en op ontwikkelingen in de tijd (1.4).

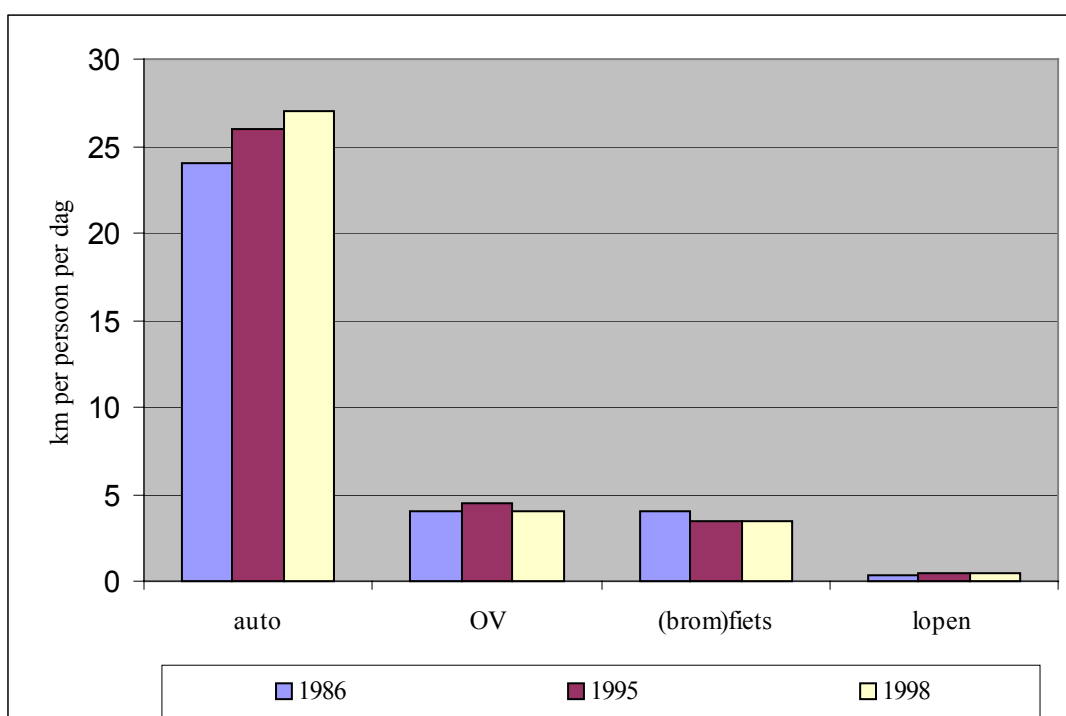
### 1.1. Inleiding

Het wegverkeer in Nederland is een belangrijke bron van luchtverontreiniging. Trends in verkeer en vervoer en de effecten hiervan op de luchtkwaliteit in Nederland, worden beschreven voor het verleden, heden en toekomst. Het gaat daarbij om algemene trends in de ontwikkeling van wegverkeer, zoals het aantal kilometers dat per persoon met de auto wordt gereden en het vervoer van goederen over de weg. Daarnaast worden emissies en gevolgen voor de luchtkwaliteit beschreven met bijzondere aandacht voor luchtkwaliteit in de stedelijke leefomgeving. Vanwege de relatie met gezondheid ligt de nadruk op stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>), fijn stof (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, aantallen deeltjes en roetdeeltjes) en koolwaterstoffen (PAK en benzeen). Met 'PM<sub>10</sub>' wordt bedoeld op deeltjes kleiner dan 10 micrometer (µm) die ingeademd kunnen worden; met 'PM<sub>2.5</sub>' wordt bedoeld op deeltjes kleiner dan 2.5 µm die diep in de longen kunnen doordringen. 'PAK' staat voor 'polycyclische aromatische koolwaterstoffen'. Geluidsemissies worden niet in beschouwing genomen.

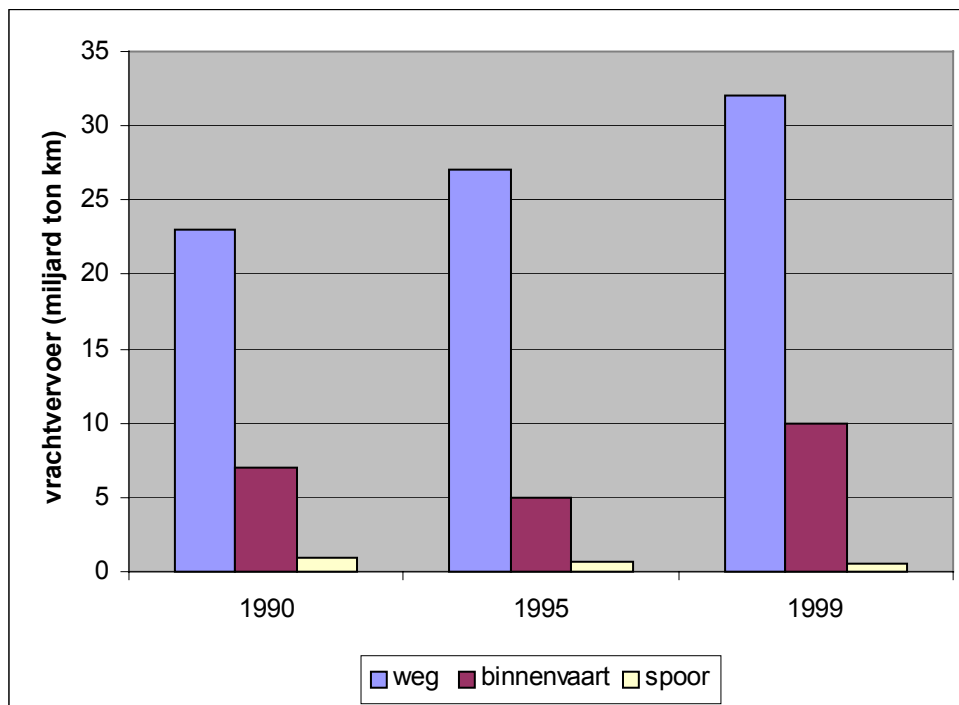
### 1.2 Ontwikkeling van wegverkeer

Verkeer en vervoer in Nederland werden de afgelopen jaren gedomineerd door personenvervoer en goederenvervoer<sup>1</sup>. Voor zowel het personen als het goederenvervoer is het vervoer over de weg dominant. Dit wordt geïllustreerd in figuur 1.1 (personen mobiliteit) en figuur 1.2 (goederentransport).

*Figuur 1.1. Personenvervoer in Nederland in de periode 1986-1998 in km per persoon per dag met auto, openbaar vervoer (OV), (brom-)fietsend of lopend.*



*Figuur 1.2. Vrachtvervoer in Nederland in de periode 1990-1999 in miljard ton km over de weg, binnenvaart en het spoor.*



Naar verwachting zal *automobiliteit* voor zowel personen- als goederenvervoer de komende jaren verder blijven groeien<sup>1</sup>. De groei van voertuigkilometers is met name geconcentreerd op snelwegen. Indien de huidige trend in Nederland zich voortzet, zal het aantal voertuigkilometers *binnen* de bebouwde kom ruim 40% toenemen in de periode 1995-2020, tegenover 65% *buiten* de bebouwde kom. Vooral voor zwaar wegverkeer wordt een relatief hogere toename verwacht voor rijkssnelwegen, ten opzichte van doorgaande, binnenstedelijke en provinciale wegen. Deze trend is van belang voor de invloed op de luchtkwaliteit in woonwijken en kantoren langs snelwegen.

### 1.3. Emissies van luchtverontreiniging door het wegverkeer in Nederland

De doelgroep Verkeer en Vervoer omvat wegverkeer, binnenvaart, zee- en kustvaart, recreatievaart, treinverkeer, vliegverkeer, mobiele werktuigen 'landbouw' en mobiele werktuigen 'overig'. Wegverkeer wordt onderscheiden in verkeer van personenauto's, vrachtauto's (inclusief bestelauto's) en overig verkeer (bussen, motoren en brommers).

Verkeer & Vervoer veroorzaakt milieuproblemen in de woonomgeving (geluidsoverlast, luchtverontreiniging, geurhinder en ruimtebeslag). Hoewel er regionale verschillen optreden, wordt Verkeer en Vervoer landelijk gezien als belangrijkste veroorzaker van lokale milieuproblemen<sup>2</sup>.

Luchtverontreiniging van wegverkeer is het gevolg van emissies uit 1.) de uitlaat ('verbrandingsproducten'), 2.) slijtageprocessen ('bandenslijtage, remvoeringen, bewegende motoronderdelen') en 3.) opwaaiend wegenstof, dat gedeeltelijk ook uit neergeslagen verbrandings- en slijtageproducten bestaat.

Emissies van wegverkeer worden onderscheiden in gasen en deeltjes:

- Gasen zijn afkomstig van de verbranding van brandstof en worden uitgestoten via de uitlaat. Dit betreft de stikstofverbindingen stikstofmonoxide (NO) en stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>), samen ook wel NO<sub>x</sub> genoemd; daarnaast koolwaterstoffen (gedeeltelijk onverbrande benzine, diesel of LPG). In de uitlaat wordt het mengsel NO<sub>x</sub> voor meer dan 90% gedomineerd door NO. Tijdens transport door de buitenlucht wordt NO omgezet naar NO<sub>2</sub>. Deze omzetting is van belang, omdat juist NO<sub>2</sub> schadelijk kan zijn voor de gezondheid. Emissies van koolwaterstoffen, koolmonoxide en stikstofoxiden dragen bij tot de vorming van ozon op leefniveau. Ozon ontstaat door de inwerking van zonlicht en hoge temperatuur op het genoemde mengsel van verontreinigende stoffen. Omdat hiermee een zekere hoeveelheid tijd is gemoeid, is de ozonconcentratie tijdens episodes van 'zomersmog' vaak over grote gebieden verhoogd.
- Deeltjes uitgestoten door wegverkeer komen uit de uitlaat, van slijtageprocessen en door contact van het voertuig met het wegdek. Tijdens transport door de buitenlucht worden (extra) deeltjes gevormd door condensatie. Luchtvervuiling door deeltjes wordt gekarakteriseerd door deeltjesgrootte, de massa concentratie, het aantal deeltjes en de chemische samenstelling. Gezondheidseffecten hangen nauw samen met deze fysisch-chemische aspecten. De massa concentratie van deeltjes kleiner dan 10 en 2.5 µm wordt weergegeven met respectievelijk, PM10 en PM2.5 en uitgedrukt in µg per m<sup>3</sup>. Aantallen deeltjes, die vooral kleiner zijn dan 0,1 µm, worden weergegeven met aantallen 'ultrafijne' deeltjes per cm<sup>3</sup>. De chemische samenstelling betreft onder andere het aandeel 'roet' uitgedrukt als 'zwarte rook', of als elementair koolstof en organisch koolstof, het gehalte aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen, met onder andere benzo(a)pyreen, en zware metalen, waaronder cadmium, chroom, koper en zink.

Emissies van gasen en deeltjes in de buitenlucht kunnen leiden tot gezondheidseffecten. Voor NO<sub>2</sub> en PM10 zijn Europese normen voor de buitenluchtkwaliteit opgesteld; deze zijn met ingang van 1 januari 2002 ook van kracht in Nederland. Tevens zijn er in Nederland normen opgesteld voor benzeen en benzo(a)pyreen (een maat voor kankerverwekkende deeltjesvormige PAK in de buitenlucht); deze componenten worden binnen enkele jaren ook op Europees niveau gereguleerd.

Voor ozon gelden ook buitenluchtnormen ter bescherming van de gezondheid. Het terugdringen van ozonconcentraties is echter complex. Ozon wordt namelijk niet direct uitgestoten, maar onder invloed van zonlicht gevormd uit stikstofoxiden, koolwaterstoffen, koolmonoxide en methaan. Dit is een vrij complex proces met als gevolg dat afname in de emissies van bijvoorbeeld koolwaterstoffen procentueel tot minder afname van ozonconcentraties leidt<sup>3</sup>. Daarom is een integrale aanpak gewenst, waarbij emissies van alle 'voorlopers', betrokken bij ozon vorming, worden teruggedrongen. Hieraan is behoefte omdat bijvoorbeeld in 2000 circa 95% van de Nederlandse bevolking meer dan 10 dagen blootgesteld werd aan verhoogde ozonconcentraties<sup>4</sup>. De bijdrage van het totale Nederlandse wegverkeer aan de Nederlandse emissies van NO<sub>x</sub>, koolwaterstoffen en koolmonoxide in 1999 bedroeg respectievelijk, 40%, 36% en 60% [Tabel 1.1]. Verdere reductie van de Nederlandse verkeersemissies is dan ook van belang voor het kunnen voldoen aan de ozongrenswaarde.



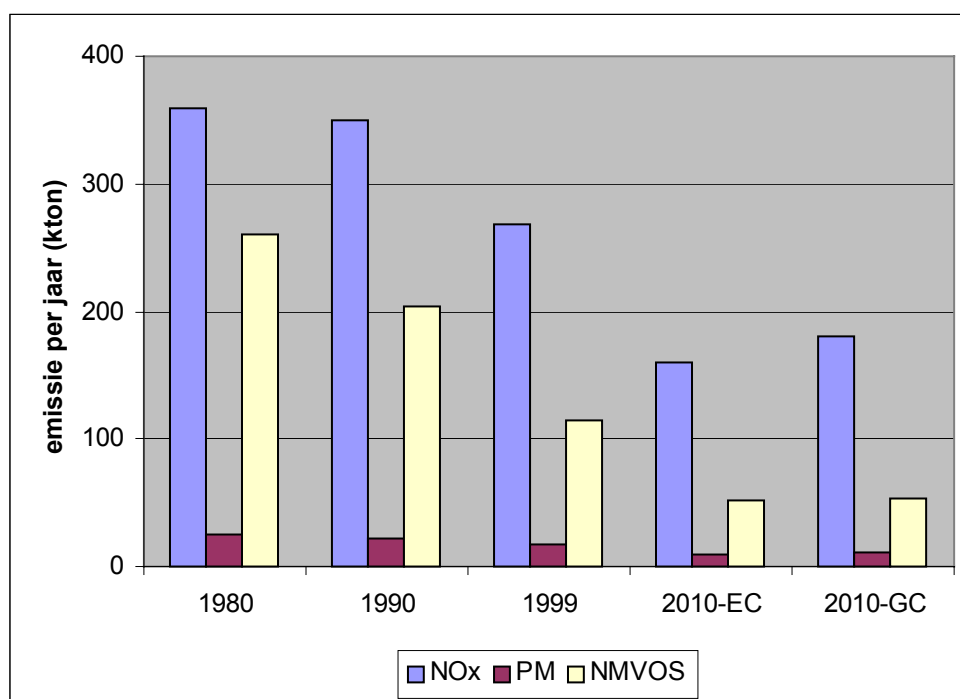
Tabel 1.1. Bijdrage van het verkeer aan de uitstoot van een aantal luchtverontreinigende stoffen in Nederland<sup>5</sup>

|                                     | Verkeersbijdrage in kiloton per jaar (en als percentage van de totale uitstoot in Nederland) |            |           |                  |
|-------------------------------------|--|------------|-----------|------------------|
| Stof                                | Personen   | Vracht     | Overig    | Nederland totaal |
| NO <sub>x</sub>                     | 73 (17%)   | 88 (21%)   | 9 (2%)    | 424 (100%)       |
| Benzeen                             | 1,8 (29%)  | 0,3 (5%)   | 0,7 (11%) | 6,3 (100%)       |
| Fijn stof                           | 3,9 (10%)  | 5 (13%)    | 0,8 (2%)  | 39,1 (100%)      |
| PAKs                                | 0,06 (8%)  | 0,07 (10%) | 0,02 (3%) | 0,71 (100%)      |
| Koolwaterstoffen anders dan methaan | 71 (25%)   | 12 (4%)    | 20 (7%)   | 287 (100%)       |
| CO                                  | 348 (49%)  | 36 (5%)    | 25 (4%)   | 711 (100%)       |

#### 1.4. Ontwikkeling in de tijd

Emissies van stikstofoxiden, fijn stof en koolwaterstoffen door verkeer en vervoer zijn de afgelopen 20 jaar gedaald en zullen naar verwachting de komende 10 jaar verder afnemen. Deze daling is geïllustreerd in figuur 1.3. De verwachte emissies in 2010 zijn geschat op basis van twee gebruikelijke economische ontwikkelingsscenario's: Europese Samenwerking (EC) en Wereldwijde Competitie (GC).

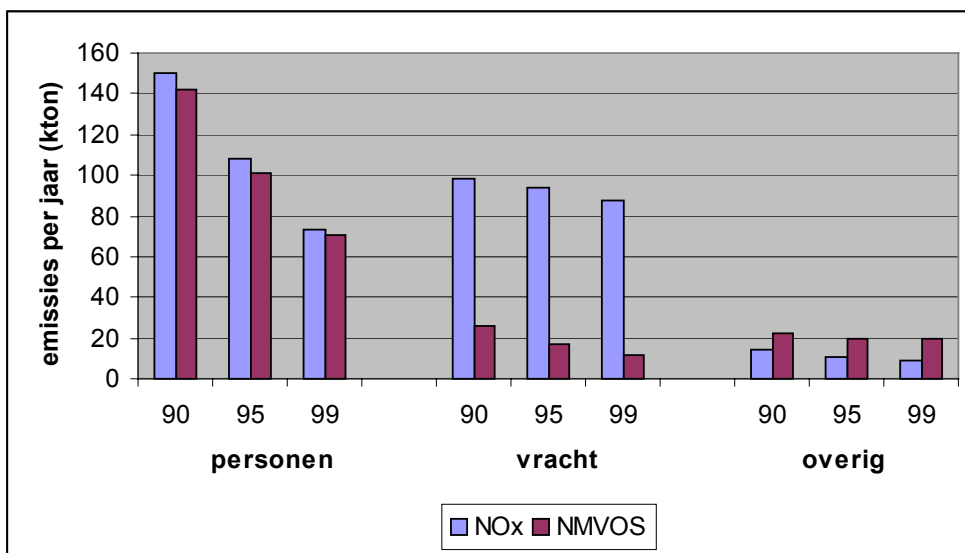
Figuur 1.3. Emissies van Verkeer en Vervoer in kton per jaar in de periode 1980-2010 voor NO<sub>x</sub>, PM en NMVOS – (niet-methaan koolwaterstoffen)<sup>2</sup>



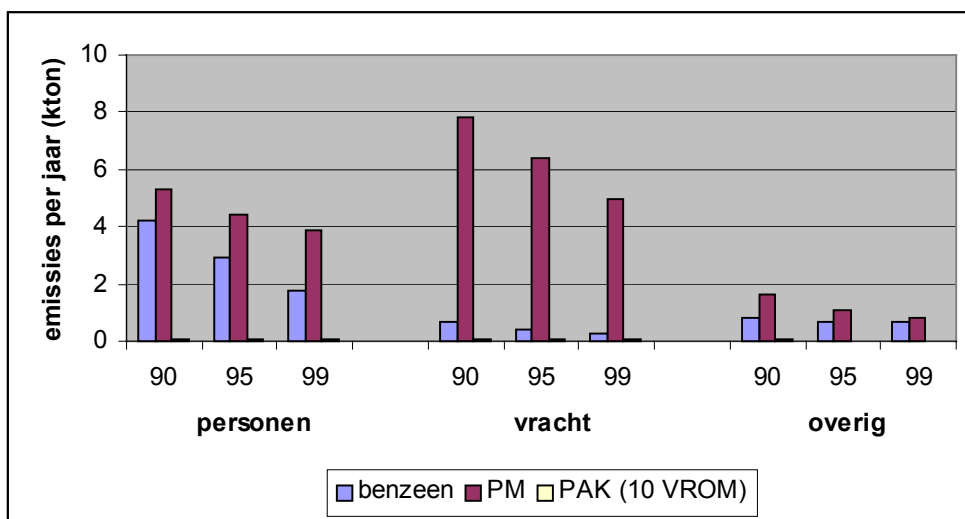
De emissies van genoemde stoffen zijn gedaald, ondanks een sterk stijging in verkeer en vervoer (figuur 1.1 en 1.2). Dit is vooral het gevolg van technologische verbeteringen zoals de katalysator (reductie NO<sub>x</sub> emissie), brandstofinjectie (reductie koolwaterstoffen emissie) en ZOAB-wegdek (reductie PAK emissie). In hoofdstuk 3 wordt verder ingegaan op de gevolgen van deze maatregelen voor de concentratie van luchtverontreiniging zoals deze in ons land wordt gemeten.

De bijdrage van emissies door *wegverkeer* wordt nader beschouwd met betrekking tot een aantal gezondheidsrelevante verbindingen. Emissies van wegverkeer in de periode 1990-1999 zijn weergegeven in Figuur 1.4 en 1.5. Naast het wegverkeer dragen ook scheepvaart en ‘off-road’ bronnen (tractoren, bouwmachines e.d.) bij aan de uitstoot van luchtverontreiniging. Ongeveer gelijk verdeeld over deze broncategorieën is de bijdrage aan de PM10 uitstoot geschat op 35% van de uitstoot door het wegverkeer.

*Figuur 1.4. Emissies van wegverkeer in kton per jaar in de periode 1990-1999 voor NOx en NMVOS<sup>5</sup>.*



*Figuur 1.5. Emissies van wegverkeer in kton per jaar in de periode 1990-1999 voor PM, PAK (10 van VROM) en benzeen<sup>5</sup>.*



Evenals voor de gehele doelgroep verkeer en vervoer, illustreren Figuur 1.4 en 1.5 ook de ontkoppeling van emissies én de groei van personen en vrachtvervoer over de weg, in de periode 1990

– 1999. Met name de reductie met bijna 50% van de emissies van NO<sub>x</sub>, benzeen en koolwaterstoffen voor personenvervoer in de periode 1990-1995 is opmerkelijk. Dit illustreert het succes van de introductie van de katalysator. Daarentegen vertoont het vrachtvervoer veel minder reductie van emissies. Voor fijn stof zijn reductie van emissies, zowel voor personen- als vrachtverkeer, relatief lager.

De cijfers in tabel 1.1 laten zien dat wegverkeer voor NO<sub>x</sub> en koolwaterstoffen (inclusief benzeen) voor circa 40% bijdroeg aan de totale emissies in Nederland in 1999. Voor fijn stof (PM) en PAK zijn deze bijdragen veel lager. Vanwege de nabijheid van verkeer tot woonwijken, de fysisch-chemische eigenschappen van fijn stof uitgestoten door verkeer en vanwege de gezondheidseffecten van fijn stof in de buitenlucht, is het echter gewenst meer aandacht te besteden aan fijn stofemissies van verkeer.

Tot voor kort was de bijdrage van dieselbrandstof aan NO<sub>x</sub> en emissies van fijn stof relatief hoger dan van benzine en LPG. In tabel 1.2 is het brandstofverbruik voor Nederland in de periode 1990-1999 weergegeven.

*Tabel 1.2. Brandstofverbruik in Nederland in 1990-1999 in kton per jaar.*

|         | 1990 | 1995 | 1999 |
|---------|------|------|------|
| Benzine | 3,5  | 4,0  | 4,1  |
| Diesel  | 3,7  | 4,3  | 5,1  |
| LPG     | 0,9  | 0,8  | 0,6  |

Uit tabel 1.2 blijkt dat diesel als brandstof relatief sneller toeneemt dan benzine en dat het gebruik van LPG als relatief “schone” brandstof voor wegverkeer de afgelopen jaren is afgenomen. Door de recente introductie van “directe injectie” dieselmotoren, “schonere” dieselbrandstof (onder andere met een verlaagd gehalte aan zwavel), en katalysatoren, zijn schadelijke emissies van wegverkeer verminderd. In tabel 1.3 zijn de emissiefactoren van 1990 en 2000 weergegeven voor PM10 en NO<sub>x</sub> voor personenauto's in Nederland. Dit betreft een "gemiddelde" diesel, benzine en LPG personenauto in Nederland. Het gemiddelde is gebaseerd op een gemiddelde "diesel" auto van het wagenpark in 1990 en 2000 en een gemiddelde van verkeer rijdend op een snelweg of in stadsverkeer.

*Tabel 1.3. Emissiefactoren in 1990 en 2000 voor PM10 en NO<sub>x</sub> in g per km afgelegde weg voor een diesel, een benzine en LPG voertuig in Nederland.*

|                  | PM10  |       | NO <sub>x</sub> |      |
|------------------|-------|-------|-----------------|------|
|                  | 1990  | 2000  | 1990            | 2000 |
| Diesel voertuig  | 0,260 | 0,100 | 0,78            | 0,62 |
| Benzine voertuig | 0,026 | 0,006 | 2,30            | 0,80 |
| LPG voertuig     | 0,015 | 0,003 | 1,40            | 0,70 |

In het algemeen wordt geconcludeerd dat voertuigen qua uitstoot van PM10 aanzienlijk schoner zijn geworden in 2000 ten opzichte van 1990. Echter, de uitstoot van benzine- en LPG voertuigen voor PM10 is nog steeds een factor 10-20 lager dan voor diesel. De uitstoot van NO<sub>x</sub> door benzine en LPG is vanaf 1990 aanzienlijk verminderd door de introductie van katalysatoren, terwijl voor diesel de uitstoot nagenoeg hetzelfde is gebleven. Hierbij wordt aangetekend dat deze cijfers het "gemiddelde" diesel, benzine en LPG wagenpark in Nederland betreft. De "nieuwe" diesels met schonere emissies zijn nog niet grootschalig ingevoerd. Met andere woorden, de emissiefactoren in tabel 1.3 zijn vertekend door het aandeel van relatief "vuile" voertuigen. Ook is nog onderzoek gaande of gereduceerde emissies van "nieuwe" diesels ook van toepassing zijn bij niet-ideale rijomstandigheden,

zoals tijdens accelereren en bij stagnerend verkeer. Dit laatste is met name van belang voor het rijden in files en stadsverkeer. Door deze onzekerheden is op dit moment nog niet duidelijk wat de gevolgen zijn voor de luchtkwaliteit van het toenemend gebruik van diesel als autobrandstof. Echter, het mag duidelijk zijn dat vanuit gezondheidsoogpunt, het beter was geweest, indien juist LPG meer als brandstof was toegepast.

## **2. Luchtkwaliteit als gevolg van verkeersemissies: landelijk, regio, stad en straat**

In dit hoofdstuk wordt de invloed van verkeersemissies op de luchtkwaliteit op landelijk niveau en op het niveau van regio, stad en straat beschreven (2.1). Enkele resultaten van het nog lopend Nationaal Aërosol Programma worden besproken (2.2). Ook wordt aandacht geschonken aan te verwachten ontwikkelingen in de tijd (2.3).

### **2.1. Inleiding**

Ondanks toename van het aantal voertuigkilometers voor personen- en goederenvervoer is de luchtkwaliteit in Nederland voor verkeersgerelateerde componenten de afgelopen jaren verbeterd. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de vergelijking van het aantal kilometer weglengte in Nederland waarvoor de buitenluchtnorm werd overschreden, in 1990 en 2000: een daling voor NO<sub>2</sub> van 3500 naar 2000 km; voor koolmonoxide van 15 naar 0 km; voor zwarte rook (roet) van 150 naar 7 km; voor benzo(a)pyreen van 200 km naar incidentele overschrijdingen<sup>4</sup>.

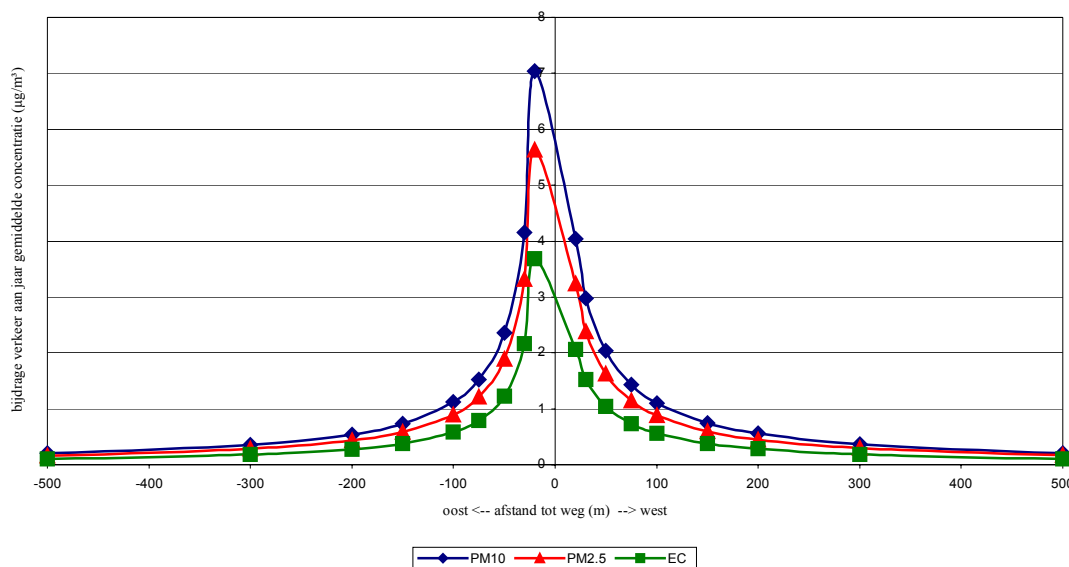
Er resteert nog een aantal hardnekkig problemen met betrekking tot NO<sub>2</sub> en fijn stof. Verhoogde concentraties komen voor vooral in steden: langs snelwegen (door en langs woonwijken) en binnenstedelijke wegen (zogenaamde 'street canyons'). In stedelijke omgeving is er vaak sprake van stagnerend verkeer op wegen met aan één of beide zijden bebouwing. Dit leidt tot respectievelijk een relatief hoge uitstoot van luchtverontreinigende stoffen en een beperkte atmosferische verdunning. De concentratie van luchtverontreinigende stoffen in steden is doorgaans hoger dan daarbuiten. Immers, de luchtkwaliteit in stedelijke omgeving is een som van de regionale achtergrondconcentraties (grotendeels bepaald door Nederlandse en buitenlandse bronnen), de stadsbijdrage (afkomstig van bronnen in de gehele stad) en de bijdrage van het verkeersemissies in een straat of langs een snelweg. De bijna half miljoen Nederlanders die in 2000 werden blootgesteld aan een jaargemiddelde stikstofdioxideconcentratie boven de norm, woonden dan ook vooral in steden in de Randstad<sup>4</sup>.

Verkeersemissies van fijn stof zijn een mengsel van een groot aantal ultrafijne deeltjes (kleiner dan 0,1 µm), deeltjes kleiner dan 2,5 µm (vooral roetdeeltjes uit de uitlaat) en deeltjes tussen de 2,5 en 10 µm (veelal opwaaiend wegestof en deeltjes afkomstig van slijtageprocessen). De chemische samenstelling van deze deeltjes is een wisselend mengsel van onder andere koolstof, PAK en metalen. De karakterisering van fijn stof door PM<sub>10</sub> -de massa concentratie van deeltjes kleiner dan 10 µm- is dan ook geen afdoende beschrijving van het complexe mengsel van fijn stof, zoals uitgestoten door verkeer.

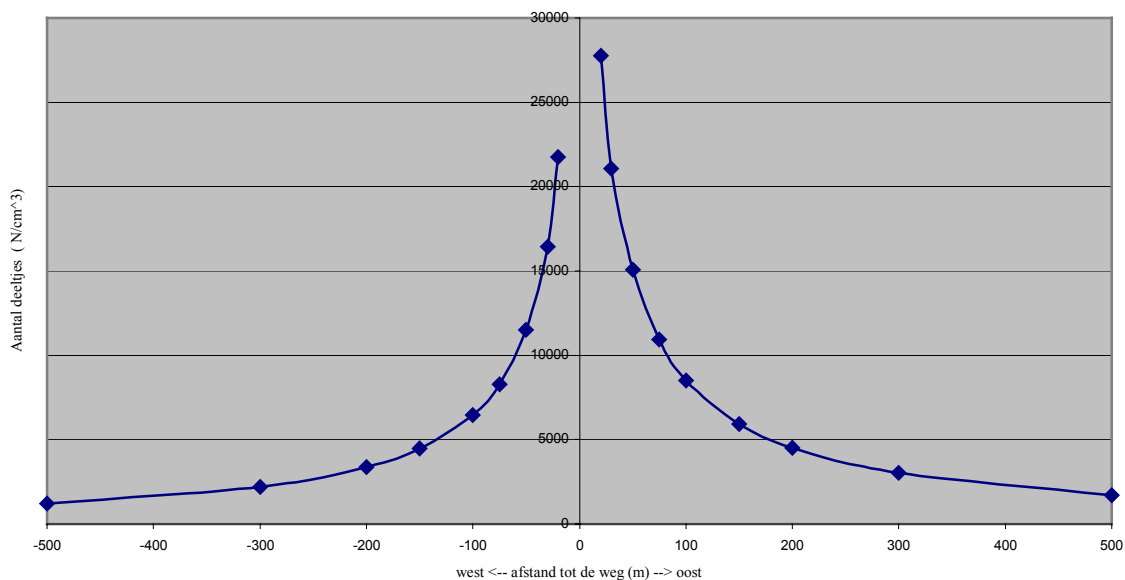
### **2.2. Het Nationaal Aërosol Programma**

In het kader van het Nationaal Aërosol Programma in Nederland is in de periode 2000-2002 in Rotterdam onderzoek uitgevoerd naar de bijdrage van fijn stof aan de luchtkwaliteit in woonwijken aangrenzend aan drukke wegen. Er zijn metingen en modelberekeningen uitgevoerd van PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, ultrafijne deeltjes en elementair koolstof in de wijk Overschie langs, de A13 en langs de stoepwand van de Pleinweg in Rotterdam. Het aantal voertuigen op de A13 was 140.000 per etmaal met 3-5 % vrachtauto's, terwijl op de Pleinweg 40.000 voertuigen per etmaal passeren met 1-3% vrachtvoertuigen/bussen. De verspreiding van PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> en elementair koolstof langs de A13 is weergegeven in figuur 2.1, terwijl de verspreiding voor ultrafijne deeltjes is weergegeven in figuur 2.2.

**Figuur 2.1** Jaargemiddelde bijdrage van snelwegverkeer aan de luchtkwaliteit in de woonwijk Overschie, ten westen en oosten van de A13, als functie van de afstand tot de weg voor PM10, PM2.5 en elementair koolstof (EC) in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



**Figuur 2.2** Jaargemiddelde bijdrage van snelwegverkeer aan de luchtkwaliteit in de woonwijk Overschie, ten westen en oosten van de A13, als functie van de afstand tot de weg voor ultrafijne deeltjes in aantal per  $\text{cm}^3$ .



De figuren laten zien dat de bijdrage van verkeersemissies aan de buitenluchtconcentraties op 25 meter ten westen van de A13 voor PM10, PM2.5, elementair koolstof en ultrafijne deeltjes, gelijk is aan respectievelijk 5, 4 en 2.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en 25.000 deeltjes/ $\text{cm}^3$ . Het aandeel van PM2.5 bedraagt circa 80 % van PM10, terwijl PM2.5 voor circa 50% bestaat uit elementair koolstof (het restant bestaat waarschijnlijk uit organische verbindingen, zoals onverbrande diesel, olie, PAK e.d.). Een meetbare

verhoging van de concentratie PM10, PM2.5, elementair koolstof en ultrafijne deeltjes door de uitstoot van het verkeer reikt tot circa 250 meter ten westen en oosten van de A13.

In tabel 2.1 worden de resultaten gepresenteerd van metingen van de stadsachtergrond in Rotterdam, langs de A13 (25 meter van de snelweg) en langs de Pleinweg voor PM10, PM2.5, elementair koolstof en ultrafijne deeltjes.

*Tabel 2.1 Jaargemiddelde concentraties van PM10, PM2.5, elementair koolstof en ultrafijne deeltjes op een stadsachtergrond in Rotterdam, langs de A13 en langs de Pleinweg.*

|                  | PM10<br>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | PM2.5<br>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Ultrafijn<br>( $\text{N}/\text{cm}^3$ ) | Elementair koolstof<br>( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |
|------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|---|---|
| Stadsachtergrond | 30 (+/- 9)                           | 24 (+/- 9)                            | 20.000                                  | 1.4 (+/- 0.3)                                       |
| A13              | 31 (+/- 9)                           | 22 (+/- 6)                            | 50.000                                  | 3.1 (+/- 0.7)                                       |
| Pleinweg         | 42 (+/- 16)                          | 27 (+/- 15)                           | 40.000                                  | 3.2 (+/- 0.7)                                       |

De metingen zijn gebaseerd op slechts drie meetcampagnes van één week in april, juli en oktober in 2001 en zijn daarom slechts een indicatie voor het jaargemiddelde. Verder is het meetpunt A3 op circa 500 m van de A13 gelegen en is daarom slechts beperkt toepasbaar als stadsachtergrond locatie. Uit deze beperkte dataset worden de volgende (voorlopige) conclusies getrokken:

- De gemeten achtergrondconcentraties voor PM10 en PM2.5 in Rotterdam (en de Randstad), is zodanig dat emissies van *lokaal* wegverkeer geen significante verhoging geven van de achtergrond: zelfs niet op een locatie dicht langs de A13 (met meer dan 100.000 voertuigen per etmaal);
- De bijdrage van elementair koolstof en ultrafijne deeltjes zijn dicht langs de A13 wel significant verhoogd ten opzichte van de achtergrondlocatie. De concentraties van elementair koolstof en ultrafijne deeltjes zijn beter onderscheidend dan PM10 en PM2.5 om de bijdrage van lokale verkeersemissies aan de luchtkwaliteit van fijn stof in woonwijken te karakteriseren.
- De bijdrage van emissies door binnenstedelijk verkeer aan de luchtkwaliteit is *lokaal* in dezelfde orde als van een snelweg (ondanks een factor 3 minder verkeer op de binnenstedelijke Pleinweg dan op de snelweg A13). Dit is het gevolg van beperkte atmosferische verdunning in een ‘street canyon’;
- In een ‘street canyon’ is er een relatief hoge fractie van deeltjes met een grootte tussen 2.5 en 10  $\mu\text{m}$ , waarschijnlijk door opwaaiend wegenstof, dat in de buitenlucht in een straat is ‘opgesloten’.

### **2.3. Verwachte ontwikkeling luchtkwaliteit in relatie tot wegverkeer**

Naar verwachting zal mobiliteit als geheel en van het wegtransport in het bijzonder, in heel Nederland verder stijgen. Technologische verbeteringen (voertuigconcepten, brandstofalternatieven) zullen er echter aan bijdragen dat per voertuigkilometer de emissies van luchtverontreinigende stoffen (met uitzondering van het broeikasgas kooldioxide) nog aanzienlijk afnemen. Dit betreft zowel personen- als vrachtovertuigen. Er is bijvoorbeeld een toenemende belangstelling voor alternatieve brandstoffen, zoals waterstof, brandstofcellen en elektriciteit. Introductie van deze alternatieven -al dan niet in hybride vorm- zal met name in een stedelijke omgeving een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan verbetering van de luchtkwaliteit en vermindering van geluidsoverlast. In hoeverre deze trend doorzet, is afhankelijk van ontwikkelingen in vervoersbehoefte, techniek van aandrijfsystemen en beschikbaarheid en van kosten van brandstoffen.

Naar verwachting zullen emissies van wegverkeer, met uitzondering van kooldioxide, de komende jaren verder afnemen. Dit zal het gevolg zijn van de (verwachte) verdere aanscherping van emissie eisen: de introductie van Euro-IV voor personenverkeer en Euro-V voor vrachtverkeer. Echter, door de (nog steeds) groeiende automobiliteit wordt de NO<sub>x</sub> emissiedoelstelling van wegverkeer van 65 miljoen kg in 2010 naar verwachting niet gehaald. Het is dan ook onzeker of dalende emissies van wegverkeer afdoende zijn voor een adequate luchtkwaliteit in een stedelijke omgeving. De Europese regelgeving voor luchtkwaliteit vereist op jaarbasis voor zowel NO<sub>2</sub> als fijn stof een maximale concentratie van 40 µg/m<sup>3</sup>. Gezien de intensivering van ruimtegebruik in de stedelijke omgeving en de groeiende automobiliteit is het de vraag of technologische verbeteringen alleen voldoende zijn om deze normen te halen. Verder is het onduidelijk of normering van alleen PM<sub>10</sub> afdoende is om de gezondheidseffecten door fijn stof concentraties in de buitenlucht te verminderen.



### 3. Blootstelling van mensen aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging

In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op blootstelling van mensen aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging. In de inleiding wordt het begrip 'blootstelling' geïntroduceerd (3.1). Daarna wordt ingegaan op de blootstelling van de Nederlandse bevolking in het algemeen (3.2), en op de trends van deze blootstelling in de tijd (3.3). Vervolgens wordt de blootstelling beschreven van respectievelijk verkeersdeelnemers (3.4) en van mensen die langs drukke wegen wonen (3.5). Tot slot wordt ingegaan op mogelijke bescherming tegen blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging door verblijf binnenshuis c.q. isolatie van woningen, door geluidsschermen e.d. (3.6).

#### 3.1. Inleiding

##### 3.1.1 Het begrip blootstelling

Het begrip 'blootstelling' kan gedefinieerd worden als *'het contact aan één of meer grensvlakken (zoals huid of longen) tussen de mens en een verontreiniging die gedurende een zekere periode in en bepaalde concentratie in een zeker medium aanwezig is'*<sup>6</sup>. De blootstelling van mensen aan luchtverontreiniging wordt bepaald door de hoeveelheid luchtverontreiniging in de ruimten waarin mensen zich bevinden en door de hoeveelheid tijd die in die ruimten wordt doorgebracht (en door de hoeveelheid lucht die in deze ruimten per tijdseenheid wordt ingeademd).

In onderzoek naar de effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid kan de blootstelling van mensen op verschillende manieren worden gekarakteriseerd. Idealiter zou men graag voor elke individuele persoon de hoeveelheid luchtverontreiniging die deze persoon precies inademt willen weten. In de praktijk is het echter niet mogelijk om deze *persoonlijke blootstelling* voor grote aantallen mensen daadwerkelijk te meten. Dit is te wijten aan het feit dat er niet altijd een geschikte meetmethode voorhanden is of omdat beschikbare meetmethoden in het algemeen erg arbeidsintensief, duur of belastend voor de proefpersonen zijn.

Behalve door directe metingen kan de persoonlijke blootstelling ook indirect worden bepaald. Hierbij wordt de concentratie luchtverontreiniging gemeten in zoveel mogelijk ruimten waarin de betreffende personen zich bevinden en wordt eveneens de hoeveelheid tijd die in deze ruimten wordt doorgebracht bepaald. Gezien de grote hoeveelheid informatie die hiervoor nodig is, is ook deze methode niet op grote schaal uitvoerbaar. In veel onderzoek wordt bij het schatten van de blootstelling aan luchtverontreiniging daarom volstaan met metingen van de concentratie in de buitenlucht.

##### 3.1.2 Relatie tussen binnen en buitenlucht

Belangrijk is hierbij te bedenken dat de concentraties in de buitenlucht niet gelijk verondersteld kunnen worden aan populatie exposities. De meeste mensen brengen het grootste deel van de dag (>90%) binnen door. De relatie tussen binnen- en buitenlucht is daarom van belang, net zoals mogelijke bronnen in de binnenlucht. Deeltjes in de buitenlucht penetreren naar de binnenlucht, hoewel enige filterring plaatsvindt.

De kleine, *fijn stofdeeltjes*, die het diepst in de longen kunnen doordringen en dus verondersteld worden het meest van belang te zijn voor de gezondheid, penetreren vrijwel volledig van buiten naar binnen, zodat binnen zijn weinig bescherming biedt<sup>7</sup>. Belangrijke bronnen van deeltjes in de binnenlucht zijn roken en beweging, waardoor grotere deeltjes 'opgewerveld' kunnen worden.

Ozon is een sterk reactieve component, met in het algemeen lage concentraties in de binnenlucht<sup>8</sup>. Ozonconcentraties zijn in het algemeen hoog met warm en zonnig weer, dezelfde omstandigheden als waarbij mensen hun ramen en deuren open zetten en meer tijd in de buitenlucht door brengen. Er zijn in feite geen bronnen van ozon in de binnenlucht.

NO<sub>2</sub> is ook reactief, maar niet zo sterk als ozon. In afwezigheid van bronnen in de binnenlucht, zullen de NO<sub>2</sub> -concentraties binnen lager zijn dan buiten. Er zijn echter veel woningen met bronnen in de

binnenlucht (zoals geisers, gasfornuizen en ovens), waardoor de persoonlijke blootstelling aan NO<sub>2</sub> vaak gedomineerd wordt door bronnen in de binnenlucht. Dit is onder andere gebleken uit een aantal in Nederland uitgevoerde onderzoeken<sup>9,10</sup>.

CO en benzeen zijn inerte gassen die in de binnenlucht niet snel vervallen. In afwezigheid van bronnen in de binnenlucht zullen de concentraties in de binnenlucht daarom vergelijkbaar zijn met de concentraties in de buitenlucht, hoewel scherpe concentraties pieken (bijvoorbeeld tijdens het spitsuur) zich met enige vertraging en afvlakking in de binnenlucht zullen vertalen, aangezien ventilatie tijd kost. Voor benzeen is roken de belangrijkste bron in de binnenlucht. Voor CO dragen niet geventileerde verbrandingsapparaten bij, maar alleen noemenswaardig als deze niet goed functioneren of zich in een extreem slecht geventileerde ruimte bevinden.

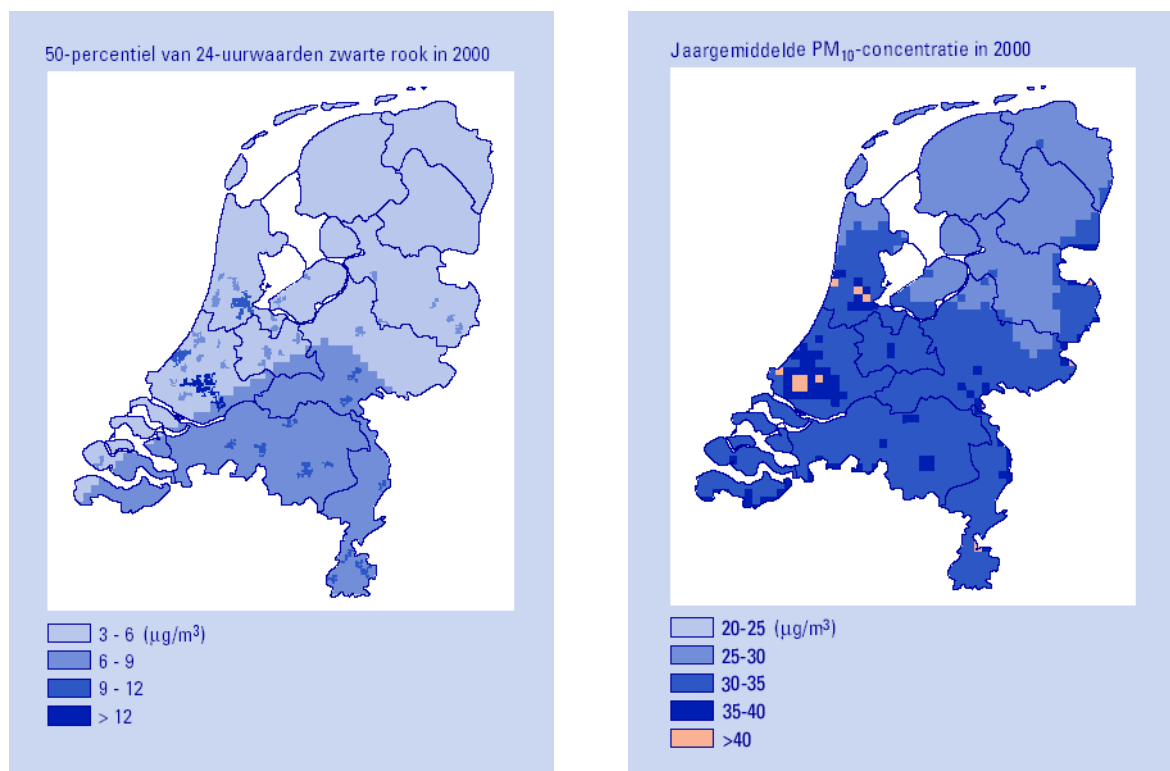
Metingen in de buitenlucht worden in de meeste onderzoeken op slechts één of enkele plaatsen in de stad uitgevoerd. Hierbij wordt er van uitgegaan dat deze gemeten buitenluchtconcentratie voor alle inwoners van deze stad hetzelfde is. Voor verkeersgerelateerde luchtverontreiniging is echter bekend dat de concentratie nabij wegen is verhoogd ten opzichte van de stadsachtergrond (zie ook hiervoor).

### **3.2. Blootstelling van de algemene bevolking aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging**

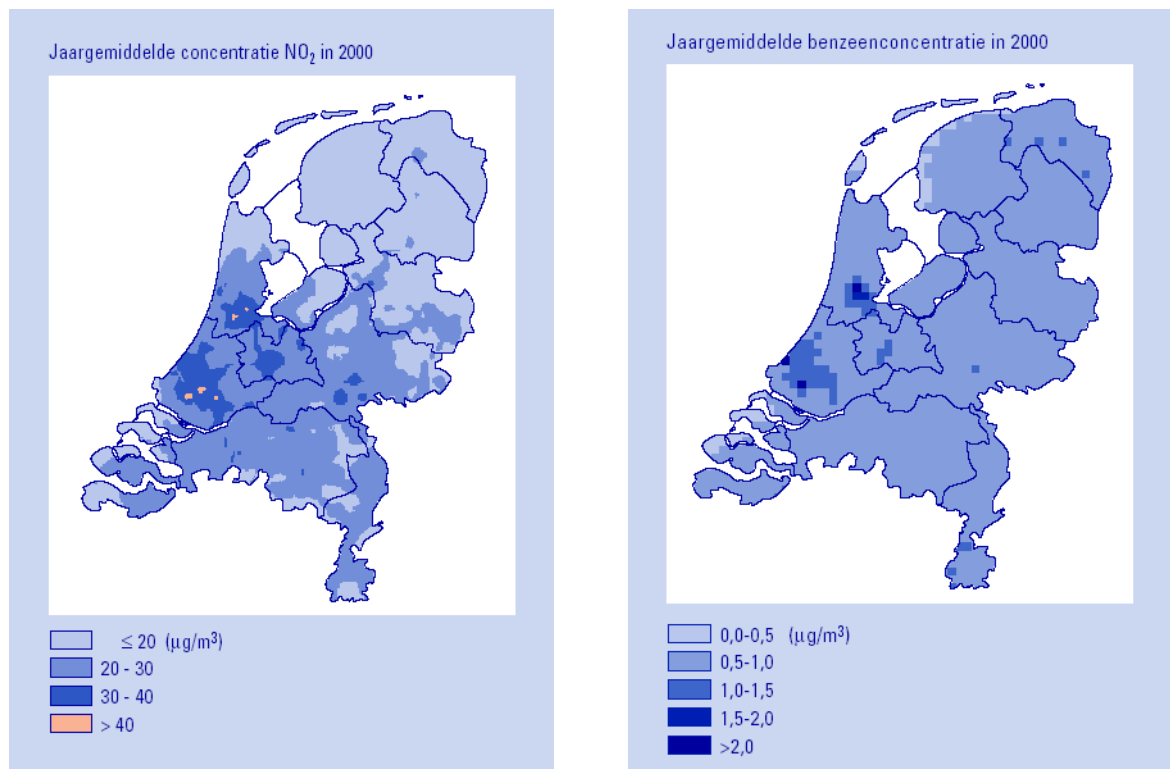
In het landelijk meetnet luchtkwaliteit van het RIVM wordt op een groot aantal plaatsen in Nederland dagelijks de concentratie van verschillende luchtverontreinigende stoffen in de buitenlucht gemeten. In 2000 waren de jaargemiddelde concentraties 31 µg/m<sup>3</sup> voor PM10, 5 µg/m<sup>3</sup> voor zwarte rook, 21 µg/m<sup>3</sup> voor NO<sub>2</sub> en 0.7 µg/m<sup>3</sup> voor benzeen<sup>4</sup>. In hoofdstuk 1 is besproken wat de bijdrage van het verkeer aan deze concentraties is.

De ruimtelijke verdeling van de jaargemiddelde concentraties fijn stof (PM10), zwarte rook, NO<sub>2</sub> en benzeen, staan weergegeven in figuren 3.1 en 3.2. Uit de figuren blijkt dat er binnen Nederland voor sommige stoffen grote regionale verschillen zijn in de jaargemiddelde concentraties: de concentraties zwarte rook en NO<sub>2</sub> zijn duidelijk lager in het noorden dan in het zuiden. In mindere mate geldt dit ook voor PM10. Voor benzeen is deze gradiënt niet aanwezig.

Zoals beschreven in paragraaf 3.1 kunnen concentraties in de buitenlucht niet gelijk worden verondersteld aan populatie exposities. De meeste mensen brengen het grootste deel van de dag (>90%) binnen door, waar de blootstelling anders kan zijn dan in de buitenlucht. In een onderzoek naar de luchtkwaliteit in scholen waren de concentraties PM2.5, zwarte rook en NO<sub>2</sub> in klaslokalen ook duidelijk lager in het noorden van het land dan in het middenwesten. Net als in het landelijk meetnet luchtkwaliteit was er voor benzeen geen verschil<sup>33</sup>.



Figuur 3.1. Ruimtelijke spreiding in concentraties Zwarte Rook ('roet') en  $PM_{10}$  in Nederland<sup>4</sup>



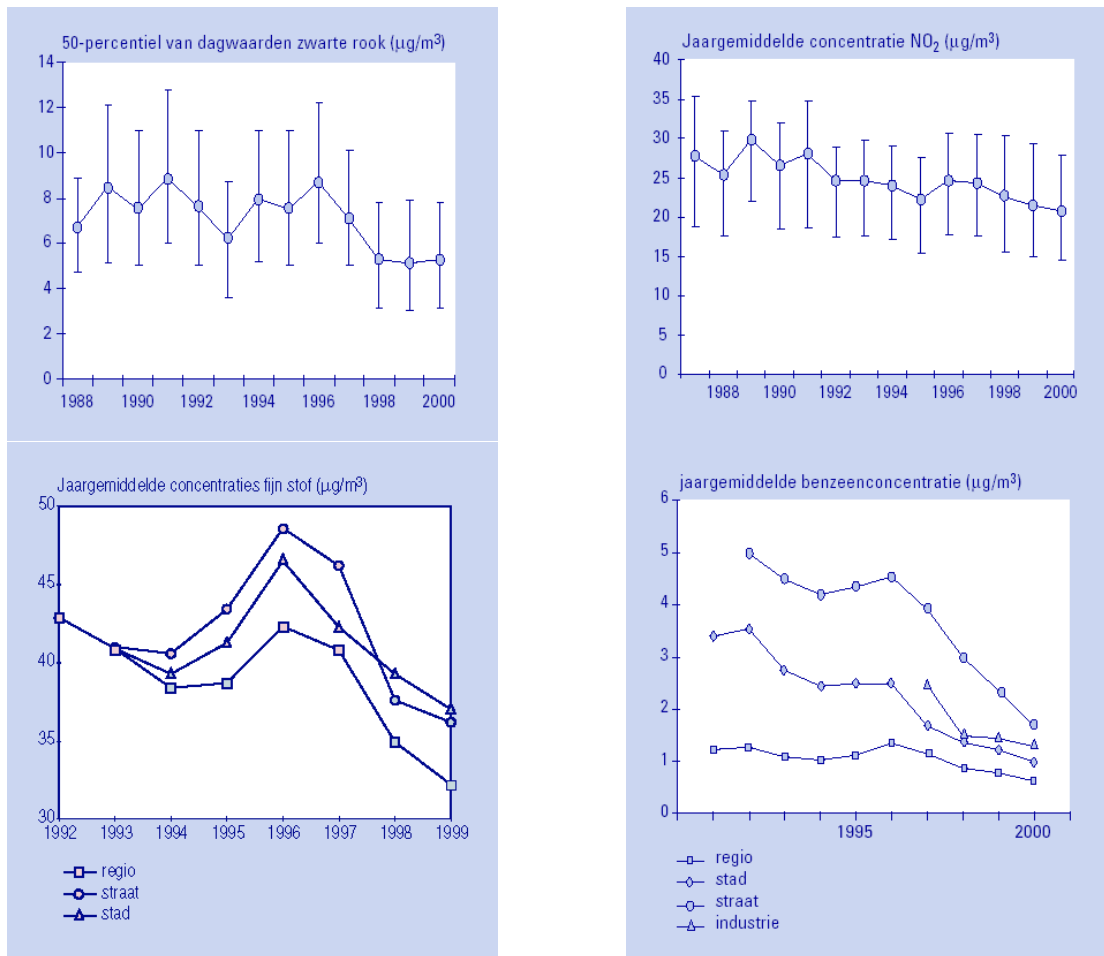
Figuur 3.2. Ruimtelijke spreiding in concentraties  $NO_2$  en benzeen in Nederland<sup>4</sup>

Naast regionale verschillen zijn in figuren 3.1 en 3.2 ook duidelijk hogere concentraties in (grote) steden en de randstad zichtbaar. Dit was te verwachten aangezien zich meer verkeer begeeft in steden dan op het platteland. In het zogeheten ‘wintersmog onderzoek’ waren de PM10 en zwarte rook concentraties in de stad (Rotterdam en Amsterdam) gemiddeld over 3 winters respectievelijk 13% en 19% hoger dan in de minder stedelijke gebieden (Bodegraven/Reeuwijk, Meppel en Nunspeet). NO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub> concentraties waren ongeveer 2 keer hoger in de stad<sup>34</sup>.

In een onderzoek dat in de winter van 1993/1994 tegelijkertijd in 14 Europese landen is uitgevoerd, waren de stad/achtergrond ratio's, samengevat voor alle 14 landen, 1.22, 1.43 en 1.78 voor respectievelijk PM10, zwarte rook en NO<sub>2</sub><sup>35</sup>. In een recent Nederlands onderzoek werd de persoonlijke blootstelling aan NO<sub>2</sub> gemeten van kinderen van 3 scholen in een grote stad (zeer stedelijk; ca 4000 adressen per km<sup>2</sup>), een kleinere stad (matig stedelijk; ca 1500 adressen per km<sup>2</sup>) en een dorp (niet stedelijk; ca 200 adressen per km<sup>2</sup>). Daarnaast werd ook de NO<sub>2</sub> concentratie aan de achtergevel van de woningen gemeten. De persoonlijke blootstelling van kinderen uit de stad was gemiddeld 10 µg/m<sup>3</sup> hoger dan van de kinderen uit het dorp. Voor kinderen uit de kleinere stad was het verschil ongeveer 3 µg/m<sup>3</sup>. De gemiddelde NO<sub>2</sub> concentraties aan de gevel van de woningen lieten vergelijkbare verschillen zien (respectievelijk 11 en 4 µg/m<sup>3</sup>)<sup>32</sup>.

### **3.3. Trends in blootstelling in de tijd**

Door het RIVM worden al sinds 1976 de concentraties zwarte rook en NO<sub>2</sub> gemeten. Benzeen en PM10 worden sinds het begin van de jaren '90 gemeten. De trends in concentraties over de afgelopen 10 tot 15 jaar zijn weergegeven in figuur 3.3. De afgelopen 10 jaar zijn de concentraties NO<sub>2</sub> en zwarte rook met 2, respectievelijk 4% per jaar gedaald. Ook de concentraties fijn stof vertonen over de jaren een lichte daling. Behalve door ontwikkelingen in emissies worden de PM10 concentraties ook door de gemiddelde weersomstandigheden bepaald. Zo hebben de relatief strenge winters van 1996 en 1997 bijgedragen aan hogere jaargemiddelde concentraties. Benzeen laat de grootste daling met de jaren zien, met name op de straatstations: hier is de laatste 4 jaar de concentratie gehalveerd. Deze opvallende daling is vooral het gevolg van de invoering van de geregelde driewegkatalysator, technische verbeteringen van personenwagens en de verlaging van het benzeengehalte in benzine<sup>4</sup>.



*Figuur 3.3. Ontwikkeling van concentraties PM10, Zwarte Rook ('roet'), NO<sub>2</sub> en benzeen in de laatste tien jaar in Nederland<sup>4</sup>*

### 3.4. Blootstelling van verkeersdeelnemers

De blootstelling van verkeersdeelnemers is in een redelijk groot aantal studies onderzocht. Zoals verwacht, is de blootstelling van verkeersdeelnemers in het algemeen hoger dan bij personen die niet aan het verkeer deelnemen.

#### CO

Onderzoek naar de blootstelling van automobilisten stamt al uit de jaren zestig. In de meeste studies werd de blootstelling aan CO gedurende de ochtend- of avondspits gemeten. Uit een samenvatting van 16 studies die tussen 1966 en 1994 in de VS zijn uitgevoerd, bleek dat de CO-concentratie in voertuigen in het algemeen ongeveer 3,5 keer zo hoog was als concentraties in de buitenlucht. Een aantal in Europa uitgevoerde onderzoeken geeft hetzelfde beeld<sup>11</sup>. Zo was in een onderzoek dat in 1990 in Amsterdam is gedaan, de CO-concentratie in een auto ongeveer 4 keer hoger dan op een stadsachtergrond meetpunt<sup>12,13</sup>. De gemeten CO-concentraties in al deze studies varieerden van 3 tot meer dan 100 ppm ('parts per million', delen per miljoen delen lucht). Wel is er een neerwaartse trend in de tijd<sup>11</sup>. In het Amsterdamse onderzoek was de gemiddelde CO-concentratie in een auto 3-7 ppm voor verschillende routes en condities. Alle individuele concentraties waren lager dan 13 ppm. De blootstelling van fietsers die langs dezelfde route reden was altijd lager dan de concentratie in de auto, maar nog steeds 1.5 keer hoger dan de concentratie op een stadsachtergrond meetpunt. De blootstelling van voetgangers was vergelijkbaar met die van de fietsers<sup>12,13</sup>.

### *Benzeen*

Voor *benzeen* worden in verschillende onderzoeken concentraties in auto's gevonden die 5 tot 8 keer hoger zijn dan stadsachtergrond concentraties<sup>12-15</sup>. In het Amsterdamse onderzoek bedroeg de gemiddelde benzeenblootstelling van automobilisten ongeveer 60 µg/m<sup>3</sup>, ten opzichte van 20 µg/m<sup>3</sup> voor fietsers en voetgangers en een achtergrondconcentratie van 12 µg/m<sup>3</sup>. In 2 onderzoeken uit de VS en een onderzoek in Kopenhagen, was de benzeenconcentratie in auto's beduidend lager (12 tot 16 µg/m<sup>3</sup>). Wel was, net als in Amsterdam, de blootstelling van fietsers en voetgangers ongeveer 2 tot 3 keer lager dan die van de automobilisten<sup>14,16,17</sup>.

### *NO<sub>2</sub>*

In verschillende onderzoeken, uitgevoerd in onder andere Amsterdam, Frankfurt am Main (D) en Delft was de *NO<sub>2</sub>* blootstelling van automobilisten ongeveer 1,5 keer hoger dan op een stadsachtergrond meetpunt<sup>13</sup>. In het Amsterdamse onderzoek lag de gemiddelde *NO<sub>2</sub>* concentraties voor alle typen verkeersdeelnemers (automobilisten, fietsers en voetgangers) tussen de 100 en 114 µg/m<sup>3</sup>, ten opzichte van een gemiddelde stadsachtergrond concentratie van 72 µg/m<sup>3</sup>. In een onderzoek onder taxichauffeurs in Parijs werd naast *NO<sub>2</sub>* ook *NO* gemeten. De gemiddelde *NO* concentratie in de taxi was ruim 11 keer hoger dan op het stadsachtergrond meetpunt, ten opzichte van 1,9 keer voor *NO<sub>2</sub>*<sup>18</sup>.

### *Fijn stof*

De blootstelling van verkeersdeelnemers aan *fijn stof* is minder goed onderzocht. In een onderzoek in Londen werd de PM<sub>2.5</sub> blootstelling van fietsers, automobilisten en buspassagiers langs verschillende routes gemeten. De gemiddelde blootstelling van de verschillende verkeersdeelnemers was 2 tot 3 keer hoger dan de concentraties gemeten op een stadsachtergrondlocatie. De blootstelling van fietsers was in het algemeen wat lager dan die van automobilisten en buspassagiers<sup>19</sup>. In een onderzoek in Kopenhagen was de blootstelling aan totaal stof van automobilisten 1,7 keer hoger dan die van fietsers. Een vergelijking met achtergrondconcentraties werd niet gemaakt<sup>17</sup>. In een 4-jarig onderzoek naar de blootstelling van bus en tram passagiers in München, was de concentratie in de bus en tram gemiddeld 2,8 keer hoger dan op het dichtstbijzijnde vaste meetstation<sup>20</sup>. In een onderzoek naar de blootstelling van taxichauffeurs in Parijs werd in plaats van de massa van de deeltjes, de concentratie zwarte rook gemeten. Zwarte rook concentraties in de taxi's waren gemiddeld bijna 4 keer hoger dan op een stadsachtergrondlocatie<sup>18</sup>.

### *Invloed gereden route*

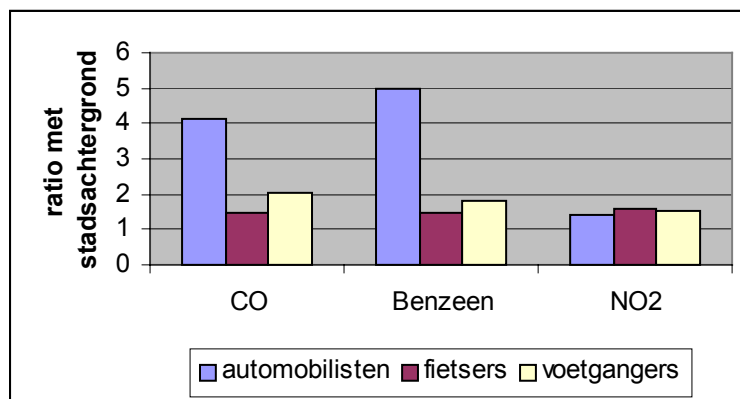
In verschillende onderzoeken is de invloed van de gereden route onderzocht. De blootstelling van verkeersdeelnemers op drukke, binnenstedelijke routes is in het algemeen hoger dan op rustige, rurale routes. Deze verschillen zijn vooral groot voor *CO* en benzeen<sup>12,14,21</sup>. Voor *NO<sub>2</sub>* en *fijn stof* zijn de verschillen minder duidelijk<sup>12,14,19-21</sup>. In het Amsterdamse onderzoek werd een beperkt aantal PM<sub>10</sub> metingen in de buitenlucht gedaan, door een meetwagen die over dezelfde routes reed als de automobilisten en fietsers. Voor PM<sub>10</sub> was er weinig verschil tussen de stedelijke en rurale routes, maar voor zowel PAKs als lood was de concentratie op de drukke binnenstedelijke routes ongeveer 7 keer hoger dan op de rustige rurale route<sup>12</sup>. Er werd geen vergelijking met achtergrondconcentraties gemaakt. In enkele onderzoeken is ook het verschil tussen het rijden over snelwegen ten opzichte van in de stad onderzocht. In een onderzoek in Delft was de blootstelling aan *CO* en benzeen van automobilisten tijdens binnenstedelijke ritten ongeveer 2 keer hoger dan op de snelweg. Voor *NO<sub>2</sub>* was er vrijwel geen verschil<sup>15</sup>. Twee onderzoeken in de VS geven hetzelfde beeld<sup>14,16</sup>.

### *Overige factoren*

Naast de gereden route is ook de rijsnelheid, windsnelheid en temperatuur van belang<sup>8</sup>. Dit is met name voor de gasvormige componenten *CO* en benzeen vastgesteld. Voor *NO<sub>2</sub>* zijn deze factoren van minder belang. Voor al deze factoren geldt dat de blootstelling van automobilisten hoger is bij lagere rijsnelheid (of veel verkeersopstoppen), windsnelheid en temperatuur<sup>13,15</sup>. Ventilatie speelt in het algemeen een veel minder grote rol. De invloed van windsnelheid op de blootstelling is ook voor fietsers aangetoond<sup>12,21</sup>. In het Amsterdamse onderzoek was daarnaast voor fietsers ook de temperatuur en hoeveelheid regen van belang, terwijl er voor automobilisten alleen een verband met temperatuur gevonden werd<sup>12</sup>.

Minder informatie is voorhanden over de invloed op de blootstelling aan stofvormige luchtverontreiniging. In een onderzoek onder fietsers in Southampton (GB) had de windsnelheid weinig invloed op de blootstelling aan fijn stof<sup>21</sup>. In het onderzoek onder Parijse taxichauffeurs werd voor zwarte rook wel een duidelijke lagere blootstelling bij hogere windsnelheid aangetoond<sup>18</sup>. De invloed van rijnsnelheid kan ook de gevonden verschillen tussen het rijden in de binnenstad ten opzichte van buiten de stad of op de snelweg gedeeltelijk verklaren. In het Amsterdamse onderzoek bijvoorbeeld, was de gemiddelde snelheid van de automobilisten 16 km/uur op de binnenstedelijke routes ten opzichte van gemiddeld 43 km/uur buiten de stad<sup>12</sup>.

In figuur 3.4 is de verhouding tussen blootstelling van automobilisten, fietsers en voetgangers weergegeven voor CO, benzeen en NO<sub>2</sub> zoals in het Amsterdamse onderzoek gevonden.



*Figuur 3.4. Ratio tussen de blootstelling van verkeersdeelnemers en stadsachtergrondconcentraties in Amsterdam*

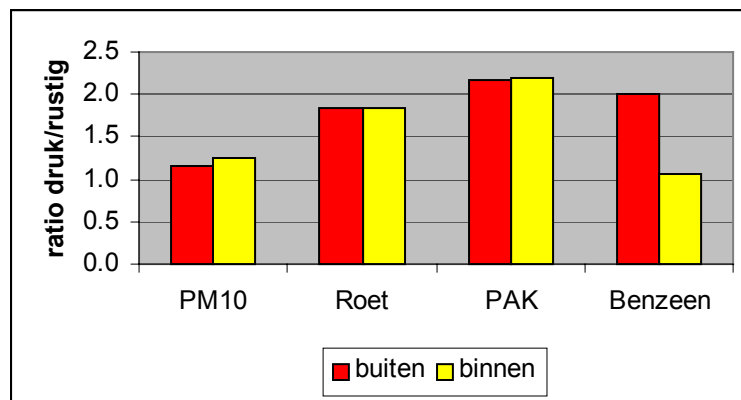
Samenvattend worden verkeersdeelnemers aan duidelijk hogere concentraties verkeersgerelateerde luchtverontreiniging blootgesteld dan personen die niet aan het verkeer deelnemen. Dit is vooral het geval voor de primaire luchtverontreinigende componenten (CO, benzeen, NO en zwarte rook). De blootstelling van automobilisten wordt vooral bepaald door de verkeerscondities (snelheid, wegtype en verkeersdruk), de klimatologische omstandigheden (o.a. windsnelheid en temperatuur) en de auto zelf. Fietsers en voetgangers worden aan gemiddeld lagere concentraties blootgesteld dan automobilisten. Door verdunning nemen de concentraties van de door het wegverkeer geëmitteerde stoffen af naarmate men zich verder van de as van de weg bevindt. Een deel van de verschillen tussen automobilisten en fietsers wordt echter opgeheven door het feit dat fietsers meer lucht inademen. Uit het Amsterdamse onderzoek bijvoorbeeld bleek dat fietsers gemiddeld ruim 2 keer zoveel lucht inademen als automobilisten. De ingeademde hoeveelheid CO en benzeen was daarom nauwelijks hoger voor automobilisten, terwijl de ingeademde hoeveelheid NO<sub>2</sub> juist duidelijk hoger was voor de fietsers<sup>12</sup>.

### 3.5. Blootstelling van mensen die nabij drukke verkeerswegen wonen

Omdat uitstoot van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging per definitie op wegen plaatsvindt, zijn de concentraties nabij drukke wegen hoger dan verder weg. Dit met uitzondering van ozon waarvoor de concentraties vlakbij de weg juist lager zijn omdat het reageert met het NO dat in overmaat aanwezig is in de nabijheid van mobiele bronnen.

In verschillende Nederlandse studies is de blootstelling van mensen die nabij drukke wegen wonen onderzocht. In deze studies was de concentratie fijn stof (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1.0</sub>) in de buitenlucht nauwelijks hoger nabij drukke wegen dan op achtergrondlocaties of minder drukke wegen. De

concentraties zwarte rook (roet), benzeen en PAKs daarentegen waren ongeveer een factor 2 verhoogd nabij drukke wegen<sup>22-25</sup>. Een aantal buitenlandse studies geeft hetzelfde beeld<sup>18,26,27</sup>. In een onderzoek in Amsterdam zijn ook de concentraties in de *binnenlucht* van woningen gemeten, die hetzelfde patroon volgen als de concentraties in de buitenlucht<sup>23</sup>. In figuur 3.5. is dit grafisch weergegeven.



*Figuur 3.5. Ratio tussen de concentraties verkeersgerelateerde luchtverontreiniging in de binnen- en buitenlucht van woningen aan drukke wegen ten opzichte van woningen aan rustige wegen in Amsterdam*

In geen van de genoemde Nederlandse studies is  $\text{NO}_x$  of CO gemeten. Kirby et al (1998) voerde een groot aantal  $\text{NO}_2$  metingen uit gedurende 2 jaar op 80 verschillende locaties in Cambridge, Engeland. De  $\text{NO}_2$  concentraties waren ongeveer 2 keer zo hoog nabij drukke wegen in vergelijking met achtergrondlocaties in de stad, en ook 2 keer hoger in nauwe, hoog bebouwde straten in vergelijking met wegen die dezelfde verkeersintensiteit hadden, maar minder door bebouwing omsloten waren<sup>28</sup>. In een Japanse studie was zowel de buitenluchtconcentratie aan de gevel als de persoonlijke blootstelling aan  $\text{NO}_2$  ongeveer 2 keer hoger bij mensen die binnen 20 meter van een drukke weg woonden dan bij mensen die verder weg woonden. In twee onderzoeken in Düsseldorf (D) en Parijs (F) waren de  $\text{NO}_2$  concentraties nabij drukke wegen ongeveer 1,5 keer hoger dan op achtergrondlocaties. De concentraties NO en CO lieten een aanzienlijk groter contrast zien (factor 3-5 verhoogd)<sup>18,27</sup>.

#### *Studies nabij snelwegen*

Naast onderzoek nabij drukke wegen in de stad zijn er ook een aantal studies nabij snelwegen uitgevoerd. Ook deze studies laten een groter contrast zien voor roet,  $\text{NO}_2$  en benzeen dan voor de deeltjesmassa concentraties<sup>25,29,30</sup>. In een onderzoek in Brisbane, Australië, was de concentratie  $\text{PM}_{2.5}$  bij een matige wind uit de richting van de weg op 15 meter van de weg slechts licht verhoogd, terwijl de deeltjesaantallen een factor 6 afnamen met toenemende afstand tot de weg. Bij een windrichting parallel aan de weg of richting de weg was het contrast minder groot<sup>31</sup>.

In een onderzoek nabij drukke snelwegen in Zuid-Holland waren de  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2.5}$  concentraties vlakbij (15 m) de snelweg nauwelijks hoger dan op grotere afstand (300 m).  $\text{NO}_2$  en zwarte rook daarentegen varieerden een factor 1,5 respectievelijk 2 met de afstand tot de snelweg. De gradiënt met afstand tot de weg was sterker tijdens meetperiodes waarin de wind voor minstens 33% van de tijd van de weg richting de meetopstelling had geblazen<sup>30</sup>.

In een nader onderzoek werden metingen van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging gedaan bij 24 scholen die allemaal binnen 400 meter van een snelweg lagen<sup>29</sup>. In zowel de buitenlucht als in de klaslokalen waren de concentraties roet en  $\text{PM}_{2.5}$  duidelijk hoger naarmate er meer zwaar verkeer over de nabij gelegen snelweg reed, en duidelijk lager naarmate de school verder weg van de snelweg lag. De concentraties  $\text{NO}_2$  namen duidelijk toe naarmate het totale aantal voertuigen op de weg hoger



was. Daarnaast waren de roet- en NO<sub>2</sub> concentraties duidelijk hoger naarmate de wind langer van de weg in de richting van de school geblazen had.

Op 3 van deze 24 scholen werd ook de persoonlijke blootstelling aan NO<sub>2</sub> van de kinderen gemeten. Daarnaast werd de NO<sub>2</sub>-concentratie aan de achtergevels van de woningen bepaald<sup>32</sup>. De persoonlijke blootstelling van kinderen die aan de drukste snelweg (170k voertuigen per dag) woonden en naar school gingen was gemiddeld ruim 8 µg/m<sup>3</sup> hoger dan van kinderen die aan de minst drukke snelweg (45k voertuigen per dag) woonden. Voor kinderen die aan een snelweg met 126k voertuigen per dag woonden, was het verschil 4.5 µg/m<sup>3</sup>. De gemiddelde NO<sub>2</sub> concentraties aan de gevel van de woningen lieten vergelijkbare verschillen zien (10 en 5 µg/m<sup>3</sup>). Bovendien was de persoonlijke blootstelling en gevelconcentratie van kinderen die op korte afstand van de snelweg woonden significant hoger dan van kinderen die verder weg woonden. Dit verschil was echter klein ten opzichte van het verschil tussen de kinderen van de verschillende scholen.

Samenvattend is de blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging van mensen die nabij drukke wegen wonen of anderszins verblijven (werk, school), duidelijk hoger dan bij mensen die niet in de buurt van een drukke weg wonen. Voor de deeltjesmassa concentraties draagt het verkeer meer bij door een verhoging van secundaire componenten die op enige afstand van de weg gevormd worden, dan dat er duidelijke gradiënten met afstand tot de bron zijn. Voor deeltjesaantallen en roet, dat indicatief is voor dieseluitletgasen, zijn er daarentegen wel duidelijke gradiënten. De hoogte van de blootstelling wordt voornamelijk bepaald door de hoeveelheid verkeer die over de weg rijdt, de afstand van het verblijf tot de weg en de tijd dat de wind van de weg in de richting van het verblijf waait.

### **3.6. Bescherming tegen blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging door verblijf binnenshuis c.q. isolatie van woningen, door geluidsschermen e.d.**

De hoeveelheid luchtverontreiniging die van buiten naar binnen doordringt is afhankelijk van de penetratie coëfficiënt, de mate van luchtverversing en de vervalsnelheid. In afwezigheid van bronnen in de binnenlucht zal de concentratie fijn stof in de binnenlucht gemiddeld ongeveer 65% van de concentratie in de buitenlucht zijn. Voor NO<sub>2</sub> is dit ongeveer 40 tot 50%<sup>36</sup>. In een onderzoek naar verkeersgerelateerde luchtverontreiniging in de buiten- en binnenlucht van woningen in Amsterdam, was de fijn stof concentratie in de woonkamer ongeveer 70% van de concentratie op het balkon. Voor roet was dit percentage iets hoger (±75%). De concentraties benzeen waren echter hoger in de binnenlucht dan in de buitenlucht, hetgeen duidt op mogelijke bronnen van benzeen binnenshuis. Er was geen duidelijk verschil tussen woningen die aan een drukke of aan een rustige weg stonden<sup>23</sup>. In een onderzoek naar de NO<sub>2</sub>-blootstelling van kinderen op scholen met een uiteenlopende blootstelling aan verkeer, was de concentratie in de klaslokalen gemiddeld ongeveer 50% van de concentratie op het schoolplein<sup>32</sup>.

De hoeveelheid verkeersgerelateerde luchtverontreiniging die in de woning binnendringt, is hoger naarmate de woning beter is geventileerd. De mate van luchtverversing van een woning is afhankelijk van bouwkenmerken, weersomstandigheden en het (ventilatie-)gedrag van de bewoners<sup>37</sup>. In zeer goed geïsoleerde, kierloze woningen is de luchtverversing laag en zal de hoeveelheid luchtverontreiniging van buiten daarmee ook lager zijn. De keerzijde van de medaille is echter dat in zeer goed geïsoleerde woningen meer ophoping van binnenshuis geproduceerde luchtverontreinigingen plaats heeft en dat er vochtproblemen op kunnen treden. De mate van luchtverversing zal hoger zijn als het buiten harder waait, bij een groter temperatuurverschil tussen de binnen- en buitenlucht en als de ramen langer open staan.

In een onderzoek in Baltimore (VS) was de persoonlijke blootstelling aan fijn stof van buiten in de zomer bijna 2 keer zo hoog voor personen die hun ramen voor meer dan 72% van de tijd open hadden gehad, ten opzichte van personen die hun ramen nauwelijks (<4%) open hadden gehad<sup>38</sup>. In een onderzoek in State College (VS) was de snelheid waarmee de lucht werd ververst in woningen met airconditioning ongeveer 6 keer lager dan van woningen zonder airconditioning. De concentratie

sulfaat, een component in fijn stof waarvoor er vrijwel geen bronnen in de binnenlucht zijn, was bijna 2 keer zo laag in woningen met airconditioning<sup>39</sup>.

#### *Geluidsschermen*

Geluidsschermen bieden in het algemeen weinig bescherming tegen luchtverontreiniging. Als vuistregel kan worden gehanteerd dat obstakels in een windveld tot 10 maal de afstand achter het obstakel een verstoring geven. Dit komt erop neer dat, bij een geluidsscherf van 4 meter hoogte, al op 40 meter afstand de luchtverontreiniging op eenzelfde wijze is verdund als wanneer er geen scherm was geweest. Binnen de zone 10 maal de hoogte achter het geluidsscherf kan de luchtverontreiniging vanwege wervelingen juist op bepaalde plaatsen worden verhoogd. Dit is afhankelijk van windrichting, snelheid en vorm van geluidsscherf. Als het geluidsscherf echter gekromd over de weg zit (zoals bijvoorbeeld in Dordrecht en Zeist) en de wind parallel aan de as van de weg staat, dan wordt de luchtverontreiniging min of meer gekanaliseerd afgevoerd. Aan het eind van het geluidsscherf wordt de geconcentreerde luchtverontreiniging dan echter weer verspreid. Een belangrijk verschil met geluid is, dat de luchtverontreiniging door het geluidsscherf alleen *anders* wordt verspreid, terwijl eenmaal gedempt geluid eenmaal gedempt echt verdwijnt. De (vochtige) blaadjes van struiken of begroeide geluidsschermen kunnen wel bepaalde luchtverontreinigingen absorberen, maar deze invloed is in het algemeen gering.

## 4. Effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging op de gezondheid

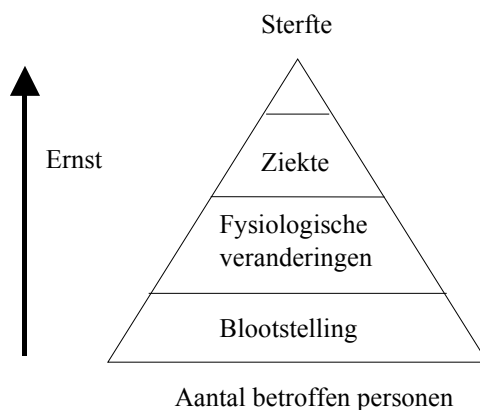
In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op het begrip ‘gezondheid’ en op methodes om effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid te onderzoeken (4.1). Daarna komen effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging aan bod zoals gevonden in onderzoek bij mensen die nabij drukke verkeerswegen *wonen* (4.2), gevolgd door effecten bij mensen die langs drukke verkeerswegen *werken* (4.3). Verder worden de resultaten beschreven van experimenten waarin menselijke vrijwilligers aan verkeersemissies zijn blootgesteld (4.4) en worden per afzonderlijke stof de bekende effecten beschreven (4.5).

### 4.1. Inleiding

In de voorgaande hoofdstukken is uitgelegd wat wordt bedoeld met ‘verkeersgerelateerde luchtverontreiniging’. Ook is vermeld in welke mate mensen daaraan zijn blootgesteld. In dit hoofdstuk staan de effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid centraal. Voor een goed begrip van de vermelde informatie is het zinvol eerst iets te vermelden over ‘gezondheid’ en over methoden om relaties tussen luchtverontreiniging en gezondheid te bepalen.

#### *Gezondheid*

Met gezondheid wordt niet alleen bedoeld op afwezigheid van ziekte, maar ook op welbevinden. In het milieubeleid wordt om die reden bijvoorbeeld ook aandacht besteed aan het terugdringen van geluid- en stankhinder. Vanzelfsprekend zijn sommige effecten (zoals sterfte) ernstiger dan andere. De effecten worden vaak in een piramide weergegeven (zie figuur 4.1), met de meest ernstige effecten bovenaan en blootstelling zonder effecten aan de basis. De piramidevorm geeft aan dat de meest ernstige effecten bij weinig mensen optreden, de minst ernstige bij meer mensen.



Figuur 4.1. Ernst van effecten van luchtverontreiniging

Effecten van luchtverontreiniging verschillen niet alleen naar ernst, maar ook naar aard. Om toch enige vergelijking te kunnen maken tussen ongelijksoortige effecten is een geïntegreerde index ontwikkeld die rekening houdt met verloren levensjaren, met verlies aan kwaliteit van leven en met aantallen aan verontreiniging blootgestelde individuen<sup>40</sup>. Deze index berekent voor verschillende vormen van milieu-aantasting het daarmee samenhangend ‘verlies aan gezonde levensjaren’, waarbij aan allerlei soorten van ongemak, hinder, gebrek of handicap een door deskundigen een zeker gewicht wordt toegekend. Deze gewichten zijn deels op waardeoordelen van de deskundigen gebaseerd. De

uitkomst van een voor Nederland uitgevoerde toepassing van deze methode laat zien dat van alle onderzochte milieufactoren blootstelling aan fijn stof in de lucht tot het grootste verlies aan gezonde levensjaren leidt (zie bijlage 4). Omdat soortgelijke methoden bestaan voor het schatten van het volksgezondheidsbelang van allerlei andere factoren zoals chronische ziekten en het gebruik van tabaksproducten, is ook een vergelijking mogelijk met geheel andere risico's.

#### *Methoden voor het vaststellen van effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid*

Methoden van het vaststellen van effecten van (verkeersgerelateerde) luchtverontreiniging kunnen worden onderscheiden in observationeel en experimenteel. Dit onderscheid komt ongeveer overeen met epidemiologisch en toxicologisch en humaan-klinisch onderzoek. In observationeel onderzoek wordt het effect van luchtverontreiniging op mensen bekeken zonder de omstandigheden experimenteel te beïnvloeden.

De waarde van dit type onderzoek is dat het direct op de werkelijkheid van alledag betrekking heeft. Daar staat tegenover dat door gebrek aan experimentele controle de gevonden verbanden tussen luchtverontreiniging en gezondheid soms verkeerd kunnen worden geschat. Onderschatting is mogelijk wanneer de blootstelling onvoldoende precies wordt gemeten; dit is vaak het geval omdat de blootstelling meestal wordt afgeleid uit metingen die op slechts enkele plaatsen in de buitenlucht worden uitgevoerd. Overschatting is mogelijk wanneer andere factoren die de gezondheid schaden met luchtverontreiniging zijn gecorreleerd, bijvoorbeeld wanneer er in een gebied met veel luchtverontreiniging ook meer wordt gerookt. Uiteraard wordt in het onderzoek zoveel mogelijk voor bekende verstoringen gecorrigeerd, maar soms slagen onderzoekers hier niet of niet volledig in.

In het experimenteel onderzoek worden proefdieren of gekweekte cellen in het laboratorium aan luchtverontreiniging blootgesteld. In een door ethische overwegingen beperkt aantal gevallen is ook experimenteel blootstelling van mensen mogelijk.

De waarde van dit type onderzoek is dat het inzicht geeft in werkingsmechanismen, en in de (in vergelijking met observationeel onderzoek) grotere kracht van de bewijsvoering. Daar staat tegenover dat de betekenis voor de werkelijkheid moet worden geschat door te extrapoleren van proefdier naar mens, van hoge naar lage dosis, van korte naar lange termijn, van individuele component naar mengsel, enzovoort. De onzekerheden die hiermee gepaard gaan, maken het moeilijk de risico's van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging voor de gezondheid op basis van experimenteel onderzoek alléén exact te schatten.

In de praktijk vullen beide vormen van onderzoek elkaar dan ook aan.

In dit rapport ligt de nadruk op het weergeven van resultaten van observationele studies onder mensen, omdat deze meer direct voor de praktijk relevant zijn.

#### **4.2. Effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging zoals gevonden in onderzoek bij mensen die nabij drukke verkeerswegen wonen**

Er zijn wereldwijd enkele tientallen studies uitgevoerd waarin is nagegaan of mensen die nabij drukke verkeerswegen wonen, een slechtere gezondheid hebben dan andere mensen. In Nederland is onderzoek gedaan naar sterfte, luchtwegaandoeningen en allergie.

##### *Sterfte*

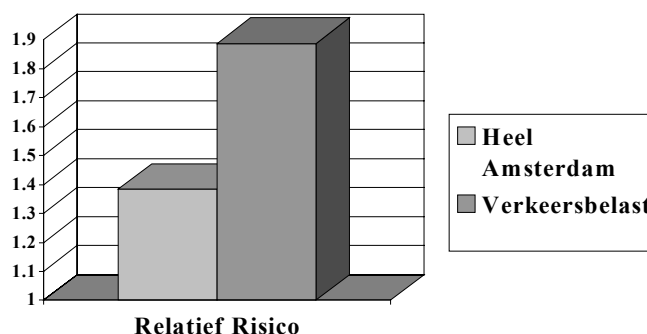
Sinds 1986 wordt in Nederland een onderzoek uitgevoerd naar voeding en kanker. In dat onderzoek worden ongeveer 120.000 mensen gevolgd. Bij het begin van het onderzoek woonden deze mensen verspreid over Nederland. Tot nu toe is de sterfte bekeken in een subgroep van ongeveer 5.000 deelnemers. Er is een model ontwikkeld waarmee de concentratie verkeersgerelateerde luchtverontreiniging (NO<sub>2</sub> en 'roet') voor elk woonadres is geschat<sup>41</sup>. Ongeveer 5% van de deelnemers

woonde op minder dan 100 meter van een snelweg, of minder dan 50 meter van een drukke stadsweg. Voor deze mensen gold dat het risico op sterfte door hartvaatziekten en longaandoeningen ongeveer tweemaal was verhoogd<sup>42</sup>.

Soortgelijk onderzoek is elders nog niet uitgevoerd. Wel zijn er enkele studies in de VS gedaan waarin ook effecten van langdurige blootstelling aan luchtverontreiniging op sterfte zijn gevonden<sup>43-45</sup>. In deze studies was de blootstelling aan (deeltjesvormige) luchtverontreiniging niet hoger dan in Nederland. Naast effecten op sterfte door hartvaatziekten en (niet kwaadaardige) luchtwegaandoeningen is in de Amerikaanse studies ook een effect op sterfte door longkanker gevonden<sup>45,46</sup>. Deze studies richtten zich echter niet specifiek op verkeer als bron van luchtverontreiniging. Een Zweedse studie, waarin mensen met longkanker werden vergeleken met controlepersonen, vond onlangs dat bij de mensen met longkanker de blootstelling aan vooral het verkeersgerelateerde NO<sub>2</sub> was verhoogd<sup>47</sup>.

In Amsterdam is onderzoek gedaan onder mensen die langs het hoofdverkeerswegennet wonen. Gebleken is dat van deze mensen, in vergelijking met de rest van de Amsterdamse bevolking, op dagen met veel luchtverontreiniging een hoger percentage overlijdt<sup>48</sup>. In figuur 4.2 staat het verschil in risico tussen de verkeersbelaste populatie en de gehele Amsterdamse bevolking, uitgedrukt als het relatief risico per 100 µg/m<sup>3</sup> toename in de 'roet' concentratie.

### Risico op sterfte per 100 µg/m<sup>3</sup> 'roet'



*Figuur 4.2. Verschil in risico tussen de verkeersbelaste populatie en de gehele Amsterdamse bevolking, uitgedrukt als het relatief risico per 100 µg/m<sup>3</sup> toename in de 'roet' concentratie<sup>48</sup>.*

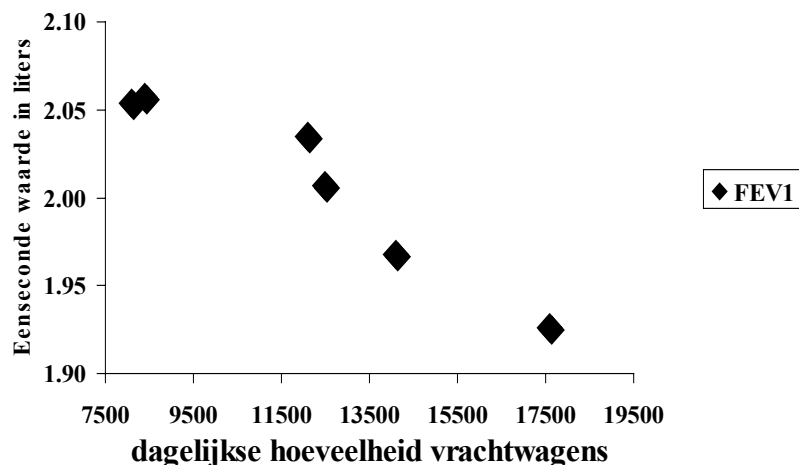
De blootstelling aan met name 'roet' is in de verkeersbelaste populatie twee tot drie keer hoger dan in de Amsterdamse bevolking die niet langs het hoofdverkeerswegennet woont<sup>23,25</sup>. Deze Amsterdamse studie suggereert dat met name de 'roet' component verantwoordelijk is voor de waargenomen verhoogde sterfte. In het buitenland zijn enkele studies gedaan die ook suggereren dat daar waar het verkeer een grote bijdrage levert aan de luchtverontreiniging, het effect van luchtverontreiniging op de dagelijkse sterfte wat groter is<sup>49-51</sup>. Dit betekent overigens niet dat relaties tussen luchtverontreiniging en dagelijkse sterfte *uitsluitend* aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging zijn toe te schrijven: ook andere bronnen zoals kolen- of oliegestookte centrales voor energieopwekking spelen een rol.

#### *Luchtwegaandoeningen en allergie*

Drie Nederlandse studies besteedden aandacht aan het vóórkomen van luchtwegaandoeningen bij personen die nabij drukke verkeerswegen wonen. In Haarlem werden op basis van berekende NO<sub>2</sub>

concentraties straten geselecteerd met veel of weinig verkeer. In de drukke straten bleken méér kinderen met (door de ouders gerapporteerde) luchtwegklachten te wonen dan in de rustige straten<sup>52</sup>. Omdat de ouders zich veelal bewust zullen zijn van de verkeersdrukke in de straat, is het in dergelijk onderzoek moeilijk uit te sluiten dat het gevonden verband geheel of gedeeltelijk berust op zogenaamde ‘over-rapportage’ van klachten door de ouders. In enkele buitenlandse studies is niet alleen de informatie over luchtwegklachten, maar ook die over verkeersdrukke en –samenstelling aan de respondenten gevraagd<sup>53-55</sup>. De kans op vertekening is dan nog wat groter.

In de tweede Nederlandse studie is aan deze methodologische bezwaren tegemoet gekomen door niet alleen te kijken naar gerapporteerde klachten maar ook naar objectief gemeten longfunctie van schoolkinderen. Ook is de blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging daadwerkelijk gemeten bij deelnemende scholen. Verder lag de nadruk in dat onderzoek niet zozeer op het al dan niet wonen nabij een drukke weg, maar op de automatisch getelde verkeerssamenstelling (zwaar en licht verkeer), die bij omwonenden niet of nauwelijks bekend verondersteld mag worden. Dit onderzoek liet een verband tussen met name ‘zwaar’ verkeer en respectievelijk de longfunctie en het vóórkomen van luchtwegsymptomen bij schoolkinderen zien<sup>56-58</sup>. In figuur 4.3 staat het verband tussen de éénseconde waarde (FEV<sub>1</sub>) en het dagelijks aantal vrachtwagens dat passeert op de snelweg nabij de deelnemende school. De FEV<sub>1</sub> is de hoeveelheid lucht die iemand na maximale inademing in één seconde kan uitademen, het is een veel gebruikte maat voor luchtwegvernauwing zoals deze bij astma en andere luchtwegaandoeningen kan voorkomen.



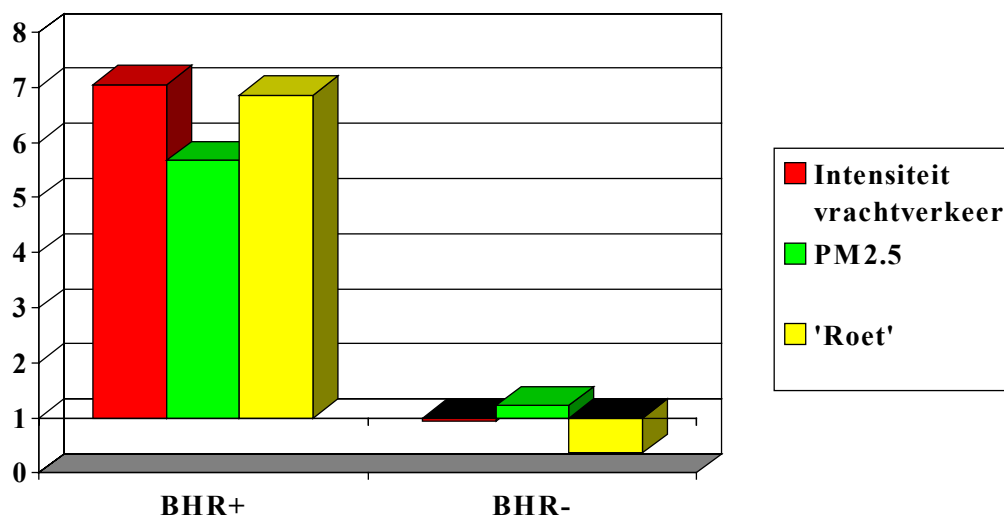
*Figuur 4.3. Vrachtverkeer en longfunctie bij schoolkinderen<sup>56</sup>*

Het hiervoor beschreven ‘snelweg onderzoek’ heeft aanleiding gegeven tot een omvangrijker vervolgstudie waarin 24 scholen werden betrokken die alle op minder dan 400 meter van een snelweg in Nederland lagen. In dit onderzoek werd een uitgebreid meetprogramma naar luchtverontreiniging uitgevoerd<sup>29</sup>. Bij de deelnemende kinderen werden niet alleen luchtwegsymptomen en longfunctie gemeten, maar ook de prikkelbaarheid van de luchtwegen (die bij astmapatiënten is verhoogd). Daarnaast werden allergietesten uitgevoerd. Het tweede onderzoek liet opnieuw een verband zien tussen de intensiteit van het vrachtverkeer en luchtwegklachten. Er was wederom geen verband met de intensiteit van het personenverkeer. Er werd dit keer geen verband gevonden met de longfunctie. Ook bleek de prikkelbaarheid van de luchtwegen niet verhoogd bij kinderen die nabij snelwegen met veel vrachtverkeer wonen. Er waren meer kinderen tegen pollen gesensitiseerd naarmate de blootstelling

aan vrachtverkeer en daarvan afkomstige luchtverontreiniging groter was. Ook bleek dat kinderen met een verhoogde prikkelbaarheid van de luchtwegen méér luchtwegklachten hadden als zij bij snelwegen met veel vrachtverkeer woonden. Ook kinderen met een positieve allergietest hadden meer klachten naarmate de blootstelling aan luchtverontreiniging afkomstig van vrachtverkeer was verhoogd<sup>59</sup>.

In figuur 4.4 is een voorbeeld gegeven van deze interactie tussen luchtwegprikkelbaarheid en luchtwegklachten als gevolg van de uitstoot van het vrachtverkeer. In de figuur is weergegeven hoeveel groter het risico is op astmasymptomen ('piepen op de borst') bij kinderen op de meest blootgestelde school, vergeleken met kinderen op de minst blootgestelde school. Dat is gedaan voor het grootste contrast in aantallen vrachtauto's, in PM2.5 en 'roet'.

De beide Nederlandse 'snelweg studies' zijn bijzonder omdat zij onderscheid maakten tussen licht en zwaar verkeer. Dit gebeurde op basis van automatische tellingen zoals deze sinds een aantal jaren op alle wegvakken van het Nederlands snelwegennet worden uitgevoerd. De tellingen onderscheiden 'licht' van 'zwaar' verkeer op basis van de voertuiglengte (korter of langer dan 5.10 meter). Omdat ten tijde van de uitvoering van deze studies nog maar een klein percentage van de personenauto's voorzien was van een dieselmotor (ca 10%), komt het onderscheid tussen 'licht' en 'zwaar' verkeer goed overeen met een onderscheid tussen 'benzine/gas' en 'diesel'. Hierbij speelt ook dat de uitstoot van dieselroet door vrachtwagens per gereden kilometer aanzienlijk groter is dan die van personenauto's. Enkele buitenlandse vragenlijststudies suggereren ook dat vooral de uitstoot van het vrachtverkeer belangrijk is<sup>53-55</sup> maar in deze studies is, zoals vermeld, de kans op vertekening groter dan in de Nederlandse studies.



*Figuur 4.4. Relatief risico op astma symptomen ('piepen op de borst') in relatie tot intensiteit van het vrachtverkeer, en blootstelling aan fijn stof (PM2.5) en roet, voor kinderen wonend langs snelwegen in Nederland<sup>59</sup>In de figuur worden kinderen met verhoogde prikkelbaarheid van de luchtwegen (BHR+) vergeleken met kinderen zonder verhoogde prikkelbaarheid van de luchtwegen (BHR-). 'BHR' betekent 'Bronchiale Hyper Reactiviteit'*

Soms wordt gesuggereerd dat verkeersgerelateerde luchtverontreiniging leidt tot méér allergie en astma, maar de aanwijzingen hiervoor zijn niet erg sterk. In studies in Zwitserland<sup>60</sup> en Duitsland<sup>61</sup> is gevonden dat er meer kinderen gesensitiseerd zijn tegen pollen naarmate zij meer aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging waren blootgesteld. Dit gold echter niet voor sensibilisatie tegen allergenen van huisstofmijten en huisdieren en ook niet voor het vóórkomen van allergische klachten.

Een beperking van alle genoemde studies naar luchtwegklachten is dat zij zogenaamde ‘dwarsdoorsnede’ studies zijn. Dit zijn studies waarin blootstelling aan luchtverontreiniging en de gezondheidstoestand in hetzelfde korte tijdbestek zijn vastgesteld. Daardoor is het moeilijk te achterhalen hoe de relatie tussen blootstelling en effect zich in de tijd heeft ontwikkeld. Door personen in de tijd te volgen (zoals in de ‘sterfte studie’ gebeurde) kan aan dit bezwaar tegemoet worden gekomen. Dergelijke studies duren echter lang en zijn daardoor lastig uit te voeren en te financieren. In Europees verband vindt sinds een aantal jaren onderzoek plaats naar de ontwikkeling van allergie en astma bij kinderen. In dat onderzoek wordt ook aandacht geschonken aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging<sup>62</sup>. De eerste resultaten van het onderzoek suggereren dat de meest blootgestelde kinderen in de eerste levensjaren meer luchtwegklachten en –infecties ontwikkelen dan de minst blootgestelde kinderen<sup>63,64</sup>. De deelnemende kinderen in Zweden, Duitsland en Nederland worden nu verder gevolgd om na te gaan of zich later in relatie tot de luchtverontreiniging allergie en astma zullen ontwikkelen.

#### *Leukemie en andere vormen van kanker bij kinderen*

Een van de allereerste studies naar effecten van het wonen nabij drukke wegen richtte zich op leukemie bij kinderen<sup>65,66</sup>. Kinderen met leukemie bleken bijna 5 keer vaker nabij wegen met een verkeersintensiteit van meer dan 10.000 per dag te wonen dan kinderen zonder leukemie. Nieuwere studies van dit onderwerp hebben deze bevindingen niet kunnen bevestigen. In Denemarken werd het meest omvangrijke onderzoek uitgevoerd waarin ongeveer 2.000 kinderen met kanker (vnl. leukemie of hersentumoren) werden vergeleken met ongeveer 5.500 controlekinderen. Blootstelling aan luchtverontreiniging werd geschat door alle ruim 18.000 adressen te verzamelen waar de kinderen vanaf het begin van de zwangerschap hadden gewoond<sup>67</sup>. Er was een gedetailleerd model beschikbaar om deze schattingen uit te voeren voor NO<sub>2</sub> en benzeen<sup>68</sup>. Er werd geen verband gevonden tussen blootstelling aan luchtverontreiniging en leukemie of hersentumoren. Ook een meer recent Amerikaans onderzoek onder een veel kleiner aantal leukemiegevallen bij kinderen vond geen verband met verkeersdichtheid<sup>69</sup>.

#### **4.3. Effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging zoals gevonden in onderzoek bij mensen die nabij drukke verkeerswegen werken**

Er is een beperkt aantal studies uitgevoerd bij mensen die nabij drukke verkeerswegen werken. Daarbij moet gedacht worden aan verkeersagenten, wegwerkers, tolbeambten, chauffeurs e.d. Veel van deze studies waren gericht op het vaststellen van een eventueel verhoogde blootstelling aan kankerverwekkende stoffen zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen. In Nederland is dergelijk onderzoek niet uitgevoerd. In Bangkok, waar de luchtverontreiniging ernstiger vormen heeft aangenomen dan in ons land, werd gevonden dat verkeersagenten méér aan genotoxische polycyclische aromatische koolwaterstoffen waren blootgesteld dan controlepersonen<sup>70</sup>. Ook in Kopenhagen (DK), dat qua luchtverontreiniging vergelijkbaar is met Nederlandse steden, werd gevonden dat buschauffeurs méér chromosoomafwijkingen vertoonden dan controlepersonen<sup>71</sup>. Dit werd aan verhoogde blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging toegeschreven.

Leiden dergelijke verhoogde blootstellingen ook tot méér kanker? Een andere, omvangrijke studie uit Denemarken bevestigt dit: beroepschauffeurs, actief in Kopenhagen, blijken méér longkanker te krijgen dan controlepersonen die niet in gelijke mate aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging zijn blootgesteld<sup>72</sup>. Het risico was 1,6 maal groter onder taxichauffeurs, 1,3 maal groter onder bus- en vrachtwagenchauffeurs.



Ook naar andere effecten is onderzoek gedaan; zo bleek, alweer uit onderzoek in Kopenhagen, dat straatvegers in vergelijking met begraafplaatsarbeiders méér luchtwegklachten hadden<sup>73</sup>. Onderzoek uit de Verenigde Staten en Thailand laat zien dat verkeersagenten en tolbeambten in vergelijking met controlepersonen een verlaagde longfunctie hebben<sup>74,75</sup>.

Er lijkt dus geconcludeerd te kunnen worden dat mensen die beroepsmatig aan verhoogde concentraties verkeersgerelateerde luchtverontreiniging zijn blootgesteld, méér longkanker, méér luchtwegsymptomen en een verlaagde longfunctie krijgen. Dit zijn effecten die vergelijkbaar zijn met effecten die ook zijn gevonden in mensen die door het wonen nabij drukke wegen een verhoogde blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging hebben.

#### **4.4. Effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging zoals gevonden in onderzoek bij experimenteel blootgestelde proefpersonen**

In enkele studies zijn menselijke vrijwilligers blootgesteld aan uitlaatgassen. Zo ontwierpen Rudell e.a. een systeem om mensen aan dieseluitlaatgassen bloot te stellen<sup>76,77</sup>. Bij relatief hoge concentraties (gemeten als enkele honderden  $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$  en ca 1.000.000 – 2.000.000 ultrafijne stofdeeltjes per  $\text{m}^3$ ) zijn effecten op de luchtwegweerstand gevonden, evenals ontstekingsreacties in de luchtwegen<sup>78</sup>. Latere experimenten lieten zien dat ook bij lagere concentraties (100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  gemeten als PM10) ontstekingsreacties in de luchtwegen werden waargenomen<sup>79</sup>. Deze concentratie is hoog ten opzichte van de bijdrage die het verkeer ook nabij drukke wegen aan de stofconcentratie in de lucht kan leveren; deze ligt maximaal op ongeveer 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Daar staat tegenover dat in de beschreven experimenten mensen niet langer dan één of twee uur werden blootgesteld, terwijl mensen nabij drukke verkeerswegen vrijwel de gehele dag aan verhoogde concentraties luchtverontreiniging kunnen zijn blootgesteld. Ook werd een toename van de prikkelbaarheid van de luchtwegen waargenomen bij astma patiënten<sup>80</sup>. Een overzicht van deze literatuur is onlangs verschenen<sup>81</sup>.

Naast deze laboratoriumexperimenten is ook onderzoek uitgevoerd waarbij astmapatiënten gedurende een half uur in een verkeerstunnel in Stockholm aan aldaar voorkomende uitlaatgassen van het verkeer werden blootgesteld. Na deze blootstelling bleken zij sterker op stoffen waarvoor zij allergisch zijn te reageren dan ervoor<sup>82</sup>.

Deze voorbeelden laten zien dat ook door het uitvoeren van experimenteel onderzoek bij mensen inzicht kan worden verkregen in effecten van blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging.

#### **4.5. Effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging – informatie per afzonderlijke component**

Naast de ‘situatiegerichte studies’ die in 4.2 tot 4.4 zijn besproken, is er veel informatie over de effecten van afzonderlijke componenten van het luchtverontreinigingsmengsel op de gezondheid. Deze informatie wordt hierna kort samengevat, waarbij met name wordt verwezen naar recente reviews van de Wereld Gezondheids Organisatie (WHO), de Amerikaanse Environmental Protection Agency (EPA) en andere organisaties.

Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging bestaat, zoals eerder vermeld, uit ondermeer CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, VOC (waaronder benzeen) en stofdeeltjes die op zich weer allerlei componenten kunnen bevatten, zoals roet en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs). In dit rapport ligt de nadruk op NO<sub>2</sub>, benzeen en stofdeeltjes (inclusief PAKs), omdat dit de verontreinigingen zijn die het meest te maken hebben met effecten op de gezondheid van mensen die in de nabijheid van drukke verkeerswegen wonen. Op zich is ook ozon een stof die effecten op de gezondheid heeft, maar omdat

ozon een component is die via grootschalige fotochemische processen in de atmosfeer wordt gevormd, is de blootstelling eraan niet afhankelijk van het wonen nabij drukke verkeerswegen.

#### *Stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>)*

Stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>) is een roodbruin gas met sterke oxiderende eigenschappen. In stedelijke gebieden is de bijdrage van menselijke bronnen veel groter dan die van natuurlijke bronnen. NO<sub>2</sub> wordt meest gevormd uit stikstofmonoxide (NO) door reactie in de atmosfeer onder invloed van ozon en andere oxiderende verbindingen.

Vanwege de oxiderende eigenschappen oefent NO<sub>2</sub> zijn effecten meest lokaal in de luchtwegen en longen uit. Bij hoge concentraties neemt het antioxidant metabolisme toe en kunnen veranderingen in lipiden optreden. Blootstelling gedurende langere tijd aan hoge concentraties kan tot emfyseem leiden. In experimenten met mensen zijn veranderingen van longfunctie en bronchiale reactiviteit waargenomen bij blootstelling aan ca 560 µg/m<sup>3</sup>. Experimentele studies hebben verder laten zien dat na blootstelling aan relatief lage concentraties NO<sub>2</sub> (enkele honderden µg/m<sup>3</sup>) de reactie van gevoelige proefpersonen op allergenen is versterkt<sup>83-85</sup>.

Dergelijke interacties zijn van belang omdat deze in de werkelijkheid ook veelvuldig kunnen voorkomen. Nadat duidelijk werd dat verbrandingstoestellen zonder afvoer binnenshuis tot hoge NO<sub>2</sub> concentraties kunnen leiden, zijn er diverse studies verricht naar de mogelijk effecten op de gezondheid van NO<sub>2</sub> binnenshuis. Een samenvatting van de uitgevoerde studies suggereerde dat het gebruik van afvoerloze gaskooktoestellen (overeenkomend met een verschil in binnenlucht concentratie van 28 µg/m<sup>3</sup>) geassocieerd is met een toename van luchtwegaandoeningen bij schoolkinderen met 20%<sup>86</sup>. Bij heel jonge kinderen zijn dergelijke effecten niet gevonden<sup>87,88</sup>, waarschijnlijk omdat deze weinig of geen tijd in de keukens doorbrengen.

NO<sub>2</sub> in de buitenlucht is geassocieerd met diverse negatieve effecten op de gezondheid, maar omdat NO<sub>2</sub> in de buitenlucht altijd deel is van een complex mengsel is het in het algemeen niet mogelijk de waargenomen effecten uitsluitend aan NO<sub>2</sub> toe te schrijven. Dit geldt bijvoorbeeld voor de associaties die in de zogeheten APHEA studie zijn gevonden, tussen NO<sub>2</sub> in de buitenlucht en dagelijkse sterfte<sup>89</sup>. Zoals eerder vermeld bleek in het vervolg van de APHEA studie het verband tussen fijn stof in de lucht en sterfte sterker naarmate de concentratie NO<sub>2</sub> was verhoogd; een aanwijzing dat verkeersgerelateerde luchtverontreiniging bijdraagt aan het verband tussen fijn stof en sterfte<sup>51</sup>. Een Zwitserse studie liet zien dat verschillen in buitenlucht concentraties van NO<sub>2</sub> binnen en tussen steden waren geassocieerd met verschillen in de longfunctie van volwassenen<sup>90</sup>. Enkele andere studies uit Zwitserland en Oostenrijk lieten significante associaties zien tussen verkeersgerelateerde luchtverontreiniging gerepresenteerd door NO<sub>2</sub> en luchtwegsymptomen van kinderen<sup>91,92</sup>.

Normen en advieswaarden voor NO<sub>2</sub> staan vermeld in bijlagen 2 en 3. De WHO is op dit moment bezig de advieswaarde voor NO<sub>2</sub> opnieuw te bezien. Resultaat wordt in het begin van 2003 verwacht.

#### *Fijn stof*

Er is de laatste jaren veel aandacht geweest voor fijn stof, omdat er vele studies zijn gepubliceerd die suggereren dat fijn stof bij heel lage concentraties al effecten op sterfte en ziekte heeft, zowel na kortdurende als langdurende blootstelling. Fijn stof is een verzamelterm voor aërosolen die zeer complex kunnen zijn wat betreft deeltjesgrootte en samenstelling. In het verleden werd veelal de 'zwarte stof' van het stof gemeten als maat voor roet dat afkomstig is van het stoken van kolen en zware stookolie. Tegenwoordig is 'zwarte rook' meer een maat voor dieselloot. De nadruk is de laatste jaren meer komen te liggen op stofdeeltjes met een diameter van minder dan 10 of 2,5 µm (PM10 respectievelijk PM2.5). PM10 ('inhaleerbaar stof') betreft stofdeeltjes die bij inademing kunnen doordringen tot in de luchtwegen en longen; PM2.5 ('respirabel stof') dringt tot in de diepere luchtwegen en longen door.

In de atmosfeer is er een nogal groot verschil in samenstelling tussen PM<sub>2.5</sub> (vooral deeltjes afkomstig van verbranding en reacties van verbrandingsproducten in de atmosfeer zoals roetdeeltjes, sulfaten en nitraten) en deeltjes met een diameter tussen 2,5 en 10 µm die vooral bestaan uit bodemmateriaal dat door wind, mechanische processen etc. in de lucht is gekomen en waarin veel silica e.d. voorkomt.

Zoals vermeld zijn in veel recente studies associaties gevonden tussen dagelijkse variaties in PM<sub>10</sub> en PM<sub>2.5</sub> enerzijds en dagelijkse variaties in respiratoire en cardiovasculaire sterfte en ziekenhuisopnamen anderzijds. Ook zijn er effecten gevonden op longfunctie, medicijngebruik en luchtwegsymptomen. Een beperkt aantal cohortstudies heeft bovendien gesuggereerd dat blootstelling gedurende vele jaren aan relatief lage concentraties ‘fijn stof’ leidt tot vervroegde sterfte, waarbij het verschil in levensduurverwachting bij voor ons land realistische contrasten in blootstelling circa 1 jaar zou kunnen bedragen<sup>93</sup>. De WHO heeft op grond van de recente evidentie geen advieswaarde kunnen voorstellen waaronder geen enkel effect op de gezondheid meer wordt verwacht<sup>94</sup>.

Sinds enkele jaren is er ook veel aandacht voor de zogenaamde ‘ultrafijne’ stofdeeltjes: stofdeeltjes met een diameter van minder dan 100 nm (0,1 µm) die nabij drukke verkeerswegen in aantallen van meer dan 100.000 per cm<sup>3</sup> kunnen voorkomen. Deze ultrafijne stofdeeltjes zouden de bloedklontering kunnen beïnvloeden, hetgeen mogelijk een verklaring zou kunnen vormen voor het feit dat er niet alleen associaties tussen PM en respiratoire, maar ook tussen PM en cardiovasculaire mortaliteit en morbiditeit worden gevonden<sup>95</sup>. Een studie in Duitsland vond inderdaad dat gedurende een luchtverontreinigingsepisode in 1985 een hogere ‘coaguleerbaarheid’ van het bloed werd gevonden dan in periodes met minder luchtverontreiniging<sup>96</sup>. Panelstudies suggereren ook een effect van ultrafijne stofdeeltjes op het respiratoire systeem alhoewel de consistentie van deze bevindingen nog niet groot is<sup>97-100</sup>. Dergelijke bevindingen zijn interessant omdat het verkeer een intensieve bron van ultrafijne stofdeeltjes is, wat nabij drukke verkeerswegen kan leiden tot concentraties van meer dan 100.000 ultrafijne stofdeeltjes per m<sup>3</sup>.

PAKs maken deel uit van ‘fijn stof’. Er komen allerlei verschillende PAKs in de lucht voor, waarbij benzo(a)pyreen meestal wordt gezien als een van de meest kankerverwekkende. Gezondheidsevaluaties en normering richten zich dan ook meestal op benzo(a)pyreen. De meeste kennis over kankerverwekkendheid van PAKs voor mensen is afkomstig uit studies onder aan PAKs blootgestelde werknemers in bijvoorbeeld cokesfabrieken. Extrapolatie naar de (relatief) lage concentraties in de buitenlucht is nodig om de bij werknemers gevonden risico’s te vertalen naar risico’s voor mensen die aan PAKs in de buitenlucht zijn blootgesteld. De WHO schatte het risico op het ontwikkelen van longkanker, na levenslange blootstelling aan 1 ng benzo(a)pyreen per m<sup>3</sup>, op 1 per 10.000<sup>94</sup>. In een EU ‘position paper’ uit het jaar 2001 wordt deze schatting overgenomen ([http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp\\_pah.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp_pah.pdf)). Een recent, gedetailleerd review komt tot dezelfde conclusie<sup>101</sup>.

Normen en advieswaarden voor fijn stof staan vermeld in bijlagen 2 en 3. De WHO is op dit moment bezig de advieswaarde voor fijn stof opnieuw te bezien. Resultaat wordt in het begin van 2003 verwacht.

### *Benzeen*

Benzeen is een kankerverwekkende stof die kan leiden tot het ontstaan van leukemie. Dit is gebleken uit onderzoek onder werknemers die aan hoge concentraties benzeen zijn blootgesteld. Extrapolatie vanuit deze studies bracht de WHO tot een schatting van het leukemierisico na levenslange blootstelling aan 1 µg/m<sup>3</sup> benzeen: 6 per 1.000.000. Dit komt overeen met een blootstelling van 17 µg/m<sup>3</sup> bij een risico van 1 per 10.000<sup>94</sup>. De EU bracht in 1998 een ‘position paper’ uit waarin het risico van levenslange blootstelling aan 1 µg/m<sup>3</sup> benzeen werd geschat op 5 per 100.000.000 tot 6 per 1.000.000 (het WHO getal). Omdat het hier om heel kleine risico’s gaat, is het onmogelijk om in populatiestudies vast te stellen hoe nauwkeurig deze extrapolaties zijn<sup>102</sup>.

### *Ozon*

Ozon is een zeer reactieve stof die in de atmosfeer wordt gevormd onder invloed van zonlicht en hoge temperatuur. Belangrijk hierbij is aanwezigheid van NO<sub>2</sub> en koolwaterstoffen, die beide (onder andere) door het gemotoriseerd verkeer worden uitgestoten. Omdat ozon in de atmosfeer wordt gevormd, is de concentratie niet zelden het hoogst op enige afstand van gebieden met de meeste uitstoot van stikstofdioxide en koolwaterstoffen. Juist vanwege de grote reactiviteit is de concentratie van ozon nabij drukke verkeerswegen vaak wat lager dan op enige afstand: er zijn dicht bij de weg sterk verhoogde concentraties van met name NO waarmee het ozon wegreageert.

Effecten van ozon op de gezondheid zijn gevonden in experimenten met menselijke vrijwilligers, en in epidemiologische studies. Waargenomen effecten zijn ontstekingsreacties in de luchtwegen, voorbijgaande vermindering van longfunctie, toename van ziekenhuisopname wegens ademhalingsklachten en toename van de dagelijkse sterfte<sup>103</sup>. Deze effecten treden op zonder duidelijke drempel waaronder geen nadelige effecten meer worden waargenomen<sup>104</sup>.

Normen en advieswaarden voor ozon staan vermeld in bijlagen 2 en 3. De WHO is op dit moment bezig de advieswaarde voor ozon opnieuw te bezien. Resultaat wordt in het begin van 2003 verwacht.

## 5. Veel Gestelde Vragen

Allerlei vragen komen regelmatig op in de discussie over verkeersgerelateerde luchtverontreiniging. De offerteaanvraag van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat bevat een serie van deze vragen waarvan een aantal in dit hoofdstuk wordt besproken.

*Welke van de in de lucht aanwezige stoffen kunnen een direct schadelijk effect hebben op de gezondheid?*

Van de in dit rapport behandelde stoffen is met name van ozon en fijn stof een direct schadelijk effect op de gezondheid aangetoond in de concentraties waarin deze stoffen in de lucht voorkomen (hoofdstukken 1, 2 en 4).

*Bij welke dosis en blootstellingstijd zijn deze risicostoffen schadelijk?*

Voor deze stoffen is geen drempel gevonden waar beneden deze stoffen niet schadelijk zijn. Frequentie en ernst van schadelijke effecten zijn uiteraard wel kleiner naarmate de concentraties lager worden (hoofdstuk 4).

*Is een piekbelasting schadelijker dan langdurige blootstelling aan een lagere achtergrondconcentratie?*

Voor de genoemde stoffen is hier geen aanwijzing voor. Het alleen maar beperken van piekconcentraties is dan ook niet verstandig, beter is het het algehele niveau van verontreiniging te verlagen (hoofdstuk 4).

*Wat is de meest schadelijke component van 'fijn stof'?*

Helaas is dit nog onvoldoende bekend. Sommige metalen zoals ijzer en zink staan onder verdenking, maar dat geldt ook voor reactieve koolwaterstoffen zoals deze zich aan koolstofkernen kunnen hechten. Het is niet goed mogelijk het bestrijdingsbeleid te richten op slechts één of enkele onderdelen van het fijn stof (hoofdstuk 4).

*Hoe zit het met onzekerheid in dosiseffect relaties?*

Onzekerheid is nooit afwezig in de wetenschap; kennis is altijd voorlopig. Dat ozon en fijn stof schadelijke effecten hebben op de gezondheid in concentraties zoals deze in ons land vóórkomen, is vrijwel zeker. Minder zekerheid is er over het al dan niet bestaan van een drempel; over de vorm van de dosisrespons relaties (lineair of niet-lineair) en over de steilheid van de dosisrespons relaties. Onzekerheid geeft altijd aanleiding tot discussie: wanneer is de zekerheid groot genoeg om over te gaan tot het nemen van vaak kostbare maatregelen? Is het belang van de volksgezondheid niet zo groot dat ook als we nog niet alles weten, uit voorzorg maatregelen moeten worden genomen? Niet zelden mengen belangengroepen zich in de discussie, soms door eigen interpretaties van de wetenschappelijke literatuur te publiceren<sup>105</sup>. Het Amerikaanse Health Effects Institute, dat wordt gesponsord door de automobiellindustrie en door de Environmental Protection Agency, heeft enkele sleutelstudies opnieuw laten analyseren door onafhankelijke deskundigen met als doel de onzekerheid te verkleinen<sup>106-108</sup>. Hiermee is bereikt dat de discussie naar een meer objectief niveau is getild<sup>109</sup>. Zodra nieuwe onzekerheden zich voordoen, laait de discussie echter onvermijdelijk weer op: zie <http://www.healtheffects.org/Pubs/NMMAAPSletter.pdf> en daarop gevolgde commentaren<sup>110</sup> (hoofdstuk 4).

*Welke gezondheidseffecten kunnen worden verwacht?*

Het gaat om effecten op sterfte (meer sterfte op dagen met meer luchtverontreiniging; meer sterfte in groepen met een hogere blootstelling gemiddeld over lange tijd), om effecten op ziekenhuisopname (meer opnames op dagen met meer luchtverontreiniging) en om effecten op de ziektelast door luchtwegaandoeningen en hartvaataandoeningen (hoofdstuk 4).

*Hoe groot is de totale gezondheidsschade door verkeersgerelateerde luchtverontreiniging in ons land?*

Deze schade wordt gedomineerd door effecten van lange termijn gemiddelde luchtverontreiniging op sterfte. Het gaat daarbij naar schatting om een aantal duizenden sterfgevallen per jaar. De daarbij

gemaakte aannames zijn dat de resultaten van de in de VS uitgevoerde studies naar deeltjesvormige luchtverontreiniging en sterfte ook in Nederland geldig zijn en dat de helft van de blootstelling aan deeltjesvormige luchtverontreiniging direct of indirect van het verkeer afkomstig is. Deze aannames zijn ook gebruikt in een analyse van het effect van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging op sterfte in Zwitserland, Oostenrijk en Frankrijk<sup>111</sup>. Voor deze drie landen kwam de schatting erop neer dat jaarlijks ongeveer 40.000 sterfgevallen aan deeltjesvormige luchtverontreiniging kunnen worden toegeschreven. Aannemend dat de concentratie luchtverontreiniging in ons land niet sterk afwijkt van die in de genoemde landen, kan voor ons land een aantal van ongeveer 8.000 sterfgevallen per jaar worden berekend. Een eerdere schatting komt zelfs uit op ruim 15.000<sup>40</sup>. Het verschil vloeit ondermeer voort uit een verschil in deeltjesconcentratie tussen Nederland en de andere drie landen (hoger in Nederland). Wanneer de helft van de sterfgevallen toe te schrijven zou zijn aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging, komt het getal op 4.000 respectievelijk ongeveer 7.500 (van de ongeveer 140.000 sterfgevallen die jaarlijks in ons land optreden) (hoofdstuk 4).

#### *Hoe verhoudt deze sterfte zich tot sterfte en letsel door verkeersongevallen?*

De sterfte door verkeersongevallen is in ons land de laatste decennia sterk gedaald tot circa 1.000 per jaar. Omdat dit niet zelden jonge mensen betreft, gaat het echter om relatief veel verloren levensjaren. Schadelijke effecten door verkeersgerelateerde luchtverontreiniging hebben ongeveer dezelfde orde grootte als schadelijke effecten van verkeer door verkeersdoden en –letsel <sup>40</sup> (hoofdstuk 4).

#### *Hoe worden gezondheidseffecten vastgesteld?*

Effecten op de gezondheid worden vastgesteld in epidemiologisch onderzoek bij groepen mensen die meer of minder zijn blootgesteld met elkaar te vergelijken; door onderzoek waarin proefpersonen experimenteel aan verkeersemissies worden blootgesteld; en door toxicologisch onderzoek waarin proefdieren of celkweken aan verontreinigingen worden blootgesteld (hoofdstuk 4).

#### *Hoe betrouwbaar zijn deze methodes?*

De kracht van het onderzoek bij mensen is dat het direct toepasbaar is voor het opstellen van normen en grenswaarden. De zwakte is dat de bewijsvoering moeilijker is omdat niet alle storende factoren kunnen worden uitgesloten; en dat onderzoek bij proefpersonen maar zeer beperkt mogelijk is. De kracht van het toxicologisch onderzoek is dat werkingsmechanismen goed kunnen worden onderzocht en dat goede experimentele controle mogelijk is over de proefomstandigheden. De zwakte is dat altijd extrapolatie nodig is van proefdier of celweek naar mens, van hoge naar lage doses, en van enkel- of eenvoudige blootstellingen naar complexe mengsels (hoofdstuk 4).

#### *Voor welke risicostoffen zijn grenswaarden c.q. normen opgesteld? Op welke uitgangspunten zijn deze gebaseerd?*

Er zijn normen (etc.) voor fijn stof, ozon, NO<sub>2</sub>, PAKs, benzeen, lood, koolmonoxide. Voor details zie bijlagen 2 en 3. Uitgangspunt is steeds het zoveel mogelijk voorkómen van schade aan de gezondheid. Zoals vermeld is absolute veiligheid vaak niet te garanderen. Ook is de wetenschappelijke basis van verschillende normen vaak uiteenlopend. Daarom kan een norm niet goed worden geïnterpreteerd zonder enig inzicht in de achterliggende wetenschappelijke basis en beleidsmatige overwegingen (hoofdstuk 4).

#### *Wat is het beschermingsniveau van grenswaarden?*

Een voor elke grenswaarde geldig antwoord is er niet. Er wordt onderscheid gemaakt tussen gezondheidkundige advieswaarden die uitsluitend op gezondheidsoverwegingen zijn gebaseerd, en grenswaarden of normen waarin ook maatschappelijke overwegingen zijn verwerkt. Het beschermingsniveau van een grenswaarde kan sterk afhangen van dit laatste type overwegingen zoals technische haalbaarheid en kosten van maatregelen die genomen zouden moeten worden om blootstelling te reduceren. Ook voor advieswaarden geldt echter dat het beschermingsniveau sterk kan verschillen van stof tot stof. Bij advieswaarden voor kankerverwekkende stoffen wordt bijvoorbeeld vaak uitgegaan van een risico dat maximaal niet hoger dan 1 per 100.000 of 1 per 1.000.000 mag zijn. Dit leidt dan tot advieswaarden die veel lager liggen dan de blootstelling waarbij in de praktijk effecten zijn waargenomen. Bij niet-kankerverwekkende stoffen liggen de advieswaarden juist vaak

dicht bij of op het niveau waarbij effecten bij mensen zijn waargenomen. Het is dan ook altijd noodzakelijk kennis te nemen van de wetenschappelijke achtergrond van een advies- of grenswaarde, wil men een uitspraak over het beschermingsniveau kunnen doen (hoofdstuk 4).

*Wat is het gevolg van overschrijding?*

Het gevolg van overschrijding van grenswaarden is dat effecten in frequentie en ernst toenemen, of meer waarschijnlijk worden. Concreet geldt dat voor ozon en 'fijn stof' de bestaande advies- en grenswaarden in feite geen bescherming bieden: ook bij blootstelling lager dan de in bijlage 2 en 3 genoemde waarden zijn nadelige effecten op de gezondheid waarneembaar. Voor NO<sub>2</sub> is de huidige WHO advieswaarde gebaseerd op een mengeling van studies naar NO<sub>2</sub> in binnen- en buitenlucht. Omdat de bronnen geheel verschillend zijn (afvoerloze verbrandingstoestellen in de binnenlucht, meest verkeer in de buitenlucht) zijn de studies moeilijk vergelijkbaar. NO<sub>2</sub> is in beide gevallen vermoedelijk meer een 'representant' van een mengsel dan de voornaamste schadelijke ingrediënt. Bij de interpretatie van overschrijding van grens- en advieswaarden voor NO<sub>2</sub> moet dit steeds worden meegenomen. Voor benzeen en PAKs geldt dat de advieswaarden zijn gebaseerd op geschatte risico's op kanker in de orde van 1 per 10.000 tot 1 per 1.000.000. Vanwege de onzekerheden in de extrapolaties is het bij deze stoffen in feite onduidelijk hoeveel bescherming de grenswaarden bieden (hoofdstuk 4).

*Zijn er verschillende normen voor woningen, scholen, kantoren?*

Nee. Er zijn wel verschillende normen voor werknemers in voor de algemene bevolking. Meestal liggen de normen voor werknemers hoger. Dit heeft te maken met blootstellingduur (40 uur per week of onbeperkt), met belastbaarheid (gezonde volwassenen worden geacht meer belastbaar te zijn dan de bevolking als geheel, waaronder ook zieken, bejaarden en kinderen); en met vrijwilligheid (blootstelling in arbeid is tot op zekere hoogte 'vermijdbaar' door het kiezen van ander werk; blootstelling in het algemene milieu is veel minder vermijdbaar) (hoofdstuk 4).

*Maakt het uit dat veel mensen een deel van hun tijd buiten de eigen woning doorbrengen (bijv. schoolgaande kinderen, werknemers)?*

Gemiddeld brengt de Nederlander ongeveer 70% van de tijd in de eigen woning door. De concentratie luchtverontreiniging in en bij de eigen woning is dus al snel bepalend voor het gemiddelde. Het maakt uiteraard wel verschil als school of werkplek *veel* meer of minder zijn verontreinigd (hoofdstuk 3).

*Wat zijn kwetsbare groepen?*

Voorzover de kennis reikt gaat het om bejaarden, om jonge kinderen en ongeboren vruchten, om mensen met chronische ziekten van luchtwegen en hartvaatstelsel en om mensen met allergische aandoeningen (hoofdstuk 4).

*Zijn er belangrijke stoffen waarvoor nog geen normen zijn vastgesteld?*

Er wordt hard gezocht naar componenten van fijn stof die vooral voor de effecten van fijn stof verantwoordelijk zijn. Kandidaten zijn bijvoorbeeld ultrafijne stofdeeltjes en sommige metalen. Het is niet duidelijk of en wanneer normen voor stofcomponenten zullen worden vastgesteld (hoofdstuk 4).

*Kun je blootstelling aan vuile lucht compenseren door bezoek aan bos en zee?*

Voor veel componenten zijn de verschillen in concentratie in ons land klein. Alleen al daardoor maakt bezoek aan bos of zee weinig verschil in blootstelling. Mensen die in beroep of woning nabij snelweg verhoudingsgewijs hoog zijn blootgesteld zullen uiteraard minder luchtvervuiling inademen wanneer zij daar niet zijn – maar bezoek aan een stadspark o.i.d. is daarvoor bijna even effectief. Omdat aan dergelijke activiteiten in het algemeen maar weinig tijd zal kunnen worden besteed, ligt hier geen realistische optie voor het beperken van gezondheidseffecten (hoofdstukken 3, 4).

*Is de blootstelling van een automobilist niet vaak veel hoger dan die van iemand die langs een drukke weg woont?*

Verkeersdeelnemers hebben inderdaad een relatief hoge blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging. De verschillen zijn in het algemeen niet zodanig dat zij opwegen tegen de veel

langere tijd die mensen die langs drukke wegen wonen, doorbrengen in wat minder verontreinigde lucht (hoofdstuk 3).

*Hoe verhouden effecten van luchtverontreiniging zich tot die van andere risicofactoren zoals roken en schimmels in huis?*

De effecten van luchtverontreiniging in de vorm van fijn stof zijn groot ten opzichte van die van bijvoorbeeld ‘meeroken’ en schimmels in huis. Daarbij moet worden opgemerkt dat het vergelijken van risico’s moeilijk is: hoe vergelijk je een sterfgeval door luchtverontreiniging met een ernstige diarree door salmonella? Er is wel voortgang geboekt met het ontwikkelen van een meetlat die enige vergelijking toch mogelijk maakt. Het gaat hierbij om het concept van de ‘disability adjusted life years’ (DALYs), een combinatie van verloren levensjaren door vervroegde sterfte en verloren kwaliteit van leven door ziekte, gebrek, hinder of ander ongemak. De essentie is dat een gewicht wordt toegekend, variërend van 0 tot 1, aan elke mogelijke negatieve invloed op de gezondheid, en dat dit gewicht wordt vermenigvuldigd met de tijdsduur van deze negatieve invloed. Sterfte krijgt in dit systeem altijd het maximale gewicht (nl. 1), voor andere effecten is het gewicht meest kleiner. Uiteraard is het toekennen van gewichten aan zeer uiteenlopende effecten tot op zekere hoogte arbitrair; het wordt bij het berekenen van DALYs meest door ‘panels’ van deskundigen gedaan. Voor Nederland is een dergelijke exercitie uitgevoerd<sup>40</sup>. In bijlage 4 is voor een reeks van omgevingsinvloeden de berekende DALY weergegeven, met daarbij de onzekerheid rondom de schatting. Ongevallen in de huiselijke sfeer leggen het grootste gewicht in de schaal, gevolgd door blootstelling aan deeltjesvormige luchtverontreiniging en verkeersongevallen (waarbij zowel dodelijke niet-fatale ongevallen zijn meegeteld). Het is duidelijk dat, relatief, luchtverontreiniging een belangrijk aandeel heeft in de door milieufactoren veroorzaakte DALYs. Overigens wordt de bijdrage van milieufactoren aan het totaal aan DALYs (veroorzaakt door roken, hartvaatziekten etc.) in ons land geschat op ca 5%. Wereldwijd is deze schatting veel hoger: 25-33%, wat vooral te maken heeft dat in economisch minder ontwikkelde landen gebrekkige sanitaire voorzieningen nog steeds een grote tol eisen<sup>112</sup> (hoofdstuk 4).

*Kun je woningen tegen luchtverontreiniging isoleren?*

Ozon is heel reactief en breekt daardoor binnenshuis snel af. Vermindering van ventilatie leidt dan ook tot lagere ozon blootstelling in huis. Fijn stof dringt goed in woningen door en kan door isolatie maar moeilijk worden beperkt. Ook moet worden bedacht dat extreme beperking van ventilatie tot grote problemen kan leiden door ophoping van binnenshuis geproduceerde luchtverontreiniging en door vocht in huis (hoofdstuk 3).

*Wat is bekend over cumulatie van effecten van verschillende stoffen?*

Stoffen met soortgelijke werking kunnen cumulatieve effecten hebben. Soms wordt om die reden een luchtverontreinigingindex gehanteerd waarin de concentraties van verschillende stoffen bij elkaar worden opgeteld. Erg gebruikelijk is dit niet; in het Nederlandse en Europese beleid is men er niet toe overgegaan (hoofdstuk 4).

*Hoe is de luchtverontreiniging over Nederland verdeeld? Zijn er ‘hot spots’?*

De luchtverontreiniging is in het algemeen het hoogst in de randstad en in zuid Nederland, lager in het noorden. Groot zijn de verschillen niet. Nabij drukke wegen is er sprake van extra verhoging ten opzichte van de achtergrond (hoofdstukken 2, 3).

*Wordt de luchtkwaliteit langs snelwegen steeds slechter?*

Nee. Ondanks toename van het verkeer verbetert de luchtkwaliteit langzaam door invoer van katalysatoren, schonere brandstof etc. (hoofdstuk 2).

*Hoe verhoudt Nederland zich tot de rest van Europa?*

Nederland is erg dicht bevolkt en heeft daardoor verhoudingsgewijs hoge concentraties verkeersgerelateerde luchtverontreiniging. De verschillen met andere dichtbevolkte gebieden zijn echter klein of afwezig. In steden en industriegebieden in Oost Europa is de luchtverontreiniging niet zelden hoger. Dit geldt ook voor grote steden in Zuid Europa (hoofdstuk 2).



*Hoe kan de luchtkwaliteit worden verbeterd?*

Verdere verbetering van motortechniek, brandstoffen en emissiebeperkende maatregelen is nodig. Daarnaast kan door maatregelen in de sfeer van de ruimtelijke ordening (zonering) en door verkeersmanagement (snelheid, omleiding etc.) verder verbetering worden bereikt (hoofdstuk 2)..

## Aangehaalde literatuur.

1. SEP. Wegwijzers naar 2050; Verkeer en vervoer in de 21ste Eeuw, 1998.
2. RIVM. Nationale milieuverkenning 2000-2030. Bilthoven, 2000.
3. Roemer M. Trends of tropospheric ozone over Europe: Utrecht University, 1996.
4. Hammingh P, et al. Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2000. Bilthoven: RIVM, 2002.
5. Hoofdinspectie Milieuhygiëne. Emissies en afval in Nederland, 2000.
6. Liou PJ. Assessing total human exposure to contaminants. *Environ Sci Technol* 1990;**24**:938-47.
7. Thatcher TL, Layton DW. Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence. *Atmosf Environ* 1995;**29**:1487-97.
8. Avol EL, Navidi WC, Colome SD. Modeling ozone levels in and around southern California homes. *Environ Sci Technol* 1998;**32**(4):463-468.
9. Noy D, Brunekreef B, Houthuijs D, Boleij JSM, de Koning R. The assessment of personal exposure to nitrogen dioxide in epidemiologic studies. *Atmosf Environ* 1990;**24A**:2903-9.
10. Fischer P, Brunekreef B, Boleij JSM. Indoor NO<sub>2</sub> pollution and personal exposure to NO<sub>2</sub> in two areas with different outdoor NO<sub>2</sub> pollution. *Environ Mon Assessm* 1986;**6**:221-30.
11. van Wijnen JH, van der Zee SC. Traffic-related air pollutants: exposure of road users and populations living near busy roads. *Rev Environ Health* 1998;**13**(1-2):1-25.
12. van Wijnen JH, Verhoeff AP, Jans HW, van Bruggen M. The exposure of cyclists, car drivers and pedestrians to traffic-related air pollutants. *Int Arch Occup Environ Health* 1995;**67**(3):187-93.
13. van Bruggen M, Jans HWA, Verhoeff AP, van Wijnen JH. Oriënterend onderzoek naar de blootstelling van weggebruikers aan enkele buitenluchtcontaminanten in het stadsverkeer. Amsterdam: GGD Amsterdam, 1991.
14. Chan CC, Ozkaynak H, Spengler JD, Sheldon L. Driver exposure to volatile organic compounds, CO, Ozone and NO<sub>2</sub> under different driving conditions. *Environ Sci Technol* 1991;**25**:964-72.
15. den Tonkelaar WAM, van der Tuin J. Luchtverontreiniging in auto's. Onderzoek naar de expositie van inzittenden van personenauto's. Delft: IMG-TNO, 1983.
16. Chan CC, Spengler JD, Ozkaynak H, Lefkopoulou M. Commuter exposures to VOCs in Boston, Massachusetts. *J Air Waste Manage Assoc* 1991;**41**(12):1594-600.
17. Rank J, Folke J, Jespersen PH. Differences in cyclists and car drivers exposure to air pollution from traffic in the city of Copenhagen. *Sci Total Environ* 2001;**279**(1-3):131-6.
18. Zagury E, Le Moullec Y, Momas I. Exposure of Paris taxi drivers to automobile air pollutants within their vehicles. *Occup Environ Med* 2000;**57**(6):406-10.
19. Adams HS, Nieuwenhuijsen MJ, Colville RN, McMullen MA, Khandelwal P. Fine particle (PM<sub>2.5</sub>) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Sci Total Environ* 2001;**279**(1-3):29-44.
20. Praml G, Schierl R. Dust exposure in Munich public transportation: a comprehensive 4-year survey in buses and trams. *Int Arch Occup Environ Health* 2000;**73**(3):209-14.
21. Bevan MAJ, Proctor CJ, Baker-Rogers J, Warren ND. Exposure to carbon monoxide, respirable suspended particulates and volatile compounds while commuting by bicycle. *Environ Sci Technol* 1991;**25**:788-91.
22. Bloemen HJT, Balvers TTM, van Scheindelen HJ, Lebrecht E. Benzeen onderzoek Zuid Kennemerland. Bilthoven: RIVM, 1993.
23. Fischer PH, Hoek G, van Reeuwijk H, et al. Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic components in Amsterdam. *Atmos Environ* 2000;**34**:3713-22.
24. Janssen NAH, van Mansom DFM, van der Jagt K, Harssema H, Hoek G. Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations. *Atmosf Environ* 1997;**31**:1185-93.
25. Roemer WH, van Wijnen JH. Differences among black smoke, PM<sub>10</sub>, and PM<sub>1.0</sub> levels at Urban Measurement Sites. *Environ Health Perspect* 2001;**109**(2):151-4.
26. Kinney PL, Aggarwal M, Northridge ME, Janssen NA, Shepard P. Airborne concentrations of PM<sub>2.5</sub> and diesel exhaust particles on Harlem sidewalks: a community-based pilot study. *Environ Health Perspect* 2000;**108**(3):213-8.

27. Pfeffer HU. Ambient air concentrations of pollutants at traffic-related sites in urban areas of North Rhine-Westphalia, Germany. *Sci Total Environ* 1994;**146/147**:263-73.
28. Kirby C, Greig A, Drye T. Temporal and spatial variations in nitrogen dioxide concentrations across and urban landscape: Cambridge, UK. *Atmos Environ* 1998;**52**:65-82.
29. Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, Harssema H, Brunekreef B. Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmosf Environ* 2001;**35**:3875-84.
30. Roorda-Knape MC, Janssen NAH, de Hartog JJ, van Vliet PHN, Harssema H, Brunekreef B. Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmosf Environ* 1998;**32**:1921-30.
31. Hitchins J, Morawska L, Wolff R, Gilbert D. Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road. *Atmos Environ* 2000;**34**:51-9.
32. Rijnders E, Janssen NA, van Vliet PH, Brunekreef B. Personal and outdoor nitrogen dioxide concentrations in relation to degree of urbanization and traffic density. *Environ Health Perspect* 2001;**109 Suppl 3**:411-7.
33. Janssen NAH, van Vliet P, Fischer P, Harssema H, Brunekreef B. Ontwikkeling methodiek voor het schatten van langdurige blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging, voor toepassing in epidemiologisch onderzoek naar de chronische effecten van luchtverontreiniging. Wageningen: Wageningen Universiteit Afdeling Gezondheidsleer, 1999.
34. van der Zee SC, Hoek G, Harssema H, Brunekreef B. Characterization of particulate air pollution in urban and non-urban areas in the Netherlands. *Atmosf Environ* 1998;**32**:3717-29.
35. Hoek G, Forsberg B, Borowska M, et al. Wintertime concentrations of PM10 and Black Smoke from 28 European regions studied in the framework of the PEACE study. *Atmosf Environ* 1997;**31**:3609-22.
36. Monn C. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmos Environ* 2000;**35**:1-32.
37. Wallace L. Indoor particles: a review. *J Air Waste Manag Assoc* 1996;**46**(2):98-126.
38. Sarnat JA, Koutrakis P, Suh HH. Assessing the relationship between personal particulate and gaseous exposures of senior citizens living in Baltimore, MD. *J Air Waste Manag Assoc* 2000;**50**(7):1184-98.
39. Suh HH, Spengler JD, Koutrakis P. Personal exposures to acid aerosols and ammonia. *Environ Sci Technol* 1992;**26**:2507-17.
40. de Hollander AE, Melse JM, Lebret E, Kramers PG. An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures. *Epidemiology* 1999;**10**(5):606-17.
41. Hoek G, Fischer P, Van Den Brandt P, Goldbohm S, Brunekreef B. Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001;**11**(6):459-69.
42. Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm RA, Fischer PH, van den Brandt PA. The association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in a Dutch cohort study. *Lancet* 2002.
43. Dockery DW, Pope CA, 3rd, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 1993;**329**(24):1753-9.
44. Pope CA, 3rd, Thun MJ, Namboodiri MM, et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995;**151**(3 Pt 1):669-74.
45. Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF, et al. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med* 1999;**159**(2):373-82.
46. Pope CA, 3rd, Burnett RT, Thun MJ, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama* 2002;**287**(9):1132-41.
47. Nyberg F, Gustavsson P, Jarup L, et al. Urban air pollution and lung cancer in Stockholm. *Epidemiology* 2000;**11**(5):487-95.
48. Roemer WH, van Wijnen JH. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam, 1987-1998. *Epidemiology* 2001;**12**(6):649-53.

49. Janssen NA, Schwartz J, Zanobetti A, Suh HH. Air conditioning and source-specific particles as modifiers of the effect of PM(10) on hospital admissions for heart and lung disease. *Environ Health Perspect* 2002;**110**(1):43-9.
50. Laden F, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environ Health Perspect* 2000;**108**(10):941-7.
51. Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology* 2001;**12**(5):521-31.
52. Oosterlee A, Drijver M, Lebrecht E, Brunekreef B. Chronic respiratory symptoms in children and adults living along streets with high traffic density. *Occup Environ Med* 1996;**53**(4):241-7.
53. Ciccone G, Forastiere F, Agabiti N, et al. Road traffic and adverse respiratory effects in children. SIDRIA Collaborative Group. *Occup Environ Med* 1998;**55**(11):771-8.
54. Duhme H, Weiland SK, Keil U, et al. The association between self-reported symptoms of asthma and allergic rhinitis and self-reported traffic density on street of residence in adolescents. *Epidemiology* 1996;**7**(6):578-82.
55. Weiland SK, Mundt KA, Ruckmann A, Keil U. Self-reported wheezing and allergic rhinitis in children and traffic density on street of residence. *Ann Epidemiol* 1994;**4**(3):243-7.
56. Brunekreef B, Janssen NA, de Hartog J, Harssema H, Knape M, van Vliet P. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology* 1997;**8**(3):298-303.
57. de Hartog JJ, van Vliet PH, Brunekreef B, Knape MC, Janssen NA, Harssema H. [Relationship between air pollution due to traffic, decreased lung function and airway symptoms in children]. *Ned Tijdschr Geneeskde* 1997;**141**(38):1814-8.
58. van Vliet P, Knape M, de Hartog J, Janssen N, Harssema H, Brunekreef B. Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways. *Environ Res* 1997;**74**(2):122-32.
59. Aarts F, van Vliet P, Janssen NAH, Harssema H, Brunekreef B. Nader onderzoek naar effecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging op de luchtwegen van kinderen wonend nabij snelwegen (luchtweg 2). Wageningen: Wageningen Universiteit afd Gezondheidsleer, 1999: EOH 1999-486.
60. Wyler C, Braun-Fahrlander C, Kunzli N, et al. Exposure to motor vehicle traffic and allergic sensitization. The Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. *Epidemiology* 2000;**11**(4):450-6.
61. Kramer U, Koch T, Ranft U, Ring J, Behrendt H. Traffic-related air pollution is associated with atopy in children living in urban areas. *Epidemiology* 2000;**11**(1):64-70.
62. Hoek G, Meliefste K, Cyrus J, et al. Spatial variability of fine particle concentrations in three European areas. *Atmosf Environ* 2002;**36**.
63. Brauer M, Hoek G, van Vliet P, et al. Exposure to air pollution from traffic and the development of infections, asthmatic and allergic symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med* 2002.
64. Gehring U, Cyrus J, Sedlmeier G, et al. Traffic-related air pollution and respiratory health during the first two years of life. *Eur Respir J* 2002;**19**:690-8.
65. Savitz DA, Feingold L. Association of childhood cancer with residential traffic density. *Scand J Work Environ Health* 1989;**15**(5):360-3.
66. Pearson RL, Wachtel H, Ebi KL. Distance-weighted traffic density in proximity to a home is a risk factor for leukemia and other childhood cancers. *J Air Waste Manag Assoc* 2000;**50**(2):175-80.
67. Raaschou-Nielsen O, Hertel O, Thomsen BL, Olsen JH. Air pollution from traffic at the residence of children with cancer. *Am J Epidemiol* 2001;**153**(5):433-43.
68. Raaschou-Nielsen O, Hertel O, Vignati E, et al. An air pollution model for use in epidemiological studies: evaluation with measured levels of nitrogen dioxide and benzene. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000;**10**(1):4-14.
69. Reynolds P, Elkin E, Scalf R, Von Behren J, Neutra RR. A case-control pilot study of traffic exposures and early childhood leukemia using a geographic information system. *Bioelectromagnetics* 2001;**Suppl 5**:S58-68.

70. Ruchirawa M, Mahidol C, Tangjarukij C, et al. Exposure to genotoxins present in ambient air in Bangkok, Thailand--particle associated polycyclic aromatic hydrocarbons and biomarkers. *Sci Total Environ* 2002;**287**(1-2):121-32.
71. Knudsen LE, Norppa H, Gamborg MO, et al. Chromosomal aberrations in humans induced by urban air pollution: influence of DNA repair and polymorphisms of glutathione S-transferase M1 and N-acetyltransferase 2. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 1999;**8**(4 Pt 1):303-10.
72. Hansen J, Raaschou-Nielsen O, Olsen JH. Increased risk of lung cancer among different types of professional drivers in Denmark. *Occup Environ Med* 1998;**55**(2):115-8.
73. Raaschou-Nielsen O, Nielsen ML, Gehl J. Traffic-related air pollution: exposure and health effects in Copenhagen street cleaners and cemetery workers. *Arch Environ Health* 1995;**50**(3):207-13.
74. Evans RG, Webb K, Homan S, Ayres SM. Cross-sectional and longitudinal changes in pulmonary function associated with automobile pollution among bridge and tunnel officers. *Am J Ind Med* 1988;**14**(1):25-36.
75. Karita K, Yano E, Jinsart W, Boudoung D, Tamura K. Respiratory symptoms and pulmonary function among traffic police in Bangkok, Thailand. *Arch Environ Health* 2001;**56**(5):467-70.
76. Rudell B, Sandstrom T, Hammarstrom U, Ledin ML, Horstedt P, Stjernberg N. Evaluation of an exposure setup for studying effects of diesel exhaust in humans. *Int Arch Occup Environ Health* 1994;**66**(2):77-83.
77. Rudell B, Ledin MC, Hammarstrom U, Stjernberg N, Lundback B, Sandstrom T. Effects on symptoms and lung function in humans experimentally exposed to diesel exhaust. *Occup Environ Med* 1996;**53**(10):658-62.
78. Salvi S, Blomberg A, Rudell B, et al. Acute inflammatory responses in the airways and peripheral blood after short-term exposure to diesel exhaust in healthy human volunteers. *Am J Respir Crit Care Med* 1999;**159**(3):702-9.
79. Salvi SS, Nordenhall C, Blomberg A, et al. Acute exposure to diesel exhaust increases IL-8 and GRO-alpha production in healthy human airways. *Am J Respir Crit Care Med* 2000;**161**(2 Pt 1):550-7.
80. Nordenhall C, Pourazar J, Ledin MC, Levin JO, Sandstrom T, Adelroth E. Diesel exhaust enhances airway responsiveness in asthmatic subjects. *Eur Respir J* 2001;**17**(5):909-15.
81. Sydbom A, Blomberg A, Parnia S, Stenfors N, Sandstrom T, Dahlen SE. Health effects of diesel exhaust emissions. *Eur Respir J* 2001;**17**(4):733-46.
82. Svartengren M, Strand V, Bylin G, Jarup L, Pershagen G. Short-term exposure to air pollution in a road tunnel enhances the asthmatic response to allergen. *Eur Respir J* 2000;**15**(4):716-24.
83. Tunnicliffe WS, Burge PS, Ayres JG. Effect of domestic concentrations of nitrogen dioxide on airway responses to inhaled allergen in asthmatic patients. *Lancet* 1994;**344**(8939-8940):1733-6.
84. Strand V, Svartengren M, Rak S, Barck C, Bylin G. Repeated exposure to an ambient level of NO<sub>2</sub> enhances asthmatic response to a nonsymptomatic allergen dose. *Eur Respir J* 1998;**12**(1):6-12.
85. Strand V, Rak S, Svartengren M, Bylin G. Nitrogen dioxide exposure enhances asthmatic reaction to inhaled allergen in subjects with asthma. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;**155**(3):881-7.
86. Hasselblad V, Eddy DM, Kotchmar DJ. Synthesis of environmental evidence: nitrogen dioxide epidemiology studies. *J Air Waste Manage Assoc* 1992;**42**(5):662-71.
87. Samet JM, Lambert WE, Skipper BJ, et al. Nitrogen dioxide and respiratory illnesses in infants. *Am Rev Respir Dis* 1993;**148**(5):1258-65.
88. Magnus P, Nafstad P, Oie L, et al. Exposure to nitrogen dioxide and the occurrence of bronchial obstruction in children below 2 years. *Int J Epidemiol* 1998;**27**(6):995-9.
89. Touloumi G, Katsouyanni K, Zmirou D, et al. Short-term effects of ambient oxidant exposure on mortality: a combined analysis within the APHEA project. Air Pollution and Health: a European Approach. *Am J Epidemiol* 1997;**146**(2):177-85.
90. Schindler C, Ackermann-Liebrich U, Leuenberger P, et al. Associations between lung function and estimated average exposure to NO<sub>2</sub> in eight areas of Switzerland. The SAPALDIA Team. Swiss Study of Air Pollution and Lung Diseases in Adults. *Epidemiology* 1998;**9**(4):405-11.

91. Braun-Fahrlander C, Vuille JC, Sennhauser FH, et al. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;**155**(3):1042-9.
92. Studnicka M, Hackl E, Pischinger J, et al. Traffic-related NO<sub>2</sub> and the prevalence of asthma and respiratory symptoms in seven year olds. *Eur Respir J* 1997;**10**(10):2275-8.
93. Brunekreef B. Air pollution and life expectancy: is there a relation? *Occup Environ Med* 1997;**54**(11):781-4.
94. WHO. Air Quality Guidelines for Europe - 2nd edition. *WHO Reg Publ Eur Ser* 2000(91).
95. Seaton A, MacNee W, Donaldson K, Godden D. Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet* 1995;**345**(8943):176-8.
96. Peters A, Doring A, Wichmann HE, Koenig W. Increased plasma viscosity during an air pollution episode: a link to mortality? *Lancet* 1997;**349**(9065):1582-7.
97. Peters A, Wichmann HE, Tuch T, Heinrich J, Heyder J. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;**155**(4):1376-83.
98. Pekkanen J, Timonen KL, Ruuskanen J, Reponen A, Mirme A. Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environ Res* 1997;**74**(1):24-33.
99. Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J. Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *Eur Respir J* 2001;**17**(3):428-35.
100. Tiittanen P, Timonen KL, Ruuskanen J, Mirme A, Pekkanen J. Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *Eur Respir J* 1999;**13**(2):266-73.
101. Bostrom CE, Gerde P, Hanberg A, et al. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environ Health Perspect* 2002;**110 Suppl 3**:451-88.
102. Duarte-Davidson R, Courage C, Rushton L, Levy L. Benzene in the environment: an assessment of the potential risks to the health of the population. *Occup Environ Med* 2001;**58**(1):2-13.
103. Thurston GD, Ito K. Epidemiological studies of acute ozone exposures and mortality. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001;**11**(4):286-94.
104. Brunekreef B, Dockery DW, Krzyzanowski M. Epidemiologic studies on short-term effects of low levels of major ambient air pollution components. *Environ Health Perspect* 1995;**103 Suppl 2**:3-13.
105. Gamble JF. PM<sub>2.5</sub> and mortality in long-term prospective cohort studies: cause-effect or statistical associations? *Environ Health Perspect* 1998;**106**(9):535-49.
106. Kelsall JE, Samet JM, Zeger SL, Xu J. Air pollution and mortality in Philadelphia, 1974-1988. *Am J Epidemiol* 1997;**146**(9):750-62.
107. Samet J, Zeger S, Kelsall J, Xu J, Kalkstein L. Does weather confound or modify the association of particulate air pollution with mortality? An analysis of the Philadelphia data, 1973-1980. *Environ Res* 1998;**77**(1):9-19.
108. Krewski D, Burnett R, Goldberg MS, et al. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. *Health Effects Institute Special Report, July 2000* 2000.
109. Greenbaum DS, Bachmann JD, Krewski D, Samet JM, White R, Wyzga RE. Particulate air pollution standards and morbidity and mortality: case study. *Am J Epidemiol* 2001;**154**(12 Suppl):S78-90.
110. Kaiser J. Air pollution risks: software glitch threw off mortality estimates. *Science* 2002;**296**(5575):1945-7.
111. Kunzli N, Kaiser R, Medina S, et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000;**356**(9232):795-801.
112. Smith KR, Corvalan CF, Kjellstrom T. How much global ill health is attributable to environmental factors? *Epidemiology* 1999;**10**(5):573-84.

## **Bijlage 1. Websites met informatie over luchtverontreinigingen gezondheid**

De van een \* voorziene documenten bevatten bondige, goed toegankelijke informatie voor een niet-specialistisch publiek over luchtverontreiniging en gezondheid

### **Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer**

\* <http://www.vrom.nl/docs/publicaties/milieu22319.pdf>

Brochure 'Luchtkwaliteit en uw gezondheid'

\* <http://www.vrom.nl/docs/publicaties/milieu22321.pdf>

Informatieblad Luchtkwaliteit

### **Ministerie van Verkeer en Waterstaat**

<http://www.minvenw.nl/cend/dco/home/data/verkeer/index.htm>

Pagina's over 'Verkeer en Vervoer'

### **Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieubeheer**

\* <http://www.lml.rivm.nl/info/normen.html>

Informatie over Nederlandse Luchtkwaliteitsnormen

### **Nederlands Astma Fonds**

<http://www.astmafonds.nl>

Site van en voor astma- en COPD patiënten inclusief informatie over luchtverontreiniging

### **Gezondheidsraad**

<http://www.gr.nl>

Alle adviezen van de Gezondheidsraad in PDF format in te zien

### **Gemeente Rotterdam**

[www.luchtkwaliteit.rotterdam.nl](http://www.luchtkwaliteit.rotterdam.nl)

Een site waarop de luchtkwaliteit op een aantal wegvakken in Rotterdam van uur tot uur is te volgen; ook voorzien van verdere informatie en links op het gebied van luchtkwaliteit en gezondheid

### **World Health Organisation (WHO)**

<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

WHO Air Quality Guidelines for Europe, 2000 (287 pp)

<http://www.who.nl/index1.htm>

WHO Air Quality Guidelines for Europe, 2000 (background documents)

\* <http://www.euro.who.int/document/e72015.pdf>

Transport, Environment and Health, 2000 (86 pp)

### **US Environmental Protection Agency (EPA)**

<http://www.epa.gov/airs/criteria.html>

National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) (2001)

<http://www.epa.gov/ttn/oarpg/naaqsfin/naaqs.html>

EPA'S NATIONAL AMBIENT AIR QUALITY STANDARDS: THE STANDARD REVIEW/REEVALUATION PROCESS (1997)

<http://www.epa.gov/ttn/oarpg/naaqsfin/o3health.html>

HEALTH AND ENVIRONMENTAL EFFECTS OF GROUND-LEVEL OZONE (1997)

<http://www.epa.gov/ttn/oarpg/naaqsfin/pmhealth.html>

HEALTH AND ENVIRONMENTAL EFFECTS OF PARTICULATE MATTER (1997)

<http://www.epa.gov/air/transport/index.html>

Transportation & Fuels (2002)

<http://www.epa.gov/airnow/consumer.html>

Air Quality Guide for Ozone (1999)

\* [http://www.epa.gov/airnow/aqi\\_cl.pdf](http://www.epa.gov/airnow/aqi_cl.pdf)

A guide to Air Quality and your Health (2000)

<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/partmatt.cfm?ActType=default>

Air Quality Criteria for Particulate Matter (Third External Review Draft) EPA 600/P-99/002aB, bB, June 2002

### **European Union (EU)**

\* <http://europa.eu.int/comm/environment/air/>

European Commission Air Quality website 2001

<http://europa.eu.int/comm/environment/air/ambient.htm>

AIR QUALITY FRAMEWORK DIRECTIVE (2002)

<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe.htm>

Clean Air For Europe programme (2001)

[http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp\\_pm.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp_pm.pdf)

EU Particulate Matter position paper (1997)

[http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp\\_pah.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp_pah.pdf)

EU Polycyclic Aromatic Hydrocarbons position paper (2001)

<http://europa.eu.int/comm/environment/air/ppbenzene.pdf>

EU Benzene position paper (1998)

[http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp\\_co.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp_co.pdf)

EU Carbon Monoxide position paper (1999)

[http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pos\\_paper.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pos_paper.pdf)

EU Ozone position paper (1999)

### **UK Department for Environment, Food & Rural Affairs**

\* <http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/airpoll/index.htm>

Air Quality – what it means for your health (2001)

[http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/aqs/air\\_measure/index2.htm](http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/aqs/air_measure/index2.htm)

Expert Panel on Air Quality Standards - Airborne Particles: What is the appropriate measurement on which to base a standard ? - A Discussion Document (2001; 110 pp)

### **Other sources of information**

<http://airnet.iras.uu.nl>

A Thematic Network on Air Pollution and Health: funded by EU, gives access to a network of research projects and information on air pollution and health.

\* <http://healthandcleanair.org>

“Each year air pollution claims upwards of 50,000 lives in the United States alone, but this and other information too often fails to make its way out of the pages of scientific journals and into the hands and minds of ordinary citizens to whom it is vitally important. The *Health and Clean Air Newsletter* is our attempt to make this information available to readers ranging from the heads of parent teacher associations to reporters, without sacrificing accuracy.”



## Bijlage 2. Nederlandse grenswaarden voor luchtkwaliteit en Nederlandse ‘Smog’ richtlijnen

| Omschrijving van luchtverontreinigende stof en tijdsduur waarover gemiddelde wordt berekend | Grenswaarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |
|---|--|
| SO <sub>2</sub> (zwaveldioxide)   |  |
| Uurgemiddelde concentratie, mag op 24 uur per jaar worden overschreden                      | 350                                      |
| Daggemiddelde concentratie, mag op 3 dagen per jaar worden overschreden                     | 125                                      |
| Jaargemiddelde concentratie <sup>2</sup>  | 20                                       |
| Winterhalfjaargemiddelde concentratie <sup>2</sup>  | 20                                       |
| NO <sub>2</sub> (stikstofdioxide)   |  |
| Uurgemiddelde concentratie, mag op 18 uur per jaar worden overschreden                      | 200                                      |
| Jaargemiddelde concentratie   | 40                                       |
| NO <sub>x</sub> (stikstofoxiden)  |  |
| Jaargemiddelde concentratie <sup>2</sup>  | 30                                       |
| PM10 (fijn stof)  |  |
| Daggemiddelde concentratie, mag op 35 dagen per jaar worden overschreden                    | 50                                       |
| Jaargemiddelde concentratie   | 40                                       |
| Lood  |  |
| Jaargemiddelde concentratie   | 0,5                                      |
| CO (koolmonoxide)   |  |
| 8-uursgemiddelde concentratie   | 10 000                                   |
| Benzeen   |  |
| Jaargemiddelde concentratie   | 5  |
| O <sub>3</sub> (ozon) <sup>3</sup>  |  |
| Uurgemiddelde concentratie  | 240                                      |
| 8-uursgemiddelde concentratie   | 110                                      |
| Daggemiddelde concentratie <sup>2</sup>   | 65                                       |
| Groeiseizoengemiddelde concentratie <sup>2,4</sup>  | 100                                      |

| Omschrijving van luchtverontreinigende stof en tijdsduur waarover gemiddelde wordt berekend |                                | Matige smog (µg/m³) | Ernstige smog (µg/m³) |
|---|--------------------------------|---------------------|-----------------------|
| SO <sub>2</sub> (zwaveldioxide)   | Uurgemiddelde concentratie     | 350                 | 500 <sup>1</sup>      |
| NO <sub>2</sub> (stikstofdioxide)   | Uurgemiddelde concentratie     | 200                 | 400 <sup>1</sup>      |
| PM10 (fijn stof)  | 24-uursgemiddelde concentratie | 50                  | 200                   |
| O <sub>3</sub> (ozon)   | Uurgemiddelde concentratie     | 180                 | 240                   |

(zie: <http://www.lml.rivm.nl/info/normen.html>)

### Bijlage 3. Normen en advieswaarden voor luchtkwaliteit van de WHO, US EPA en de Europese Unie, voor ozon, stikstofdioxide en fijn stof

Details: <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>, <http://www.epa.gov/airs/criteria.html> en <http://www.irceline.be>

|   | Middelingsduur <sup>1</sup> |                   |  |                        |
|---|-----------------------------|-------------------|--|------------------------|
|   | Eén uur                     | Acht uren         | 24 uren  | Eén jaar               |
| <b>Ozon (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>             |                             |                   |  |                        |
| WHO   |                             | 120               |  |                        |
| EPA   | 235                         | 157 (voorgesteld) |  |                        |
| EU  |                             | 120 (2010)        |  |                        |
| <b>Stikstof dioxyde (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b> |                             |                   |  |                        |
| WHO   | 200                         |                   |  | 40                     |
| EPA   |                             |                   |  | 100                    |
| EU  | 200 (2010)                  |                   |  | 40 (2010)              |
| <b>PM10 (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>             |                             |                   |  |                        |
| WHO (geen advieswaarde;<br>dosis-response relatie)            |                             |                   |  |                        |
| EPA   |                             |                   | 150  | 50                     |
| EU  |                             |                   | 50 <sup>3</sup> (2005)<br>50 <sup>4</sup> (2010) | 40 (2005)<br>20 (2010) |
| <b>PM2.5 (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>            |                             |                   |  |                        |
| WHO (geen advieswaarde;<br>dosis-respons relatie)             |                             |                   |  |                        |
| EPA   |                             |                   | 65 (voorstel)                                    | 15 (voorstel)          |

- 1 Middelingsduur voor grens- of advieswaarde. Korte middelingsduur als beoogd wordt een acuut effect te voorkómen, lange middelingsduur als beoogd wordt een chronisch effect te voorkómen.
- 2 Er werd geen advieswaarde voor fijn stof vastgesteld omdat er geen grens werd geïdentificeerd waaronder geen nadelige effecten op de gezondheid werden waargenomen. In plaats daarvan werd een blootstellingrespons relatie gespecificeerd.
- 3 Mag niet vaker dan op 35 dagen per jaar worden overschreden
- 4 Mag niet vaker dan 7 dagen per jaar worden overschreden

**Bijlage 4.      Jaarlijks verlies aan ‘Disability Adjusted Life Years’ als gevolg van  
luchtverontreinigingen een aantal andere risico’s**

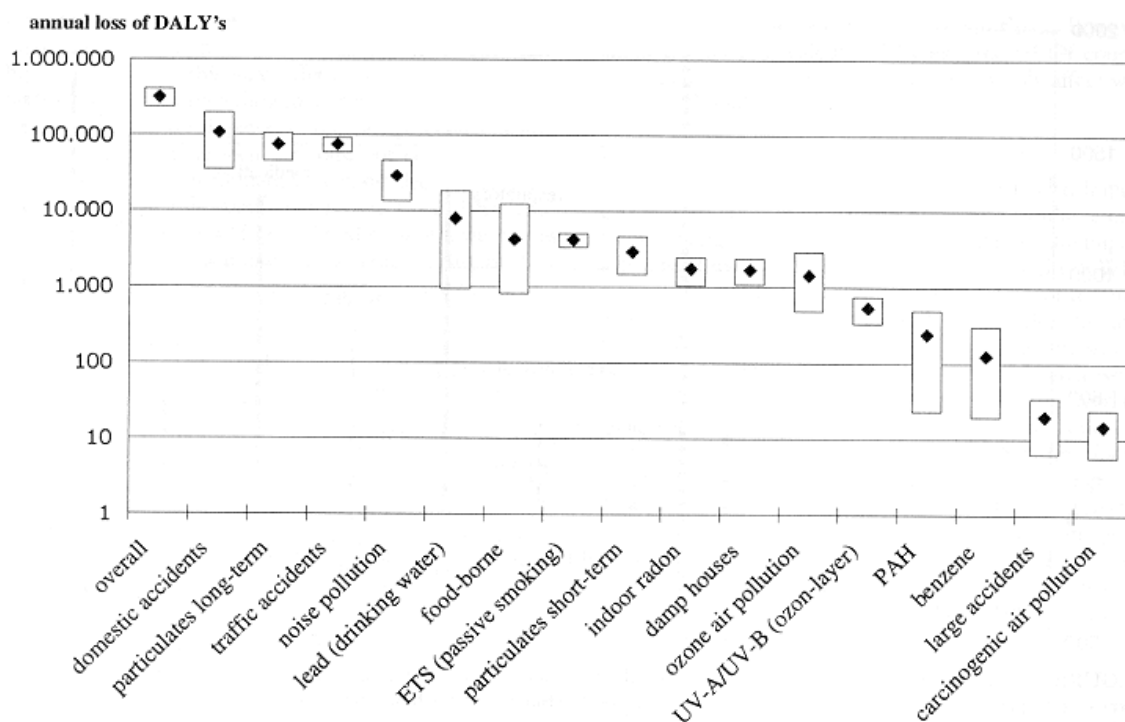


FIGURE 3. Annual health loss in disability-adjusted life years (DALYs) for selected environmental exposures in the Netherlands; shown are point estimates and 5th and 95th percentiles of probability intervals. ETS = environmental tobacco smoke; UV-A and UV-B = ultraviolet light; PAH = polycyclic aromatic hydrocarbons.

Ontleend aan:

de Hollander AE, Melse JM, Lebret E, Kramers PG. An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures. *Epidemiology* 1999;**10**(5):606-17.