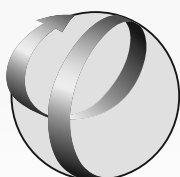


Luchtkwaliteit in Nederland: gezondheidseffecten en hun maatschappelijke kosten

Een beknopt overzicht van de stand van zaken in 2005

Delft, september 2005

Opgesteld door: M. (Kiek) Singels (CE)
J.P.G.N. (Jeroen) Klooster (CE)
G. (Gerard) Hoek (IRAS)



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

M. (Kiek) Singels (CE), J.P.G.N. (Jeroen) Klooster (CE), G. (Gerard) Hoek (IRAS)
Luchtkwaliteit in Nederland: gezondheidseffecten en hun maatschappelijke kosten

Een beknopt overzicht van de stand van zaken in 2005

Delft, CE, september 2005

Luchtkwaliteit / Kosten / Overheidsbeleid / Gezondheid / Ademhaling / Milieugevaarlijke stoffen / Smog

Publicatienummer: 05.4094.27

Alle CE-publicaties zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Opdrachtgever:



Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider K. Singels

© copyright, CE, Delft

CE

Oplossingen voor milieu, economie en technologie

CE is een onafhankelijk onderzoeks- en adviesbureau, gespecialiseerd in het ontwikkelen van structurele en innovatieve oplossingen van milieuvraagstukken. Kenmerken van CE-oplossingen zijn: beleidsmatig haalbaar, technisch onderbouwd, economisch verstandig maar ook maatschappelijk rechtvaardig.

CE-Transform

Visies voor duurzame verandering

CE-Transform, een business unit van CE, adviseert en begeleidt bedrijven en overheden bij veranderingen gericht op duurzame ontwikkeling.

De meest actuele informatie van CE is te vinden op de website: www.ce.nl

Dit rapport is gedrukt op 100% kringlooppapier.

Inhoud

Samenvatting	1
1 Inleiding	5
1.1 Achtergrond	5
1.2 Doel van het onderzoek	7
2 Gezondheidseffecten van luchtvervuiling	9
2.1 Inleiding	9
2.2 Stand van epidemiologisch onderzoek	9
2.3 Welke stoffen zijn het belangrijkste?	10
2.4 Effecten door kortdurende blootstelling	11
2.5 Effecten door langdurende blootstelling	13
2.6 Effecten van kortdurende versus langdurende blootstelling	16
2.7 Welke bronnen dragen bij aan gezondheidseffecten?	16
2.8 Wie reageren?	17
2.9 Conclusies	18
3 Maatschappelijke kosten van gezondheidsschade	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Methoden van waardering	20
3.3 Waarderingengetallen nader belicht	22
3.4 Gezondheidsschade in geld uitgedrukt	23
3.5 Conclusies	26
4 Bronnen van luchtvervuiling	27
4.1 Inleiding	27
4.2 Luchtvervuilende stoffen	27
4.3 Bronnen	29
4.4 Emissies, concentraties en blootstellingen	31
4.5 Verkeer	32
4.5.1 Wegverkeer	32
4.5.2 Scheepvaart en binnenvaart	33
4.6 Industrie	34
4.7 Landbouw	34
4.8 Consumenten/huishoudens	35
4.9 Conclusies	36
A Kengetallen waardering morbiditeit op basis van schadekosten	39
B Luchtverontreinigende stoffen	41
C Verkeer als bron van luchtverontreiniging	51
D Referenties	57

Samenvatting

Luchtkwaliteit staat momenteel hoog op de politieke agenda. Eén van de belangrijkste redenen: bouwplannen dreigen tot stilstand te komen, omdat de Raad van State consequent toetst aan de nieuwe Europese normen voor fijn stof en stikstofoxiden, welke Nederland op veel plekken niet haalt. Het maatschappelijk debat gaat dan ook vaak over normen en minder over gezondheidseffecten.

Er komen echter steeds meer onderzoeken beschikbaar die het verband tussen luchtkwaliteit en gezondheid verduidelijken. Belangrijke gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan luchtverontreiniging in Nederland worden steeds steviger onderbouwd en de kosten daarvan blijken zijn zeer hoog te zijn.

Om een zinvolle bijdrage te leveren aan de discussie over gezondheidseffecten, heeft het Astmafonds CE gevraagd om, in samenwerking met IRAS, een actueel overzicht te maken van de stand van de wetenschap rond de gezondheidseffecten van luchtvervuiling en de maatschappelijke deze met zich meebrengen. De centrale vraag in het onderzoek is dan ook: Hoe groot zijn de effecten van fijn stof in Nederland?

De **belangrijkste conclusie** is dat de effecten van luchtvervuiling de maatschappij per jaar minimaal 4 miljard euro kosten. Het grootste deel daarvan is het gevolg van vroegtijdige sterfte door langdurende blootstelling aan fijn stof. Ongeveer een kwart van dit bedrag wordt bepaald door het ontstaan of de toename van ziekten en klachten als COPD¹ (met name chronische bronchitis), ontstekingsreacties in de luchtwegen, vermindering van longfunctie en verergering van bestaande longklachten (waaronder astma-aanvallen).

Deze conclusie is tot stand gekomen op basis van onderstaande aspecten.

Gezondheidskundige effecten

In dit onderzoek beperken wij ons tot fijn stof en ozon omdat hierover het meeste bekend is. Van fijn stof is bekend dat de kleinste deeltjes (PM_{2,5}) en deeltjes afkomstig van verbrandingsprocessen het meest schadelijk zijn. Ieder niveau fijn stof heeft een gezondheidseffect, dus iedere afname heeft een verbetering van de gezondheid tot gevolg.

Sterfte tengevolge van luchtverontreiniging treedt op bij personen die op dat moment al ziek zijn. Gezondheidseffecten zoals ontstekingen in de luchtwegen en longfunctiedaling kunnen ook optreden bij gezonde mensen. Dit kan een gevolg zijn van verhoogde blootstelling (bijvoorbeeld verkeersdeelname) of verhoogde opname van luchtverontreiniging door inspannende activiteiten (sporten, fietsen).

¹ Chronic Obstructive Pulmonary Disease, een verzamelnaam voor ziekten als chronische bronchitis en emfyseem.

Onderscheid wordt gemaakt naar kort- en langdurende blootstelling. Over de effecten van *kortdurende blootstelling* aan verhoogde concentraties luchtverontreiniging is inmiddels veel bekend. De nieuwste inzichten geven aan dat bij het verlies van levensverwachting gedacht moet worden in 'maanden', en niet in 'dagen' zoals tot voor kort werd aangenomen. Bij kortdurende blootstelling aan fijn stof gaat het in totaal om ongeveer 3.000 vroegtijdige sterfgevallen in Nederland. Verhoogde ozonconcentraties veroorzaken circa 2.100 vervroegde sterfgevallen per jaar.

Over de effecten van *langdurende blootstelling* is minder bekend. Op basis van Amerikaans onderzoek wordt voor Nederland geschat dat blootstelling aan fijn stof 12.000 tot 24.000 vroegtijdige sterfgevallen per jaar kost. Deze personen sterven 10 jaar vroeger. Zeer recent Europees onderzoek heeft de relatie tussen langdurende blootstelling aan luchtverontreiniging en vroegtijdige sterfte bevestigd.

Het aantal slachtoffers van ziekte als gevolg van (kortdurende of langdurige) blootstelling aan luchtverontreiniging betreft een veelvoud van het aantal sterfgevallen.

Maatschappelijke kosten

Voor het bepalen van de maatschappelijke kosten van deze gezondheidseffecten wordt gebruik gemaakt van de 'willingness-to-pay' methodiek, een intussen breed gehanteerde en algemeen geaccepteerde methodiek. Essentie hierin is het uitdrukken van een verloren levensjaar in termen van geld².

De hieruit berekende gezondheidsschade (sterfte en ziekte) door *kortdurende* blootstelling aan fijn stof en ozon bedraagt tussen € 100-400 miljoen per jaar. De totale gezondheidsschade als gevolg van *langdurende* blootstelling aan fijn stof kost minimaal € 4 miljard, maar kan ook oplopen tot € 40 miljard per jaar. Circa driekwart van deze maatschappelijke kosten bestaat uit kosten als gevolg van vroegtijdige sterfte.

De cijfers voor de effecten van kortdurende blootstelling zijn robuust te noemen. Ondanks de lagere kostenpost voor *kortdurende* blootstelling, mag deze daarom niet verwaarloosd worden. De kosten van de langdurige blootstelling zijn velen malen hoger, maar deze gegevens zijn omgeven door relatief grote onzekerheidsmarges.

Bronnen van verminderde luchtkwaliteit

Het is lastig om nauwkeurig aan te geven welke deeltjes in onze lucht het meest schadelijk zijn. Duidelijk wel dat industrie, landbouw en verkeer absoluut gezien belangrijke antropogene bronnen van luchtverontreinigende stoffen zijn.

² Kanttekening: voor ziekte respectievelijk specifieke aandoeningen bestaan veel minder waarderingskenngetallen dan voor sterfte. Vaak zien we noodgedwongen wordt teruggevallen op een schadekostenbenadering ('cost of illness') waarbij uitsluitend materiële kosten een rol spelen (kosten van behandeling en productieverlies). Voor de berekening van de maatschappelijke kosten van ziekte is in dit rapport daarom ook gebruik gemaakt van een 'ophoogfactor' ten opzichte van de kosten van sterfte (WHO, 1999).

Het belang van emissies uit gemotoriseerd verkeer neemt steeds verder toe. Dit komt onder andere doordat het aandeel van scheepvaart en binnenvaart in verkeersgerelateerde luchtverontreiniging steeds verder toeneemt. Daarbij komt dat door verbrandingsprocessen (waaronder dieselmotoren) vooral de zeer kleine stofdeeltjes worden uitgestoten, het segment waaraan de meest schadelijke effecten wordt toegedicht. Daarnaast is recentelijk in Europa een verhoogde sterfte aangetoond bij langdurende blootstelling aan NO₂, een belangrijke indicator voor schadelijke stoffen in het verkeer. Dit wijst eveneens op een belangrijke rol van emissies van het gemotoriseerde verkeer. Dit leidt tot de conclusie dat scheepvaart en wegverkeer belangrijke speerpunten van Nederlands luchtkwaliteitsbeleid moeten blijven c.q. worden.

Naar de effecten van emissies van open haarden en houtkachels bij consumenten is nader onderzoek aan te raden. Een op de vijf huishoudens in Nederland heeft een open haard of een houtkachel. De concentraties en bijbehorende blootstellingsrisico's in woongebieden kunnen dus aanzienlijk zijn. Cijfers en trends zijn hierover nog niet gevonden.



1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Vrijwel de gehele bevolking in Nederland wordt blootgesteld aan concentraties van luchtverontreiniging waarbij op grond van epidemiologisch onderzoek een invloed op de gezondheid wordt vermoed. Op sommige locaties is de bezorgdheid daaromtrent groter dan op andere, bijvoorbeeld rond scholen op korte afstand van drukke snelwegen. Mensen die lang dicht bij drukke wegen wonen, lopen een groter risico om eerder te overlijden door hart- en longaandoeningen. Bij kinderen die naast drukke wegen wonen of naar school gaan zijn meer luchtwegklachten en allergieën geconstateerd.

In de afgelopen decennia zijn vele epidemiologische en toxicologische studies gedaan naar de relatie tussen blootstellingen aan onder meer fijn stof en gezondheidseffecten (als vroegtijdige sterfte en ziekte). Steeds meer studies tonen aan dat er een relatie bestaat tussen slechte luchtkwaliteit en gezondheidseffecten bij mensen. Ook de Nederlandse Gezondheidsraad stelt vast dat verontreiniging van de buitenlucht - met name door het gebruik van fossiele brandstoffen - een aanzienlijk verlies aan gezondheid veroorzaakt. De Raad acht vervroegde sterfte en verergering van longaandoeningen voldoende bewezen, zowel bij kortdurende verslechtering van de luchtkwaliteit als bij chronische blootstellingen aan luchtverontreinigende stoffen, waaronder ozon, stikstofoxiden en fijn stof.

Er bestaan schattingen van de omvang van de populatie die effecten ondervindt van (verkeersgerelateerde) luchtverontreiniging. Volgens de World Health Organization (WHO) worden ongeveer 1 miljard mensen wereldwijd regelmatig blootgesteld aan niveaus van luchtvervuiling die de WHO-richtlijnen te boven gaan. Risicoanalyses geven aan dat in Europa ongeveer 100.000 mensen per jaar sterven door blootstelling aan fijn stof in de buitenlucht (725.000 verloren levensjaren per jaar). In Rijnmond is berekend dat jaarlijks tussen 400 en 500 mensen eerder overlijden als gevolg van kortdurende blootstelling aan fijn stof (PM₁₀) en ozon. Ook het Milieu en Natuur Planbureau (MNP) heeft onlangs haar schattingen voor Nederland in beeld gebracht.

De precieze kwantificering van de gezondheidseffecten en het bepalen van de daaraan gerelateerde maatschappelijke kosten voor Nederland is echter een lastige opgave. Ten eerste omdat verschillende visies bestaan over de waardering van gezondheidseffecten. Ten tweede omdat op Nederlandse of Europese schaal vooralsnog grote cohortstudies met accurate concentratie-response gegevens ontbreken. En tenslotte omdat op dit moment nog onvoldoende bekend is over de precieze mechanismen waardoor stoffen de gevonden gezondheidseffecten genereren en welke fracties of chemische samenstelling van het stof daarvoor bepalend zijn. Vooral over de effecten van ultrafijne deeltjes – kleiner dan 2,5 µg/m³ – wordt momenteel veel gesproken. Rekening houdend met deze onzekerheden maakten CE en IRAS – op basis van een quick scan van recente

onderzoeken - een robuuste schatting van de maatschappelijke kosten van de gezondheidseffecten.

Luchtkwaliteit staat in Nederland intussen hoog op de politieke agenda. Dit is vooral ingegeven door het feit dat bouwplannen tot stilstand dreigen te komen omdat de Raad van State consequent aan de nieuwe Europese normen voor stikstofdioxide en fijn stof (en het Besluit Luchtkwaliteit) toetst. Het MNP/IVM heeft onlangs berekend dat met het tot dusver vastgestelde beleid Nederland meer stikstofdioxide zal uitstoten dan toegestaan en de luchtkwaliteitsnormen voor stikstofdioxide en fijn stof op veel plekken niet gehaald worden, ondanks het beleid dat Nederland voert. Daarnaast is sinds enkele jaren meer bekend geworden over de gezondheidseffecten van fijn stof.

In het verleden kende Nederland hogere waarden dan nu. Door overheidsinspanningen en verbeterde technologie zijn de waarden voor fijn stof de afgelopen 10 jaar met 25% afgenomen. Toename van bepaalde fracties fijn stof blijft echter een bedreiging door toegenomen bedrijvigheid (bijv. scheepvaart).

De inzet van de Nederlandse overheid is thans gericht op:

- 1 Generieke en locatiespecifieke maatregelen ter verbetering van de luchtkwaliteit (bijvoorbeeld het stimuleren van roetfilters).
- 2 Versterking van het Europese bronbeleid en evaluatie en aanpassing van Europese luchtkwaliteitsnormen (bijvoorbeeld het aanscherpen van emissie-eisen).
- 3 Aanpassing van de Nederlandse luchtkwaliteitsregelgeving (bijvoorbeeld het toestaan van de saldobenadering).

De nadruk lijkt daarbij te liggen op emissiereductie door wegverkeer en bij knelpunten in steden of langs snelwegen.

Het Astma Fonds richt zich op bevordering van de gezondheid van mensen in Nederland, met name van mensen met luchtwegaandoeningen. Doordat steeds meer verbanden worden aangetoond tussen luchtwegklachten en luchtverontreiniging en door sterke toename van het aantal patiënten in Westerse landen, is luchtverontreiniging voor het Astmafonds een thema geworden. Het Astmafonds heeft ten doel de blootstelling aan verontreinigde lucht te verminderen teneinde levenskwaliteit van mensen met en zonder luchtwegaandoeningen te verbeteren.

Een goed onderbouwd overzicht van de maatschappelijke kosten die gemoeid zijn met luchtverontreiniging, moet het mogelijk maken een heldere, democratische afweging te maken tussen te accepteren effecten en te nemen maatregelen. In dat kader kan bijvoorbeeld een discussie gehouden worden toekomstige Europese normen en de gezondheidswinst die op grond daarvan voor de Nederlandse bevolking verwacht mag worden. Tenslotte leiden zelfs concentraties onder de normen - waaronder achtergrondconcentraties - nog tot gezondheidsschade.

1.2 Doel van het onderzoek

Het Astmafonds heeft CE gevraagd om een actueel overzicht te maken van de stand van de wetenschap rond de gezondheidseffecten van luchtvervuiling. Bovendien wil zij inzicht in de bronnen die verantwoordelijk zijn voor de luchtvervuilende emissies. En tenslotte wil zij een beeld hebben van de maatschappelijke kosten die de gezondheidseffecten van luchtvervuiling met zich meebrengen.

In het onderhavige onderzoek worden - op basis van de meest recente onderzoeken en rapportages - de volgende vragen beantwoord:

- 1 Wat is de relatie tussen luchtverontreiniging en gezondheidseffecten? Deze vraag wordt onderverdeeld in de volgende subvragen:
 - a Wat zijn de gezondheidseffecten die in verband gebracht kunnen worden met de luchtverontreinigende emissies?
 - b Wat is het actuele aantal slachtoffers van deze gezondheid bedreigende emissies?
 - c Welke bronnen dragen - in welke mate - bij aan deze emissies?
- 2 Hoeveel gezondheidskosten veroorzaakt de luchtverontreiniging in Nederland?

Afbakening

In dit rapport wordt geen inzicht gegeven in de bedreiging van luchtverontreiniging op natuur en gebouwen, noch wordt schade als gevolg van geluidhinder in beeld gebracht. De focus zal liggen op bepaalde sectoren. Luchtvaart en mobiele werktuigen worden in dit onderzoek niet meegenomen. Verder zal het accent van dit onderzoek liggen op bepaalde luchtverontreinigende stoffen in de buitenlucht, namelijk die waarover op basis van wetenschappelijk onderzoek uitspraken gedaan kunnen worden. Hierbij moet wel worden aangetekend dat fijn stof en ozon beiden indicatorstoffen zijn. In de literatuur wordt algemeen aangenomen dat waar deze stoffen worden waargenomen een hele reeks van andere stoffen aanwezig zijn met uiteenlopende gezondheidseffecten. Ook bij het nemen van maatregelen dient hier rekening mee gehouden te worden.

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de laatste inzichten rond de gezondheidseffecten in beeld gebracht, een en ander op basis van internationale 'reviews' van toxicologisch en epidemiologisch onderzoek. In dit hoofdstuk wordt al een voorschot genomen op het aantal slachtoffers dat hiermee gemoeid is. In hoofdstuk 3 wordt aan de hand van recente waarderingsmethodieken een bandbreedte geraamd van de maatschappelijke kosten van de aangetroffen gezondheidseffecten. In hoofdstuk 4 en in bijlage B worden tenslotte de luchtverontreinigende stoffen en hun emissiebronnen op een rijtje gezet. Een aantal van deze bronnen wordt wat verder uitgediept in bijlage C.

Lezers die een zwart-wit exemplaar in handen hebben, en die alsnog de plaatjes in kleur willen bekijken, wordt aanbevolen een kleurenexemplaar te downloaden vanaf www.ce.nl.



2 Gezondheidseffecten van luchtvervuiling

2.1 Inleiding

Dit hoofdstuk bevat een beknopt overzicht van vooral recent onderzoek naar gezondheidseffecten van verontreiniging van de buitenlucht.

Veelal worden effecten onderscheiden in effecten tengevolge van kortdurende (acute) blootstelling aan verslechterde luchtkwaliteit en van langdurende blootstelling. Kortdurende verhoging van luchtverontreiniging treedt veelal op bij ongunstige weersomstandigheden die de verspreiding van luchtverontreiniging beperken en daarom tot verhoogde concentraties leiden. Activiteitenpatronen kunnen de blootstelling beïnvloeden, bijvoorbeeld deelname aan het verkeer kan tot kortdurende blootstelling leiden. Langdurende (chronische) blootstelling is meestal een gevolg van immissie van luchtverontreiniging gedurende meerdere jaren of gedurende een heel leven. Deze blootstelling vindt in Nederland plaats bij gemiddelde achtergrondconcentraties³; maar de cijfers voor langdurende blootstelling hebben ook betrekking op groepen mensen die extra zijn blootgesteld als gevolg van verhoogde achtergrondconcentraties (bijvoorbeeld stad versus platteland) en op zogenaamde 'hotspots' (bijvoorbeeld wonen langs een drukke weg of nabij een bepaalde industrie).

2.2 Stand van epidemiologisch onderzoek

Met de toename in vooral epidemiologische studies, is ook de behoefte gegroeid aan een samenvatting resp. interpretatie van de beschikbare kennis. Kuenzli en medewerkers rapporteerden in 2000 een schatting van gezondheidseffecten tengevolge van fijn stof in Frankrijk, Oostenrijk en Zwitserland op basis van de toen beschikbare studies (Kuenzli, ...[et al.], 2002). Het meest uitgebreide en recente overzicht is samengesteld door de World Health Organization (WHO, 2004).

Een selectie van belangrijke gezondheidseffecten gerelateerd aan PM, ozon en NO₂ zijn in Tabel 1 samengevat (WHO, 2004).

³ De grenswaarde voor de jaargemiddelde concentratie van fijn stof (PM₁₀) is in Nederland 40 mg/m³. De jaargemiddelde concentratie bedroeg in 2003 34 mg/m³. Op bepaalde locaties in Nederland wordt de jaargemiddelde grenswaarde echter wel overschreden; aan deze verhoogde concentraties worden minimaal een half miljoen mensen blootgesteld. De grenswaarde voor kortdurende blootstelling is een daggemiddelde concentratie van fijn stof van 50 mg/m³ die niet vaker dan 35 keer per jaar mag worden overschreden. In grote delen van Nederland wordt deze norm nu al overschreden. Deze normen zijn per 2005 ingegaan en zullen waarschijnlijk per 2010 verder aangescherpt worden. De jaargemiddelde concentraties voor stikstofoxiden (norm is 40 mg/m³ NO₂ per 2010) worden thans in enkele delen van het land overschreden. Jaarlijks worden circa 300.000 blootgesteld aan normoverschrijdingen voor langdurende blootstelling. Lokaal kunnen de concentraties hoger zijn.

Tabel 1 Overzicht van gezondheidseffecten als gevolg van PM, ozon en NO₂

Pollutant	Effects related to short-term exposure	Effects related to long-term exposure
Particulate matter	• Lung inflammatory reactions • Respiratory symptoms • Adverse effects on the cardiovascular system • Increase in medication usage • Increase in hospital admissions • Increase in mortality	• Increase in lower respiratory symptoms • Reduction in lung function in children • Increase in chronic obstructive pulmonary disease • Reduction in lung function in adults • Reduction in life expectancy, owing mainly to cardiopulmonary mortality and probably to lung cancer
Ozone	• Adverse effects on pulmonary function • Lung inflammatory reactions • Adverse effects on respiratory symptoms • Increase in medication usage • Increase in hospital admissions • Increase in mortality	• Reduction in lung function development
Nitrogen dioxide ^a	• Effects on pulmonary function, particularly in asthmatics • Increase in airway allergic inflammatory reactions • Increase in hospital admissions • Increase in mortality	• Reduction in lung function • Increased probability of respiratory symptoms

^a In ambient air, nitrogen dioxide serves as an indicator for a complex mixture of mainly traffic-related air pollution.

Tussen 2001 en 2004 is door een groot aantal internationale deskundigen een inschatting gemaakt van gezondheidseffecten in het kader van de Systematic review of health aspects of air pollution in Europe. Ook in het kader van AIRNET zijn door groepen deskundigen recent samenvattingen van de beschikbare kennis gemaakt⁴. Voor de Nederlandse situatie zijn door het Milieu en Natuur Planbureau en het RIVM evaluaties gemaakt. Tenslotte is in het gezaghebbende tijdschrift de Lancet een overzicht verschenen met een interpretatie van de belangrijkste problemen op het gebied van luchtkwaliteit (Bruneekreef, ...[et al.], 2002). In de volgende paragrafen vatten we de belangrijkste resultaten uit deze gezaghebbende bronnen samen.

2.3 Welke stoffen zijn het belangrijkste?

Luchtverontreiniging is een zeer complex mengsel van verschillende gassen en deeltjes. In hoofdstuk 4 en bijlage B wordt voor de stoffen stikstofoxiden, fijn stof, ozon, zwaveldioxide, PAK's/benzo(a)pyreen, benzeen, koolmonoxide en zware metalen kort een beschrijving gegeven alsmede hun effect op de gezondheid van mensen.

In het overzicht van Bruneekreef en de WHO wordt alleen ingegaan op drie stoffen van het mengsel, namelijk fijn stof, ozon en stikstofdioxide. Voor dit onderzoek concentreren we ons met name op deze stoffen omdat voor deze stoffen - zeker in de meest recente literatuur - de meeste effecten beschreven zijn. Van stikstofdioxide is het niet duidelijk of deze stof directe effecten op de gezondheid heeft of meer een indicator is voor bronnen zoals het gemotoriseerde verkeer. Vermoedelijk is stikstofdioxide bij de in Nederland voorkomende concentraties vooral een indicator voor andere stoffen. Die andere stoffen worden op dit moment niet standaard gemeten of kunnen moeilijk gemeten worden.

⁴ Deze informatie is beschikbaar via <http://airnet.iras.uu.nl>, AIRNET products.

Hebben alle stofdeeltjes dezelfde risico's?

De Europese normstelling voor fijn stof is geformuleerd in termen van de massa van deeltjes kleiner dan 10 micrometer (PM_{10}). Hierbij wordt aangenomen dat als de massa gelijk is, deeltjes van verschillende samenstelling / grootte hetzelfde effect hebben. Dit is vermoedelijk een vereenvoudiging van de werkelijkheid.

Onderzoek waarbij gekeken is naar deeltjes van verschillende samenstelling of afkomstig van verschillende bronnen heeft laten zien dat vooral deeltjes van verbrandingsprocessen schadelijke effecten op de gezondheid hebben (Brunekreef, ...[et al.], 2002). In een Amerikaanse studie werd gevonden dat alleen deeltjes afkomstig van het gemotoriseerde verkeer en verbranding van olie en kolen een effect hadden op de dagelijkse sterfte (Laden, ...[et al.], 2000). Opdwarrelend bodemstof bleek niet in verband te staan met dagelijkse sterfte.

Ondanks deze inschatting is het volgens de WHO niet mogelijk om op dit moment een andere indicator dan de massa voor schadelijke effecten te geven. Nader onderzoek zal hier meer duidelijkheid moeten brengen. Wel is het voor het bestrijdingsbeleid van belang om reducties te realiseren voor belangrijke deeltjesfracties (verbrandingsprocessen).

Is er een verschil in de effecten van grof, fijn en ultrafijn stof?

Deeltjes van verschillende grootte hebben een andere samenstelling en komen in andere delen van de luchtwegen terecht. Daarom is het logisch om de effecten van deze deeltjes separaat te onderzoeken en te normeren. Zowel fijn stof (<2.5 micrometer) als grof stof (tussen 2.5 en 10 micrometer) blijken effecten op dagelijkse sterfte te hebben (Kuenzli, ...[et al.], 2000; Brunekreef, ...[et al.], 2005).

Diverse toxicologische studies hebben laten zien dat de allerkleinste deeltjes (kleiner dan 0,1 micrometer) meer gezondheidseffecten hebben dan fijn en grof stof. In epidemiologisch onderzoek is dit niet eenduidig gebleken, vermoedelijk mede omdat er door de complexiteit van de meting van ultrafijn stof nog relatief weinig onderzoek gedaan is. De WHO heeft dan ook gesteld dat er op dit moment onvoldoende informatie is om een kwantitatieve schatting te maken.

Is er een veilige grens waaronder geen effecten optreden?

Grenswaarden voor luchtkwaliteit worden veelal vastgesteld onder de aanname dat er een drempelwaarde is waaronder geen effecten van een stof meer optreden. Recent onderzoek naar de relatie tussen fijn stof, ozon en dagelijkse sterfte heeft echter geen drempelwaarde kunnen aantonen. Er wordt dan ook aangenomen dat risico's blijven bestaan tot zeer lage concentraties (Brunekreef, ...[et al.], 2002).

2.4 Effecten door kortdurende blootstelling

Wat zijn gezondheidseffecten van kortdurende blootstelling aan luchtverontreiniging?

Er is sinds begin jaren '90 een zeer groot aantal studies uitgevoerd naar de effecten van kortdurende blootstelling aan buitenluchtverontreiniging. De meeste informatie is beschikbaar voor effecten op dagelijkse sterfte en ziekenhuisopna-

men. Tabel 2 geeft aan welke effecten volgens de WHO gevonden zijn voor de drie belangrijkste stoffen (WHO, 2004).

Tabel 2 Effecten gerelateerd aan kortdurende blootstelling

	Fijn stof	Ozon	Stikstofdioxide
Ontstekingsreacties in luchtwegen	+	+	+
Verergering bestaande luchtwegklachten	+	+	
Vermindering longfunctie		+	+
Effecten op hart- en vaat stelsel	+		
Toename medicijngebruik	+	+	
Toename ziekenhuisopnamen	+	+	+
Toename sterfte	+	+	+

Sterfte als gevolg van kortdurende blootstelling

Het RIVM schat dat in Nederland door kortdurende blootstelling aan fijn stof jaarlijks tussen de 2300 en 3.500 mensen (gemiddelde 3.000) vroegtijdig overlijden (MNP, 2005). Deze schatting is redelijk zeker vanwege de grote hoeveelheid studies die er in Europa en andere landen met vergelijkbare luchtkwaliteit zijn uitgevoerd. De WHO heeft ook recent een kwantitatieve schatting voor fijn stof en ozon gemaakt door alle Europese studies samen te vatten (WHO-working group, 2004).

Tabel 2 geeft voor ozon en fijn stof de gemiddelde relatieve risico's weer per toename van de concentratie met $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (dit is overigens een zeer bescheiden toename, gedurende smogperioden kunnen ozon concentraties tot circa $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en de fijn stof concentratie tot circa $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oplopen). Sterfte tengevolge van fijn stof is vooral het geval bij respiratoire en hart- en vaatziekten. Bij een jaargemiddelde concentratie van $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} in Nederland in 2003 (MNP, 2005), is het relatief risico 1,02 ofwel 2% extra sterfte tengevolge van fijn stof. In Nederland overleden in 2003 141.936 mensen. Dit betekent dat er volgens deze schatting 2.783 mensen overlijden tengevolge van kortdurende blootstelling aan fijn stof.

Recent is erg veel aandacht uitgegaan naar fijn stof. Er zijn echter nog andere schadelijke componenten in de atmosfeer, zodat de getallen voor fijn stof nog moeten worden aangevuld met de aantallen acute doden tengevolge van andere luchtverontreinigende stoffen.

Op basis van de risico's in Tabel 3 en een jaargemiddelde ozon concentratie van $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gaan verhoogde ozonconcentraties samen met circa 2.100 extra sterfgevallen. Overigens mogen de getallen voor fijn stof en ozon niet zonder meer worden opgeteld. In de Milieubalans 2005 (MNP, 2005) wordt voor ozon een schatting van 1.100 tot 2.200 gemaakt, goed in overstemming met bovenstaande berekening.

Tabel 3 Gemiddelde relatieve risico per toename van de concentratie van ozon en fijn stof (PM₁₀) met 10 µg/m³ van Europese studies

Sterfte	PM ₁₀	Ozon
Totaal	1.006	1.003
Respiratoir	1.013	1.000
Cardiovasculair	1.009	1.004

Ziekte als gevolg van kortdurende blootstelling

Kortdurende blootstelling aan fijn stof kan behalve tot vroegtijdige sterfte ook tot andere effecten leiden. Met name astma-aanvallen bij volwassenen en kinderen zorgen voor grootste aandeel morbiditeit als gevolg van fijn stof (PM₁₀)⁵.

Een andere bron (Torfs, ...[et al.], 2004) bevestigt dit in grote lijnen. De grootste toename van gezondheidsschade per 10 mg/m³ PM₁₀ wordt gerealiseerd door acute effecten gerelateerd aan acute bronchitis en gebruik van bronchodilatoren tegen astma (kinderen).

Er is nog weinig bekend over gezondheidseffecten tengevolge van kortdurende blootstellingen op 'hotspots'. Diverse studies hebben laten zien dat deelname aan het verkeer tot aanzienlijke blootstellingen aan luchtverontreiniging kan leiden. De daarmee gepaarde gaande effecten zijn echter nog onduidelijk. Een recente studie in Duitsland suggereerde dat mensen die een hartaanval hadden gehad in de uren ervoor vaker aan het verkeer hadden deelgenomen dan een controlegroep (Peters, [et al.], 2004).

Waargenomen effecten van ozon op de gezondheid zijn - behalve toename van de dagelijkse sterfte - ontstekingsreacties in de luchtwegen, voorbijgaande vermindering van longfunctie, toename van ziekenhuisopname wegens ademhalingsklachten.

2.5 Effecten door langdurende blootstelling

Wat zijn gezondheidseffecten van langdurende of chronische blootstelling aan luchtverontreiniging? Tabel 4 geeft aan welke effecten volgens de WHO gevonden zijn voor de drie belangrijkste stoffen (Brunekreef, ...[et al.], 2002).

Tabel 4 Effecten gerelateerd aan langdurende blootstelling

	Fijn stof	Ozon	Stikstofdioxide
Toename luchtwegklachten	+		+
Vermindering longfunctie	+	+	+
Toename COPD*	+		
Toename sterfte	+		

* COPD = Chronic Obstructive Pulmonary disease, een verzamelnaam voor ziekten als chronische bronchitis en emfyseem.

⁵ Trends in milieugerelateerde ziektelast, RIVM, 2002.

Vergelijking van Tabel 2 en Tabel 4 laat zien dat er nog veel minder kennis is over effecten van langdurende blootstelling. Dit is deels het gevolg van een veel geringer aantal beschikbare studies. Zo staan er tegenover de vele tientallen studies naar effecten van kortdurende blootstelling aan fijn stof, slechts drie studies voor de lange termijn effecten. Deze studies zijn alle in de Verenigde Staten uitgevoerd (Dockery, ...[et al.], 1993; Pope, ...[et al.], 1995; Pope, ...[et al.], 2002; Abbey, ...[et al.], 1999).

In de afgelopen jaren is vanwege het belang van deze studies, een uitgebreide discussie over deze studies geweest. Dit heeft geleid tot een onafhankelijke heranalyse van de twee belangrijkste studies, de Harvard Six City studie (Dockery, ...[et al.], 1993) en de American Cancer Society studie (Pope, ...[et al.], 1995).

De heranalyse heeft de conclusies van de auteurs bevestigd (Brunekreef, ...[et al.], 2002). In 2002 is van de American Cancer Society studie een nieuwe analyse verschenen met een nog langere follow-up van de deelnemers aan de studie (Pope, ...[et al.], 2002). De resultaten van deze studie kwamen grotendeels overeen met de eerder gepubliceerde effecten. Omdat de resultaten van deze studie meestal gebruikt worden in kwantitatieve risico schattingen, worden in tabel 4 de belangrijkste effecten van deze studie weergegeven. Deze studie wordt veel gebruikt, vanwege de omvang van de studie (500.000 volwassenen) en de spreiding van de onderzoekspopulatie over vrijwel de gehele Verenigde Staten.

Tabel 5 Relatief risico op sterfte per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ van de jaargemiddelde $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie in de American Cancer Society studie (Pope, ...[et al.], 2002)

Sterfte	Relatief risico (RR)*
Totaal	1.06
Cardiovasculair en luchtwegen	1.09
Longkanker	1.14

Een relatief risico van 1.06 wil zeggen dat bij een verhoging van de jaargemiddelde $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie met 10 mg/m^3 een 6% hogere sterfte aangetroffen wordt.

Sinds 2002 zijn drie Europese studies gepubliceerd die ook verhoogde sterfte bij verhoogde lange termijn blootstelling aan luchtverontreiniging hebben aangetoond: (Hoek, ...[et al.]; Lancet 2002; Nafstad, ...[et al.], 2004; Filleul, ...[et al.], 2005).

- in een Nederlandse studie onder 5.000 volwassenen werd gevonden dat het wonen nabij drukke wegen een verdubbeling van het risico op sterfte aan hart- en vaatziekten/ luchtwegziekten gaf. Voor NO_2 werd een relatief risico op sterfte van 1.11 gevonden bij een toename met 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Hoek, ...[et al.]; Lancet, 2002);
- een Noorse studie van 16,209 mannen wonend in Oslo vond dat een toename met 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ van de concentratie van stikstofoxiden (som van NO_2 en NO) op het woonadres, samenging met een relatief risico op sterfte van 1.08 (Nafstad, ...[et al.], 2004);
- een studie in zeven Franse steden vond vervroegde sterfte bij hogere lange termijn blootstelling aan stof, roet en stikstofdioxide en stikstofmonoxide

(Filleul, ...[et al.], 2005). De relatief risico's op sterfte per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ waren 1.14 voor NO_2 en 1.11 NO .

Hoewel de Europese studies andere maten voor luchtverontreiniging gebruikten dan de Amerikaanse studies (er waren geen gegevens over PM_{10} of $\text{PM}_{2.5}$ beschikbaar in deze studies, zie hieronder), ondersteunen ze dat luchtverontreiniging van vooral verbrandingsprocessen tot vervroegde sterfte kan leiden. In de Europese setting is de vergelijkbaarheid van de relatief risico's van NO_2 opmerkelijk. Dit suggereert een rol van vooral emissies van het gemotoriseerde verkeer.

Er zijn nog geen Europese studies beschikbaar van de lange termijn effecten van blootstelling aan fijn stof. De WHO heeft daarom op basis van risicoschattingen uit de Amerikaanse cohort studies berekend dat in Europa jaarlijks 100.000 mensen vroegtijdig sterven als gevolg van blootstelling aan fijn stof ($\text{PM}_{2.5}$) in de buitenlucht, overeenkomend met 849.000 DALY's⁶.

Het Natuur en Milieuplanbureau heeft op basis van de Amerikaanse studies geschat dat in Nederland tussen de 12.000 en 24.000 (gemiddeld 18.000) mensen vroegtijdig overlijden tengevolge van langdurende blootstelling aan fijn stof (MNP, 2005). Dit komt overeen met 120.000 – 240.000 DALY's⁷. Daarbij wordt aangetekend dat deze schatting nog onzeker is.

Recentelijk is in het kader van CAFE (Clean Air for Europe)⁸ een berekening gemaakt van de gezondheidseffecten van ozon en PM. Doorrekening van de CAFE maatregelpakketten leidt tot de conclusie dat voor PM en ozon in 2020 in Europa jaarlijks nog steeds meer dan "2,5 miljoen life years lost" zijn, hetgeen neerkomt op vroegtijdige sterfte van bijna 300.000 Europeanen, en meer dan 200 miljoen restricted activity days⁹.

Een direct effect van langdurende blootstelling aan ozon op longkanker of sterfte is volgens het WHO nog onvoldoende bewezen (WHO, 2003).

⁶ WHO, Health aspects of air pollution, June 2004. Het geschatte gezondheidseffect is 725.000 Years Of Life Lost = 849.000 DALY's. DALY staat voor Disability Adjusted Life Years oftewel het aantal jaren dat een gezonde levensduurverwachting ingekort wordt. Op basis van epidemiologisch onderzoek wordt voor allerlei kwalen en risico's berekend hoeveel van die gezonde levensduurverwachting (thans 60 jaar) verdwijnt, bijvoorbeeld door specifieke milieurisico's. DALY is momenteel de courante wijze waarmee gezondheidseffecten worden uitgedrukt.

⁷ Dit aantal is gebaseerd op risicoschattingen uit Amerikaanse studie, en toegepast op een jaargemiddelde concentratie van fijn stof van 35 mg/m^3 . Dit jaargemiddelde cijfer is een representatief geacht beeld van de luchtkwaliteit voor fijn stof in Nederland, samengesteld uit metingen door 17 regionale stations, 6 stadsstations en 16 straatstations.

⁸ Clean Air for Europe is een programma van de EU ter verbetering van de luchtkwaliteit. Eind 2005 wordt een strategie gepresenteerd voor het realiseren van een luchtkwaliteitsniveau 'waarbij geen significant negatieve effecten' meer optreden voor de menselijke gezondheid en het milieu. Emissie van verzurende stoffen en concentraties die bepalend zijn voor luchtkwaliteit worden in een geïntegreerde aanpak samengevoegd.

⁹ RAD = restricted activity days = het aantal dagen dat mensen niet aan hun gewoonlijke bezigheden (werk, school) kunnen toekomen doordat ze aan huis of bed gekluisterd zijn.

Ziekte

Behalve sterfte aan hart- en longaandoeningen en sterfte als gevolg van longkanker, heeft blootstelling aan luchtverontreiniging ook andere chronische effecten: vooral de toename aan risico op chronische bronchitis bij stijging van de concentraties aan fijn stof is een belangrijk effect (Torfs, ...[et al.], 2004). Bovendien werd recent een relatie met allergische reacties aangetoond (München).

Hoewel er redelijke evidentie is dat verhoogde blootstelling aan luchtverontreiniging leidt tot een toename in COPD en verminderde longfunctie is er geen eenduidigheid in studies ten aanzien van het ontstaan van astma. Wel is er veel onderzoek dat er op wijst dat kortdurende verhoogde concentraties fijn stof leiden tot verergering van klachten bij astmapatiënten.

2.6 Effecten van kortdurende versus langdurende blootstelling

Vergelijking van het aantal sterfgevallen tengevolge van kortdurende en langdurende blootstelling laat zien dat de effecten als gevolg van langdurende blootstelling kwantitatief belangrijker zijn. Dit verschil neemt nog toe wanneer in rekening wordt gebracht wat het verlies aan levensjaren / gezonde levensjaren is. De berekeningen in hoofdstuk 3 zullen dit illustreren. Ook in Vlaanderen (Torfs, ...[et al.], 2004) is berekend dat het effect van langdurende blootstelling vele malen groter is dan die van kortdurende blootstelling. In 2003 werd het aantal verloren levensjaren per 10.000 inwoners bepaald op 1,2 voor kortdurende blootstelling, en 43,4 voor langdurende (met een bandbreedte van 15-115).

Toch dienen ook effecten van kortdurende blootstelling te worden meegenomen. Ten eerste is door de grote hoeveelheid studies de onzekerheid in de risicoschatting voor Nederland aanzienlijk kleiner dan voor langdurende blootstelling. Ten tweede is recent onderzoek verricht waaruit blijkt dat het bij korte termijneffecten niet gaat om een verkorting van de levensduur van enkele dagen maar meer om (minimaal) enkele maanden. Ten derde zijn er meer effecten dan alleen sterfte, zoals bijvoorbeeld verergering van bestaande luchtwegaandoeningen en verhoogd medicijngebruik. Ook de aanwezigheid van deze factoren is bepalend voor verminderde levenskwaliteit.

2.7 Welke bronnen dragen bij aan gezondheidseffecten?

De vraag wat de precieze veroorzakers (individuele stoffen) zijn van de gezondheidseffecten, is met de beschikbare kennis lastig te beantwoorden, zeker als het gaat om oorzaken en effecten van langdurende blootstelling aan luchtverontreiniging. Deeltjes afkomstig van diverse verbrandingsprocessen lijken het meest schadelijk. Er zijn diverse studies die effecten van emissies uit het gemotoriseerd verkeer op chronische luchtwegklachten hebben gevonden. Daarnaast zijn er studies die effecten van deeltjes afkomstig van verbranding van hout hebben gevonden (zie AIRNET rapport Epidemiologie). Het is op dit moment niet mogelijk om betrouwbare kwantitatieve schattingen van de effecten van deeltjes van verschillende bronnen te geven.

Vooraf zeer kleine tot ultrakleine stofdeeltjes staan in de belangstelling. De kennis over de precieze werkingsmechanismen is nog beperkt, maar onderzoek uit de afgelopen jaren suggereert dat:

- ultrakleine deeltjes kunnen (tijdelijk) leiden tot dikker bloed;
- kleine deeltjes kunnen leiden tot een (tijdelijk) hogere hartslag en vaatvernauwing;
- binnen de kleine deeltjes zijn sulfaten, de aan de deeltjes gehechte metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en roet verdacht zijn van gezondheidseffecten.

Op deze zeer kleine tot ultrakleine deeltjes is vooralsnog geen specifiek reductiebeleid geformuleerd op Europees of Nederlands niveau.

2.8 Wie reageren?

Gezondheidseffecten door luchtverontreiniging worden vaak weergegeven door middel van een 'piramide': relatief veel mensen ondervinden mildere gezondheidseffecten (bijvoorbeeld een kleine longfunctiedaling, loopneus tijdens een smog-episode) een grotere gevoelige groep ondervindt ernstiger effecten zoals bronchitis, etc., een kleine groep ondervindt zeer ernstige effecten (bijvoorbeeld sterfte). In Nederland zijn effecten van verhoogde kortdurende blootstelling aan fijn stof en ozon op de longfunctie aangetoond bij gezonde basisschoolkinderen en zich hevig inspannende wielrenners.

Figuur 1 Ernst van effecten van luchtverontreiniging (piramide)



Figuur 4.1. Ernst van effecten van luchtverontreiniging

Bron: IRAS, 2002.

Zijn er gevoelige groepen?

Ouderen, jonge kinderen, mensen met bestaande ziekten (zoals astma, COPD of hart- en vaatziekten), mensen die gezond zijn maar extra gevoelig en mensen die door hun activiteitenpatroon een hoger dan gemiddelde blootstelling oplopen worden als risicogroepen beschouwd. Verder wordt verondersteld dat mortaliteit tengevolge van luchtverontreiniging niet optreedt in gezonde mensen, maar alleen in al zieke personen. Ook ontstaan er steeds meer aanwijzingen dat ongeboren kinderen en baby's ernstige nadelige effecten van luchtverontreiniging ondervinden.

2.9 Conclusies

Recente studies hebben aangetoond dat ondanks de inspanningen om verontreiniging van de buitenlucht te beperken er nog altijd effecten op de gezondheid optreden. Aanscherping van het beleid zal dan ook leiden tot gezondheidswinst. Bij de huidige concentraties zijn vooral fijn stof en ozon verantwoordelijk voor effecten. Vooral stofdeeltjes afkomstig van verbrandingsprocessen blijken tot nadelige effecten aanleiding te geven. Er is veel informatie beschikbaar over effecten van kortdurende blootstelling aan verhoogde concentraties luchtverontreiniging op sterfte, ziekenhuisopnamen, luchtwegklachten en longfunctie. De nieuwste inzichten over de effecten op sterfte zijn dat het verlies aan levensverwachting meer maanden bedraagt dan dagen, zoals tot voor kort wel verondersteld werd. Over de effecten van langdurende blootstelling is minder bekend. Toepassing van de effectschattingen uit Amerikaans onderzoek naar de relatie tussen fijn stof en sterfte, leidt tot een schatting van tussen de 12.000 en 24.000 doden per jaar in Nederland tengevolge blootstelling aan fijn stof. Dit is aanzienlijk meer dan het geschatte aantal van circa 3.000 doden per jaar in Nederland tengevolge van kortdurende blootstelling; het verlies aan levensjaren ligt hier ook aanzienlijk hoger. Zeer recent Europees onderzoek heeft bevestigd dat langdurende blootstelling aan luchtverontreiniging tot verhoogde sterfte kan leiden. Dit heeft de onzekerheid in het toepassen van Amerikaanse onderzoeksresultaten op Nederland verminderd.

3 Maatschappelijke kosten van gezondheidsschade

3.1 Inleiding

In het voorgaande hoofdstuk zijn de meest recente wetenschappelijke bevindingen rond gezondheidkundige effecten van luchtvervuiling in beeld gebracht. In dit hoofdstuk wordt deels gerekend met deze bevindingen, bijvoorbeeld met gevonden aantal maanden of jaren aan levensduurverkorting door blootstelling, en met schattingen van het aantal slachtoffers. Gekoppeld aan - onder meer - economische waarderingscijfers voor gezondheidsschade zijn in dit hoofdstuk schattingen gemaakt van de maatschappelijke kosten van gezondheidsschade als gevolg van luchtverontreiniging. Onzekerheden in gezondheidkundig onderzoek bepalen uiteindelijk mede de bandbreedte in de uitkomsten.

Na publicatie van het vorige rapport van CE over dit onderwerp - Effecten verkeersuitstoot en –geluid op de volksgezondheid, 2002 - is er een behoorlijk aantal nieuwe studies verschenen die ingaan op de economische waardering van gezondheidsschade als gevolg van luchtverontreiniging. Voor onze huidige analyse hebben we gebruik gemaakt van de volgende studies:

- ExternE transport study, Bickel, ...[et al.] 1997;
- Health Costs due to road traffic-related air pollution, an impact assessment project of Austria, France and Switzerland, WHO 1999;
- De effecten van verkeersuitstoot en –geluid op de volksgezondheid, CE 2002;
- TDSS, ECN 2004;
- Clean Air for Europe studies (CAFE), European Commission 2004;
- Economic evaluation of health impacts due to road traffic, OECD 1999;
- Fijn stof nader bekeken, RIVM 2005;
- Kwantificering gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe gezondheidskosten, VITO 2003;
- Trends in milieugerelateerde ziektelast, RIVM 2002;
- Valuation of health benefits or reductions in air pollution, DEFRA 2004;
- Verspreiding van zwevend stof, MIRA/VITO 2004;
- De waardering van bespaarde verkeersdoden, SWOV 2005.

Belangrijker dan aantallen studies is echter dat deze studies elkaar inhoudelijk ook versterken. In vrijwel alle studies wordt gebruik gemaakt van economische waardering van gezondheidsschade op basis van de 'willingness to pay' methode. Hierin zijn alle per individu beschouwde materiële en immateriële kosten inbegrepen. Met name vanwege het inbegrepen zijn van de immateriële kosten is deze aanpak vanuit welvaartstheoretisch opzicht te prefereren boven een benadering die uitsluitend gebaseerd is op schadekosten. In paragraaf 3.2 gaan we hier nader op in.

In paragraaf 3.4 maken we een concrete schatting van de gezondheidsschade. Ter introductie beschrijven we de volgende twee paragrafen op basis van welke effecten en waarderingsgrondslagen die berekening gemaakt is.

3.2 Methoden van waardering

Sterfte

In vrijwel alle geraadpleegde literatuur wordt zo goed mogelijk gekwantificeerd hoeveel waarde individuen hechten aan (het voorkómen van) sterfte als gevolg van het optreden van bepaalde gebeurtenissen. Deze economische waardering wordt geschat uit *'Willingness to pay'* studies, die gebaseerd zijn op diverse statistische onderzoeken (o.a. interviews) ten aanzien van de bedragen die men bereid is te betalen om een bepaalde kans op bijvoorbeeld een verkeersongeluk te voorkomen. Hieruit resulteert het kengetal 'Value of Statistical Life' (VOSL). Daarbij is in een aantal gevallen een nader onderscheid gemaakt tussen volwassenen en kinderen.

Vervolgens wordt in de meeste studies een bewerking van het VOSL-kengetal gemaakt om deze geschikt te maken voor gebruik in combinatie met de effect-schatting in termen van DALY's. Dit resulteert dan in het waarderingkengetal 'Value Of a Life Year (VOLY).

In het geval van overlijden door verkeersongelukken worden ook veel jonge mensen, met een lange levensverwachting, getroffen. Om de economische waardering uit *'Willingness to pay'* studies voor het overlijden van jonge gezonde volwassenen, zoals in het geval van verkeersongelukken, moet dus 'vertaald' worden naar de situatie van het vroegtijdig overlijden van oudere en zwakke personen ten gevolge van luchtverontreiniging. Hiervoor wordt in de meeste studies gebruik gemaakt van 'kwaliteitsgewogen' verloren levensjaren.

In de wetenschappelijke literatuur bestaat verdeeldheid over de vraag of de waardering van sterfte gebaseerd zou moeten zijn op VOSL of VOLY. Daarbij spelen meerdere factoren een rol. De VOSL benadering heeft een sterke empirische basis. Daartegenover staat dat de VOLY benadering het beste aansluit bij de huidige zienswijze met betrekking tot de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging (DALY's). In de meeste gevallen wordt pragmatisch omgesprongen met beide benaderingen in de zin dat de resultaten van beide methoden naast elkaar gepresenteerd worden bij wijze van gevoeligheidsanalyse.

Een andere discussiepunt betreft de vraag of de gemiddelde dan wel de mediane waardering voor sterfte gebruikt zou moeten worden.

De gemiddelde waardering is het getal dat resulteert als gemiddelde van alle aangetroffen waarden inclusief alle uitschieters. Bij de mediane waardering wordt het topsegment aan de bovenzijde niet meegenomen ('proteststemmers'), waardoor een lagere waardering ontstaat.

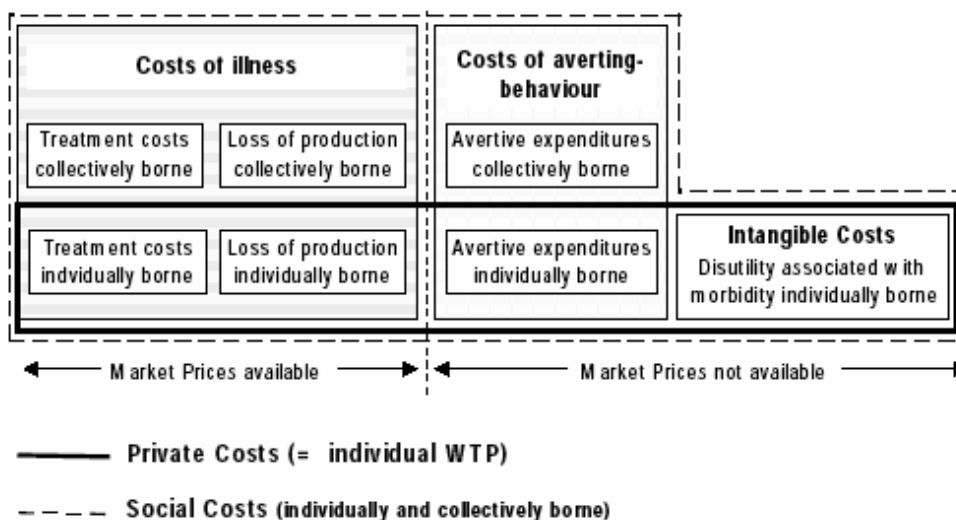
Hoewel een lichte voorkeur bestaat voor het gebruik van mediane waarden, wordt in veel gevallen de kool en de geit gespaard door beide waarden naast elkaar te presenteren bij wijze van gevoeligheidsanalyse.

Ziekte

Naast voortijdige sterfte leidt blootstelling aan bepaalde concentraties ook tot ziektegevallen. In tegenstelling tot sterfte zijn er voor ziekte respectievelijk specifieke aandoeeningen veel minder waarderingskengetallen afgeleid op basis van 'willingness to pay'. Vaak zien we hier dat - noodgedwongen - wordt terug gevallen op een schadekostenbenadering ('cost of illness') waarbij uitsluitend materiële kosten een rol spelen (kosten van behandeling en productieverlies). Vanuit welvaartstheoretisch gezichtspunt verdient echter de willingness-to-pay methode in beginsel de voorkeur.

Welke ziektekosten worden gewaardeerd?

De maatschappelijke kosten van ziekte zijn onderverdeeld in een drietal categorieën: de behandelkosten van ziekte, de vermijdingskosten en de immateriële kosten. Deze kosten worden privaat en/of collectief 'gefinancierd' Zie onderstaande figuur (bron: OECD, 1999).



Om een compleet plaatje te krijgen van de totale maatschappelijke kosten als gevolg van ziekte, moeten de private als de collectieve kosten (bijvoorbeeld via sociale verzekeringen), in beschouwing genomen worden.

De gangbare waarderingsmethodieken benaderen echter geen van alle het totale spectrum van ziektekosten. De *schadetekostenmethode* beschouwt productieverlies en de medische behandelkosten op basis van marktprijzen. Het voordeel van deze methode is dat zowel private als collectieve kosten zijn inbegrepen. Het nadeel is echter dat kosten waarvoor geen marktprijs beschikbaar is, buiten de mand vallen (vermijdingskosten en immateriële kosten).

De *willingness-to-pay* methode richt zich uitsluitend op de kosten die door individuen worden gedragen. De benadering komt neer op het waarderen van het verlagen van de kans op ziekte c.q. specifieke aandoeeningen. In deze benadering zijn ook de niet geprijste effecten inbegrepen. De collectieve kosten zijn echter hier weer niet inbegrepen.

Ondanks deze beperking wordt de willingness-to-pay methodiek vanuit welvaartstheoretisch oogpunt gezien als een betere benadering dan de schadetekosten.

3.3 Waarderingkengetallen nader belicht

Sterfte

Op basis van de bestudeerde literatuur hebben we Tabel 6 samengesteld van de range van waarderingkengetallen voor (voortijdige) sterfte als gevolg van luchtverontreiniging.

Tabel 6 Waarderingskengetallen sterfte

Bron /Kengetal	VOSL volwassenen (waarde/leven)	VOSL kinderen (waarde/leven)	VOLY (waar- de/levensjaar)
SWOV (2005)	€ 2.200.000		
CAFE (2004) (mediane waarde)	€ 980.000	€ 1.500.000	€ 52.000
CAFE (2004) (gemiddelde waarde)	€ 2.000.000	€ 4.000.000	€ 120.000
DEFRA (2004)	€ 1.000.000		€ 28.000 – 42.000
VITO (2003)			€ 75.000
CE (2002)			€ 80.000
OECD (1999)	€ 900.000		
ExternE / Bickel e.a. (1997)			€ 100.000

* Gebaseerd op een vergelijking Chilton e.a. (2004) en Markandya e.a. ('NewExt') (2004).

In het geval van de waardering van een statistisch leven (VOSL) zien we een range tussen circa € 1 – 2 mln., ongeveer factor 2. De onzekerheidsmarges bij de waardering van een levensjaar zijn groter (factor 4), want gebaseerd op meer aannamen en dus meer verschillen. De range ligt tussen € 30.000 – 120.000 .

We zullen bij de berekening van de gezondheidsschade in Nederland als gevolg van luchtverontreiniging deze spreiding ook toepassen.

Ziekte

Zoals reeds aangegeven in de vorige paragraaf, zijn er betrekkelijk weinig studies die (luchtverontreiniging gerelateerde) ziektekosten baseren op willingness-to-pay. In onderstaande tabel is een voorbeeld opgenomen van een studie waar dit wel is gebeurd (OECD, 1999), zij het ook weer gebaseerd op andere onderzoeken. Zie Tabel 7.

Tabel 7 Waarderingskengetallen ziekte (gerelateerd aan luchtverontreiniging)

Indicator	WTP
Ziekenhuisopname vanwege luchtweg- of cardiovasculaire aandoening	€ 7.870 (per opname)
Chronische bronchitis	€ 209.000 (per geval)
Bronchitis	€ 131 (per geval)
Restricted activity day	€ 94 (per dag)
Astma aanval	€ 31 (per aanval)

* Bron: OECD (1999).

Hoewel deze cijfers uiteraard met de nodige voorzichtigheid betracht moeten worden, kunnen we wel afleiden dat vooral (het voorkómen van) chronische bronchitis een relatief grote maatschappelijke waarde heeft. Studies die zijn gebaseerd op *schadekosten* bevestigen dit beeld (zie ook bijlage A).

WHO (1999) spreekt over een maatschappelijke schade van circa een derde van die van sterfte. Dit is een ophoogfactor die op macro-niveau in beeld brengt wat de schade is voor mensen die weliswaar niet vroegtijdig sterven, maar wel last hebben van effecten en aandoeningen die hun leven minder waarde geven.

Een toedeling van deze schade naar specifieke effecten of aandoeningen is in de geraadpleegde bronnen niet voorhanden. Wel zijn er enkele studies gedaan waarin kengetallen zijn bepaald voor specifieke ziekten of beperkingen op basis van schadekosten. In bijlage A wordt een aantal voorbeelden van deze kengetallen op een rij gezet. Hieruit kunnen we afleiden dat met name chronische bronchitis een grote rol speelt in de kosten van ziekte a.g.v. luchtverontreiniging.

In het onderhavige onderzoek kiezen we voor het toepassen van de WHO-vuistregel dat bij de maatschappelijke kosten van sterfte 1/3 opgeteld wordt als gevolg van ziekte. Daarmee creëren we eenzelfde waarderingsgrondslag voor zowel sterfte als ziekte (willingess-to-pay).

3.4 Gezondheidsschade in geld uitgedrukt

In deze paragraaf geven we een indicatie van de gezondheidsschade op basis van gezondheidseffecten en bijbehorende waarderingskengetallen. We geven met andere woorden de hoeken van het speelveld weer, waarbij de omvang van het veld alleen kleiner zal worden als de marges van de onderliggende kengetallen en effecten kunnen worden teruggebracht.

Gebruikte waarden gezondheidseffecten

Eerder is in hoofdstuk 2 ingegaan op de marges van de gezondheidseffecten. Gebleken is dat de effecten als gevolg van kortdurende blootstelling robuust zijn. Met betrekking tot de gezondheidseffecten vanwege langdurende blootstelling is er toenemend bewijs van grote effecten – vele malen groter dan die van kortdurende blootstelling – maar wel nog omgeven door relatief grote onzekerheidsmarges.

We hanteren gezondheidseffecten in termen van DALY's, Disability Adjusted Life Years (zie hoofdstuk 2 voor een toelichting hierop). We gebruiken daarbij de waarden en spreiding die in de recente publicatie van het RIVM ('Fijn stof nader bekeken', 2005) zijn bepaald voor Nederland. Zie Tabel 8.

Tabel 8 Gebruikte waarden gezondheidseffecten t.b.v. berekening maatschappelijke kosten

<i>Fijn stof + ozon kortdurende blootstelling (RIVM, 2005)</i>	
DALY	= 2.600 verloren levensjaren ¹⁰
<i>Fijn stof, langdurende blootstelling (RIVM, 2005)</i>	
DALY laag	= 120.000 verloren levensjaren
DALY midden	= 180.000 verloren levensjaren ¹¹
DALY hoog	= 240.000 verloren levensjaren

Gebruikte waarderingskengetallen

Voor de berekening van de maatschappelijke kosten gebruiken we de onderstaande waarderingskengetallen. Deze zijn afgeleid van het overzicht in Tabel 6 en vertegenwoordigen de spreiding van laagste, midden en hoogste gevonden waarde voor sterfte. Voor ziektekosten gebruiken we de eerder besproken WHO-vuistregel van 1/3. Zie Tabel 9.

Tabel 9 Gebruikte waarderingskengetallen t.b.v. berekening maatschappelijke kosten

<i>Waardering verloren levensjaren (mortaliteit)</i>	
VOLY laag	= € 28.000 per verloren levensjaar
VOLY midden	= € 75.000 per verloren levensjaar
VOLY hoog	= € 120.000 per verloren levensjaar
<i>Ophoogfactor waardering gezondheidskosten a.g.v. ziekte (morbiditeit): 1/3</i>	

Resultaten berekening maatschappelijke kosten

De resultaten van de berekening van de maatschappelijke kosten van de gezondheidseffecten als gevolg van luchtverontreiniging zijn weergegeven in Tabel 10. Deze resultaten zijn tot stand gekomen door gebruik van de waarden in de tabellen 8 en 9.

Tabel 10 Resultaten berekening maatschappelijke kosten (mortaliteit en morbiditeit)

	Kortdurende blootst.	Langdurende blootstelling		
	DALY	DALY laag	DALY Midden	DALY Hoog
VOLY Laag	€ 97 mln.	€ 4.470 mln.	€ 6.700 mln.	€ 8.940 mln.
VOLY Midden	€ 259 mln.	€ 11.970 mln.	€ 17.950 mln.	€ 23.940 mln.
VOLY Hoog	€ 415 mln.	€ 19.150 mln.	€ 28.730 mln.	€ 38.300 mln.

¹⁰ Uitgaande van 3.000 (fijn stof) + 2.200 (ozon) sterfgevallen per jaar met een veronderstelde levensduurverkortening van gemiddeld 6 maanden. Hoewel sterfgevallen als gevolg van ozon en fijn stof uit gezondheidkundig oogpunt niet zonder meer bij elkaar opgeteld mogen worden (zie paragraaf 2.4), wordt hiervoor voor deze berekening gemakshalve toch gekozen.

¹¹ Uitgaande van 18.000 sterfgevallen per jaar met een veronderstelde levensduurverkortening van circa 10 jaar. Dit aantal is gebaseerd op risicoschattingen uit Amerikaanse studie, en toegepast op een jaargemiddelde concentratie van fijn stof van 35 mg/m³. Dit jaargemiddelde cijfer is een representatief geacht beeld van de luchtkwaliteit voor fijn stof in Nederland, samengesteld uit metingen door 17 regionale stations, 6 stadsstations en 16 straatstations.

Uit onze berekeningen kunnen we het volgende afleiden:

- de gezondheidsschade als gevolg kortdurende blootstelling aan fijn stof en ozon bedraagt tussen € 100-400 miljoen per jaar. Dit cijfer is redelijk robuust, aangezien de onderliggende gezondheidseffecten behoorlijk hard en onderbouwd zijn;
- de gezondheidsschade als gevolg van langdurende blootstelling aan fijn stof loopt in de miljarden: tussen € 4-40 miljard per jaar. De bandbreedte van deze schatting is behoorlijk groot door zowel de onzekerheden in de geschatte gezondheidseffecten als in de waarderingskengetallen.

Analyse van berekende maatschappelijke kosten

Hoe moeten we deze bedragen nu op 'waarde' schatten?

Ter vergelijking geven we een beeld van de Europese context, waar in het kader van CAFE (Clean Air for Europe) een prognose is gemaakt van de kosten van gezondheidsschade als gevolg van ozon en PM in 2020 (zie paragraaf 3.5). Deze schade wordt geschat tussen de € 200 en € 600 miljard per jaar. Nederland 'scoort' dan met € 4-40 miljard per jaar niet extreem hoog, tussen 2-7% van het totaal hetgeen op voorhand niet onaannemelijk lijkt¹².

De WHO heeft uitsluitend voor fijn stof op basis van risicoschattingen uit Amerikaanse cohort studies berekend dat in Europa jaarlijks 100.000 mensen sterven, overeenkomend met 849.000 DALY's (zie ook paragraaf 3.5). In combinatie met de in tabel 6 gebruikte VOLY-waarden, resulteert dan een bedrag van € 23-102 mld. Hoewel dit alleen fijn stof betreft, kan dit een aanwijzing zijn om niet aan de bovenkant van de gevonden Nederlandse bandbreedte te gaan zitten.

Een andere benadering is om gebruik te maken van recente waarden die in Vlaanderen zijn gevonden. VITO (2003) berekent voor geheel Vlaanderen een totale maatschappelijke schade a.g.v. PM₁₀ van circa € 190 per inwoner (sterfte en ziekte tezamen). Dit komt neer op circa € 1,1 miljard oftewel 0,8% van het bruto binnenlands product (BBP). Als we deze exercitie zouden omzetten naar de Nederlandse situatie zou dit neerkomen op circa € 3 miljard overeenkomend met circa 0,6% van het BBP. Rekening houdend met de onzekerheidsmarges bij de VOLY's zou de overeenkomstige spreiding zijn tussen € 1,5 miljard en € 6 miljard.

In het eerdere onderzoek van CE (2002, Effecten verkeersuitstoot en –geluid op de volksgezondheid) zijn ramingen opgenomen tussen € 4-5 miljard aan maatschappelijke gezondheidsschade¹³.

In een CE-onderzoek van latere datum (Vermeulen, ...[et al.], 2004) geeft CE inzicht in onder meer de hoogte en de structuur van de externe kosten van personen- en goederenvervoer in Nederland. Hieronder vallen behalve om de kos-

¹² Gelet op enerzijds klein bevolkingsaantal en anderzijds hoge dichtheid bevolking in relatie tot industrie en verkeer.

¹³ Dit bedrag is gebaseerd op een schatting van 40.000 mensjaren, 7 aan vervroegde sterfte als gevolg van chronische blootstelling aan verkeer (PM_{2.5}) en een waardering van € 80.000 per DALY alsmede gecorrigeerd voor een WHO-waardering per sterfgeval. Voor ziekte wordt eenderde van dit bedrag gehanteerd.

ten van luchtverontreiniging (NO_x, PM₁₀, HC en SO₂) ook om de kosten van aanleg, onderhoud en beheer van infrastructuur, direct en indirect ruimtebeslag van infrastructuur (incl. parkeren), verkeersonveiligheid, klimaatverandering (CO₂) en congestie. Het totaal van deze maatschappelijke kosten¹⁴ wordt voor 2002 geschat op ca. € 22,5 miljard. De waardering van externe kosten van luchtvervuilende emissies (NO_x, HC, PM₁₀ en SO₂) door weg- spoor- en binnenvaart is geschat op ruim 4 miljard euro. Zeescheepvaart en luchtvaart zijn hier buiten beschouwing gelaten.

Gezien het feit dat deze kostenramingen uit beide onderzoeken alleen gerelateerd zijn aan bepaalde verkeerssectoren, terwijl de ramingen in het onderhavige onderzoek betrekking hebben op alle sectoren, leidt dit tot de conclusie dat de minimumramingen in het huidige onderzoek gezien kunnen worden als een absolute ondergrens.

Samenvattend kunnen we vaststellen dat alle 'referentie' bedragen vallen binnen de range die we hebben gevonden op basis van de RIVM-effectschattingen, zij het in de 'lagere regionen'.

3.5 Conclusies

Waar tot voor kort nog vele methoden voor waardering van gezondheidseffecten naast elkaar bestonden, is de laatste jaren de tendens zichtbaar om de economische waardering van gezondheidseffecten bij voorkeur te baseren op de 'willingness-to-pay' methodiek. In diverse recente studies is voor sterfte op basis van deze benadering een groot aantal waarden bepaald. Voor ziektekosten is deze methodiek minder vaak toegepast. Wel is duidelijk dat chronische bronchitis een belangrijk effect is en dus in sterke mate de maatschappelijke kosten voor ziekte bepalen.

De gezondheidsschade als gevolg kortdurende blootstelling aan fijn stof en ozon bedraagt tussen € 100-400 miljoen per jaar. Dit cijfer is redelijk robuust, aangezien de onderliggende gezondheidseffecten behoorlijk hard en onderbouwd zijn. De gezondheidsschade als gevolg van langdurende blootstelling aan fijn stof loopt in de miljarden: tussen € 4-40 miljard per jaar. De bandbreedte van deze schatting is behoorlijk groot door zowel de onzekerheden in de geschatte gezondheidseffecten als in de waarderingskengetallen. De ondergrenzen zijn absolute minimum schadekosten.

¹⁴ Behalve die voor versnippering, barrièrewerking en visuele hinder.

4 Bronnen van luchtvervuiling

4.1 Inleiding

Om op een zinvolle manier te kunnen werken aan verbetering van de luchtkwaliteit is het - naast het vaststellen van de maatschappelijke kosten - nodig te weten waar nu en in te toekomst de voornaamste blootstellingen vandaan komen. Het blijkt lastig te zijn om vast te stellen welke bronnen precies bijdragen aan gezondheidseffecten. Dit komt doordat in de praktijk altijd een cocktail van stoffen in de lucht aanwezig is en er zelden gedetailleerde meetseries voor veel individuele stoffen beschikbaar zijn.

Niettemin is het mogelijk om te bepalen welke stoffen schadelijk zijn voor de luchtkwaliteit, en welke bronnen deze schadelijke stoffen uitstoten. In dit hoofdstuk wordt dit in beeld gebracht, evenals de te verwachten ontwikkelingen omtrent de emissies. Duidelijk wordt bovendien hoe de emissies van de verschillende sectoren zich tot elkaar verhouden.

De bijdragen van diverse sectoren aan lokale concentraties en luchtkwaliteit wordt inzichtelijk gemaakt aan de hand van een voorbeeldknelpunt en recente onderzoeken. Aangegeven wordt waar en waarom onder bepaalde omstandigheden de concentraties en derhalve de gezondheidsrisico's hoger kunnen zijn. Voor meer diepgaande informatie over de stoffen en de bronnen (wegverkeer, scheepvaart) wordt verwezen naar de bijlagen B en C.

4.2 Luchtvervuilende stoffen

Luchtvervuiling is de vervuiling van de atmosfeer met schadelijke stoffen. Verbrandingsprocessen in de industrie (bijvoorbeeld raffinaderijen), verkeer en huishoudens vervuilen de buitenlucht met luchtverontreinigende stoffen. Voorbeelden hiervan zijn stikstofdioxide, zwaveldioxide, fijn stof, vluchtige organische stoffen en benzeen. Smog en (deels) fijn stof ontstaan door chemische reacties van bepaalde stoffen in de buitenlucht. Ook natuurverschijnselen als vulkaanuitbarstingen en bosbranden leiden tot luchtvervuiling. Hierbij komen stoffen als kool- en zwaveldioxide vrij.

Bekend is dat stikstofdioxide, fijn stof en ozon in de lucht kunnen leiden tot negatieve effecten op de gezondheid (luchtwegen en het hartvaatstelsel). Benzeen, SO₂ en CO zijn ook van oudsher in verband gebracht met gezondheidseffecten. De reden waarom we in dit rapport niet verder ingaan op benzeen en CO is dat de verkeersemissies van deze stoffen als gevolg van reeds ingezet beleid zo snel dalen dat de totale gezondheidseffecten, zeker in de toekomst, gering zijn. Voor SO₂ zullen in paragraaf 4.5.2. zien dat de uitstoot door scheepvaart nog wel een bron van zorg is.

Een aantal effecten op de menselijke gezondheid van de luchtverontreinigende stoffen zijn in hoofdstuk 2 en bijlage A verder uitgewerkt. Hieronder vatten we voor de belangrijkste stoffen de werking samen.

Fijn stof

Fijn stofdeeltjes kunnen vanwege hun kleine diameter diep in de luchtwegen doordringen en diverse gezondheidseffecten veroorzaken. Met name fijn stof (PM_{2,5} en kleiner) wordt gezien als schadelijk voor de gezondheid. In hoofdstuk 2 is beschreven wat de mogelijke invloed is van het soort stofdeeltje en van de grootte van het deeltje.

NO₂

NO₂ is in diverse studies in verband gebracht met luchtwegaandoeningen, verminderde longfunctie en versterkte reactie op allergenen. Effecten treden op bij zowel volwassenen als bij kinderen. Verder is gevonden dat het verband tussen fijn stof en sterfte sterker was naarmate de concentratie van NO₂ hoger was. Stifstofdioxide als verbinding is niet schadelijk bij het huidige niveau, maar vormt als onderdeel van een mengsel van (verkeers)luchtverontreiniging een indicator voor de uitstoot van stoffen die schadelijk zijn voor de gezondheid.

Ozon

Ozon is een reactieproduct van met name koolwaterstoffen (HC) en NO₂. Ozon leidt tot luchtwegklachten (ontstekingsreacties) en vermindering van de longfunctie. Ozon vermindert verder de longcapaciteit bij astmatici en verhoogt hun medicijngebruik. Verder is er een verband met dagelijkse sterfte.

Volgens de Milieubalans 2005 vertonen de luchtverontreinigende emissies een dalende trend, maar worden de Europese verplichtingen – op die van ozon na – per 2010 niet gehaald.

Figuur 2 Trends in de milieudruk en –kwaliteit (MNP, 2005)

Tabel 1 Trends in de milieudruk en -kwaliteit, het halen van doelen (2010), en milieukosten (in miljoenen euro per jaar, prijspeil 2004).				
Milieuprobleem	Trend 1985-2004	Beleidsdoel bereikt? ²⁾	Milieukosten samenleving ¹⁾ 2004	w.v. Rijksbegroting gem. per jaar (2005-2009)
Emissies NO ₂ , SO ₂		EU	1.769	34
Emissies VOS, NH ₃		EU		
Emissies fijn stof				
Depositie N / zuur op natuur				
Luchtkwaliteit ozon		EU		
Luchtkwaliteit fijn stof, NO ₂		EU		
¹⁾ Inclusief kosten Rijk, voor gedetailleerd overzicht wordt verwezen naar bijlage 4.				
²⁾ EU = Europese verplichting.				
³⁾ Beoordeling op basis van groepsrisico en casuïstiek.				
Criteria bij de kleuren (zie ook bijlage 3):				
kolom 2: groen: afname milieudruk, verbetering milieukwaliteit				
geel: min of meer gelijkblijvend				
rood: toename van milieudruk, verslechtering milieukwaliteit				
kolom 3: groen: doelen waarschijnlijk met vastgesteld beleid gehaald				
geel: kans op halen van doelen is circa 50% of nog niet te bepalen				
rood: doelen waarschijnlijk niet gehaald met vastgesteld beleid				

In dit de volgende paragraaf beschrijven we welke bronnen verantwoordelijk zijn voor deze emissies en wat het aandeel van deze bronnen is in de Nederlandse emissies c.q. luchtkwaliteitsniveaus. In de paragrafen daarna geven we per sector een beknopte toelichting.

4.3 Bronnen

Waar komen de onder 2.2. genoemde emissies en luchtverontreinigingen vandaan? De belangrijkste antropogene¹⁵ bronnen van luchtverontreiniging zijn:

- wegverkeer: personen-, bestel- vrachtauto's, bussen, speciaal vervoer, motorfietsen;
- scheepvaart, binnenvaart en luchtvaart;
- industrie & energie (fabrieken en grote verbrandingsinstallaties) en raffinaderijen;
- landbouw (bewerken van akkers, landbouwwerktuigen, stallen);
- huishoudens/consumenten w.o. open haardvuur, houtkachels en barbecues;
- HDO (handel, diensten en overheid) w.o. gebouwenverwarming.

Daarnaast bestaan nog natuurlijke bronnen. Fijn stof emissies bestaan bijvoorbeeld uit gedeeltelijk uit bodemstof (gedeeltelijk ook door menselijk handelen in de lucht gebracht) en zeezoutaërosolen; in Nederland wordt hun aandeel geschat op 12% resp. 14% van de gemiddelde fijn stof concentraties (MNP, 2005). Deze wat grovere deeltjes wordt minder gezondheidseffecten toegedacht dan deeltjes die afkomstig zijn van bijvoorbeeld verbrandingsbronnen.

Andere, indirecte bijdragen aan luchtverontreiniging vindt onder andere plaats door fotochemische reacties in de lucht. Zo wordt ozon niet direct uitgestoten maar onder invloed van zonlicht gevormd uit stikstofoxiden, koolwaterstoffen, koolmonoxide en methaan.

Tenslotte wordt de mate van luchtverontreiniging in Nederland voor een groot deel bepaald door de uitstoot vanuit buitenlandse bronnen, met name industriële bronnen, transport, consumenten en landbouw (MNP, 2005). Ook kunnen natuurverschijnselen zoals vulkaanuitbarstingen en bosbranden luchtverontreiniging veroorzaken. Het buitenlandse aandeel van de achtergrondconcentratie van fijn stof wordt geraamd op 30% (MNP, 2005)

De bijdrage van de diverse antropogene bronnen aan de emissies voor PM₁₀ en NO_x in Nederland, is in onderstaande figuren inzichtelijk gemaakt (CE o.b.v. RIVM).

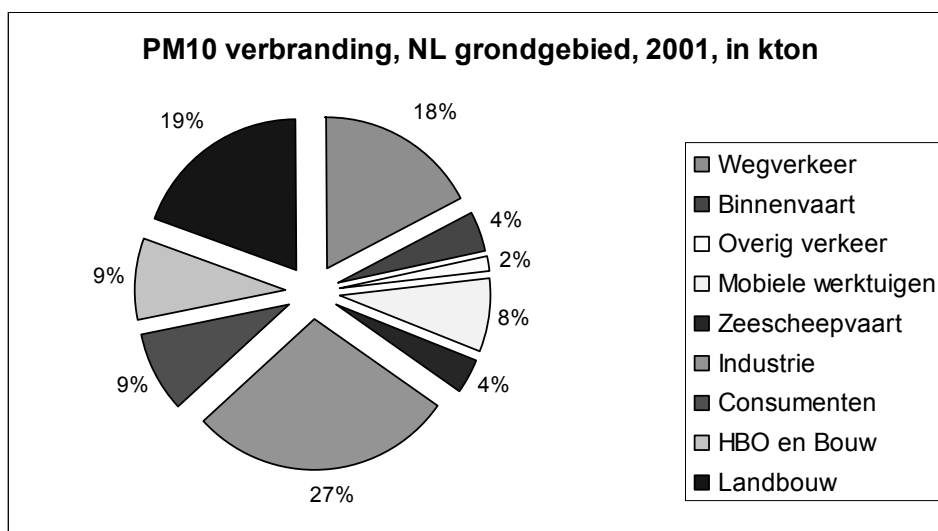
De belangrijkste bronnen van verzurende stoffen zijn landbouw, verkeer en de industrie. De landbouw draagt voor meer dan 90% bij aan de emissie van ammoniak in Nederland. De belangrijkste emissiebronnen zijn veestallen, toediening van dierlijke en kunstmest, beweiding en mestopslag. Het verkeer is de belangrijkste bron van stikstofoxiden, met in 2002 een bijdrage van meer dan 65% aan

¹⁵ Antropogeen: door menselijk handelen veroorzaakt. Tenminste 15% van de totale achtergrondconcentratie van fijn stof in Nederland is afkomstig van antropogene bronnen. In stedelijke gebieden is deze bijdrage hoger.

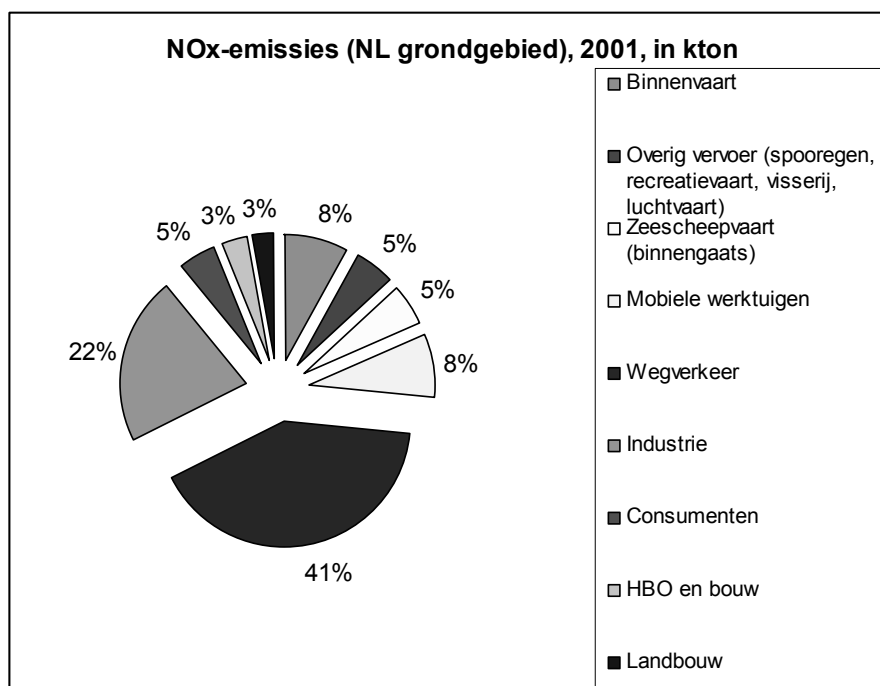
de emissie in Nederland. De industrie en de energiesector zijn andere belangrijke bronnen. De industrie stoot het meeste zwaveldioxide uit (circa 50%). Zwaveldioxide komt hoofdzakelijk vrij bij verbranding van kolen en olie. De uitstoot van VOS is vooral afkomstig van verkeer en industrie. Hoeveel luchtverontreiniging uit het buitenland komt verschilt per stof en is ook afhankelijk van de plek in Nederland waarop de luchtkwaliteit beoordeeld wordt. De bijdrage kan tot wel 60% oplopen (fijn stof). Zure depositie en stikstofdepositie komen voor respectievelijk circa 45% en 30% uit het buitenland (RIVM).

Ter illustratie zijn hier onder de aandelen in uitstoot van PM₁₀ en NO_x door bronnen op Nederlands grondgebied in beeld gebracht.

Figuur 3 PM₁₀-verbranding, NL grondgebied, 2001 in mln (bewerking CE op basis van Milieubalans, 2005)



Figuur 4 NO_x-emissies 2001, in kton (bewerking CE op basis van Milieubalans, 2005)



De meeste emissies - ook die van fijn stof - zijn de afgelopen twintig jaar gedaald. Voor de toekomst wordt een lichte daling of constant blijven voorspeld (MNP/ECN, 2005). Voorlopige Europese berekeningen laten echter ook een stijging zien van fijn stof emissies voor Nederland (RAINS). De (daggemiddelde) grenswaarden voor PM₁₀ worden in Nederland - ook in de toekomst - nog op vele plekken overschreden (MNP, 2005). Nog niet bekend is wat dit zal betekenen voor eventuele toekomstige PM_{2,5} waarden.

4.4 Emissies, concentraties en blootstellingen

Emissies lopen niet altijd in de pas met concentraties. Zo kan lokaal het wegverkeer een relatief grote bijdrage aan de blootstelling aan luchtverontreiniging leveren, – bijvoorbeeld daar waar mensen die aan het wegverkeer deelnemen of bij drukke wegen wonen – terwijl de totale emissies door de wegverkeersector (landelijk) zijn afgenomen. Door maatregelen (bijvoorbeeld strengere emissie-eisen voor voertuigen of stimulering van roetfilters) worden de schadelijke concentraties op die 'knelpunten' slechts beperkt verlaagd. Bovendien kan het voorkomen dat bij inzet van een specifieke maatregel andere stoffen die achter de indicatorstof zitten minder of niet worden bestreden. Tenslotte kunnen ook weersomstandigheden leiden tot verhoogde concentraties, zoals bij smog.

Concentraties zeggen weer niet altijd wat over blootstellingen van populaties. De meeste mensen brengen het grootste deel van de dag binnen door, waar een deel van de buitenlucht concentraties niet doordringen.

De luchtkwaliteit verschilt dus sterk van plaats tot plaats. De bijdragen van verkeer, industrie, buitenland en overige bronnen kan per locatie flink verschillen. In stedelijke gebieden is de Nederlandse antropogene bijdrage groter dan het lan-

delijk gemiddelde van minimaal 15% (fijn stof). Deze bijdrage wordt vooral door het verkeer veroorzaakt. Als de lokale verkeersbijdrage bij de totale achtergrond wordt opgeteld, kan de totale Nederlandse bijdrage in straten stijgen tot 45%. Op specifieke locaties in de omgeving van sterke fijn stofbronnen is het zelfs mogelijk dat de totale Nederlandse bijdrage domineert (MNP, 2005).

In de volgende paragrafen gaan we in op de verschillende sectoren (bronnen) en hun bijdrage aan emissies en de luchtkwaliteitsproblemen.

4.5 Verkeer

De grootste bronnen van NO_x zijn in 2010 vrachtauto's binnenvaart, zeescheepvaart, mobiele werktuigen en diesel(bestel)auto's zijn. Voor reductie van SO₂ moet vooral gekeken worden naar zeescheepvaart, binnenvaart en mobiele werktuigen. Om fijn stof te verminderen zijn maatregelen in het wegverkeer nodig hoewel ook andere bronnen emissies van fijn stof veroorzaken. Maatregelen gericht op NO_x-reductie leiden veelal ook tot vermindering van fijn stof (Beleidsnota Verkeersemisies, 2004).

De voorstellen van het kabinet om de uitstoot van verkeer terug te dringen zijn volgens het MNP¹⁶ vooralsnog niet toereikend om te voldoen aan de Europese luchtkwaliteitsnormen voor fijn stof en stikstofdioxide in 2005 resp. 2010 en de knelpunten op te lossen.

In het vervolg van dit rapport concentreren we ons met name op wegverkeer en scheepvaart, en geven kort de herkomst van verontreinigende stoffen uit andere sectoren aan. Luchtvaart en mobiele werktuigen laten we vooralsnog buiten beschouwing.

4.5.1 Wegverkeer

Het verkeer is een belangrijke bron van stoffen die schadelijk kunnen zijn voor de gezondheid. Met name de uitstoot van stikstofoxiden (NO_x) en fijn stof (PM₁₀) hebben daarbij de aandacht omdat voor deze stoffen niet aan de Europese normen wordt voldaan, waardoor op bepaalde locaties knelpunten of zogenaamde 'hot spots' ontstaan. De verkeersemisies van SO₂, CO, HC en benzeen dalen snel en hebben weinig gezondheidseffecten meer.

Het aandeel van wegverkeer in de totale emissies door Nederlandse sectoren is flink te noemen (41% voor NO_x, 18% voor PM₁₀).

Het aandeel dat de verkeersuitstoot uitmaakt in de *gezondheidseffecten* van luchtvervuiling is echter veel hoger dan het aandeel in de emissies doet vermoeden. Ten eerste ligt bij het verkeer, uitstoot en blootstelling dicht bij elkaar. Op basis van ruimtelijke modellering komt (WHO, 1999) erop uit dat verkeer ruwweg 50% van de gezondheidseffecten van luchtvervuiling voor zijn rekening neemt. CE heeft in 2003 inzichtelijk gemaakt dat op het gebied van NO₂ gemiddeld *ruim*

¹⁶ Effecten van aanvullende maatregelen op knelpunten voor luchtkwaliteit, april 2005.

de helft van de concentratie op een voorbeeldknelpunt in 2010 te herleiden is naar het Nederlandse wegverkeer, met name vrachtwagens. Bij PM_{10} is die invloed geringer, namelijk circa 10%. In bijlage C wordt deze case nader toegelicht. Ten tweede is er toenemend bewijs dat binnen het spectrum van $PM_{2,5}$ en PM_{10} juist de heel fijne deeltjes die het verkeer uitstoot voor de belangrijkste gezondheidseffecten zorgen. Dit maakt de geringe bijdrage van wegverkeer aan fijn stof concentraties toch van belang.

Fijn stof komt in het verkeer vrij bij de verbranding van diesel en bij slijtage van het wegdek, banden en remvoering (RIVM, website). Fijn stof emissies door slijtage stijgen relatief snel, maar met name de kleinere fracties die vrijkomen bij verbranding hebben grotere gezondheidseffecten.

De omvang van de emissies door het wegverkeer zal per 2010 in absolute zin dalen, zowel voor PM_{10} als voor NO_x , als gevolg van generiek EU-beleid dat steeds strengere emissienormen voor voertuigen voorschrijft. Verhoogde concentraties als gevolg van wegverkeer zullen in 2010 echter nog steeds voorkomen, met name langs drukke snelwegen en in stedelijk gebied. Belangrijke oorzaken hiervoor zijn de intensivering van het ruimtegebruik in de stedelijke omgeving en de groeiende automobiliteit.

4.5.2 Scheepvaart en binnenvaart

Naast het wegverkeer zijn de binnenvaart en de zeescheepvaart grote bronnen van luchtverontreiniging, met name door de emissies van PM, NO_x en SO_2 door de - verouderde - dieselmotoren. De bijdragen van scheepvaart aan de emissies kan plaatselijk zeer significant zijn, in het Rijnmondgebied is dit voor NO_x -emissies ongeveer 13-25% (DCMR/Haskoning, 2004).

Waar de meeste sectoren hun (verzurende) emissies weten te reduceren, is de verwachting dat maritieme emissies door schepen een steeds belangrijker bron van luchtverontreinigende emissies aan het worden zijn. Voor SO_2 en NO_x verwacht men bijvoorbeeld dat in 2010 de absolute emissies door scheepvaart die van de Europese landbronnen zullen evenaren. In Nederland zal in het aandeel van binnenvaart en zeescheepvaart aan NO_x -emissies nog maar een kwart lager liggen dan de van vrachtauto's en personenauto's (VROM, Beleidsnota verkeersemisies). Voor PM_{10} zijn in de referentieramingen tot 2020 de zeescheepvaart niet meegenomen, maar het aandeel van binnenvaart en recreatievaart wordt in 2002 geschat op 10% en zal tot 2010 stijgen.

Er zijn in Nederland zeer beperkt metingen gedaan naar de bijdrage van deze sectoren in de luchtkwaliteit? In het Rijnmondgebied draagt de scheepvaart flink bij aan de concentraties van NO_2 . Zo'n 5 tot 20% van de NO_2 -concentratie in stedelijk gebied is afkomstig van de scheepvaart, ongeveer gelijk verdeeld over zeescheepvaart en binnenvaart. In de havens en op het water is deze bijdrage ongeveer twee keer zo hoog als direct langs de vaarroute (DCMR/Haskoning, 2004).

TNO heeft in 2005 onderzoek gedaan naar de bijdrage van scheepvaart op de luchtkwaliteit van enkele Zuid-Hollandse rivieroeveren. Ze maten onder meer significante bijdragen aan de concentraties stikstofdioxide (Oude Maas).

Ook de bijdrage van PM₁₀-emissies door de scheepvaart aan de concentraties in de buitenlucht kan significant zijn. Zo is in de buurt van druk bevaren waterwegen in het Rijnmondgebied de bijdrage 3-6 mg/m³. Direct aan het water is dit 6-10 mg/m³. Voor PM_{2,5} zijn nadere metingen nodig om significante bijdragen vast te stellen.

We concluderen dan ook dat de invloed van scheepvaart op luchtkwaliteit - zeker voor concentraties stikstofdioxide - niet te verwaarlozen is, en dat deze in de toekomst zeer waarschijnlijk - relatief en absoluut - zal toenemen.

4.6 Industrie

De industrie levert - door diverse productieprocessen - een aanzienlijk aandeel in de totale emissies van zwaveldioxide, kooldioxide, vluchtige organische stoffen, fijn stof, koolmonoxide, distikstofdioxide en cfk's. De stoffen komen vrij uit stationaire bronnen in de industrie, raffinaderijen en energiebedrijven. Het gaat om de emissies die ontstaan bij de verbranding van fossiele brandstoffen in vuurhaarden en uit industriële processen.

Van de meeste stoffen is de emissie door de industrie (inclusief raffinaderijen) sinds 1990 aanzienlijk afgenomen. De dalingen zijn voornamelijk het gevolg van een verschuiving van zware stookolie naar gasen als brandstof. Ook spelen technische maatregelen zoals schonere brandertechnieken, rookgasontzwalling, selectieve katalytische reductie een rol (www.emissieregistratie.nl, 2005).

Hoewel industriële sectoren een aardig aandeel hebben in de totale uitstoot van luchtverontreinigende stoffen, en dus van de Nederlandse achtergrondniveaus, is de bijdrage aan de concentraties op leefniveau beperkt. Dit komt omdat de uitstoot plaatsvindt op grote hoogte en dus buiten industriegebieden verspreid neerslaat. Dit verklaart een deel van de rol van Nederland als fijn stof-exporteur.. De industrie sector wordt in Nederland wel aangesproken op emissiebeleid, maar nauwelijks in het kader van luchtkwaliteitsbeleid.

4.7 Landbouw

De land- en tuinbouw levert een aanzienlijke bijdrage aan de totale emissies van met name ammoniak, en daarnaast methaan, distikstofdioxide en fijn stof. Met name de emissies van de eerste twee zijn sinds 1990 aanzienlijk afgenomen.

Fijn stof emissies in deze sector worden veroorzaakt door verbranding van brandstoffen in mobiele bronnen (tractoren, landbouwwerktuigen, vrachtwagens), stationaire bronnen (bijv. aggregaten, ventilatieapparatuur.), en door emissies uit de stallen: huis-, mest- voer- en strooiseldeeltjes. Volgens VROM¹⁷ zijn de intensieve veehouderij en de pluimveector grotendeels verantwoordelijk voor het

¹⁷ Volgens brief van staatssecretaris Van Geel van VROM d.d. 17 juni 2005 aan de Tweede Kamer.

aandeel van 20% in de totale emissies van fijn stof. Filteren en het optimaliseren van de ventilatie in stallen zijn maatregelen die in dit kader door het ministerie zullen worden gestimuleerd. Daarnaast is het reduceren van ammoniakuitstoot (NH_3) in de landbouw ook aan te bevelen. Het gas ammoniak reageert in de lucht met het gas salpeterzuur (dat in de lucht ontstaat uit stikstofoxiden) tot deeltjes ammonium nitraat. Nitraat is een van de hoofdcomponenten van fijn stof.

De emissies uit de mobiele bronnen worden over het algemeen bij de sector verkeer en vervoer meegerekend. Dit type emissies zijn vermoedelijk schadelijker dan de uit de stallen afkomstige deeltjes.

Referentieramingen voor 2010 en 2020 geven aan dat de PM_{10} -emissies in de landbouw sector eerst licht zullen stijgen en vervolgens zullen dalen als gevolg van verwachte reductie van de veestapel.

4.8 Consumenten/huishoudens

Consumenten veroorzaken directe milieudruk bij een groot aantal activiteiten. Zo ontstaan bij ruimteverwarming verbrandingsgassen (veelal broeikasgassen en verzurende stoffen). De emissies van kooldioxide, stikstofoxiden en koolmonoxide worden voor het belangrijkste deel bepaald door de inzet van brandstoffen, voornamelijk aardgas voor ruimteverwarming.

De emissies van CO, NM-VOS en fijn stof worden sterk bepaald door de verbranding in houtkachels en open haarden. Samen was de bijdrage van open haarden en gashaarden aan NM-VOS emissies bijna 2% van alle VOS-emissies in Nederland. De bijdrage van het stoken van hout in open haarden en houtkachels aan PM_{10} was in 2002 ruim 4% van de totale PM_{10} -emissies (ECN/RIVM, 2004). Een koude winter zorgt voor een toename van de emissies.

Bij het stoken komen vaak stoffen vrij die nadelige gevolgen hebben voor de luchtkwaliteit. De emissies van houtverbranding in huishoudens bevatten in te ademen fijn stof en een complexe mix van koolwaterstoffen, waarvan sommige giftig of kankerverwekkend zijn. Bij onvolledige verbranding komen schadelijke gassen vrij, zoals koolmonoxide en roet. Vooral in perioden van kou is houtverbranding in sommige regio's - bijvoorbeeld in Scandinavië en Noord-Amerika (RIVM, 2003) - een evidente en significante bron van lokale luchtverontreiniging (fijn stof en ozon). In epidemiologische studies waarin PM_{10} als indicator gebruikt werd, waren duidelijke aanwijzingen van een verband tussen kortdurende variaties in blootstellingsniveaus en gezondheidseffecten, waaronder ademhalingsproblemen bij astmapatiënten (significante risico vergroting). In Amerika en Canada (Airnet, Epidemiology, 2004) en ook in het kader van Europees onderzoek (CAFE, 2004) is beschreven dat gebruik van vaste brandstoffen in houtkachels met name effect heeft op $\text{PM}_{2,5}$ en minder op grovere deeltjes.

Op Europese schaal (CAFE, 2005) wordt geraamd dat het aandeel van huishoudens - voornamelijk door houtkachels - aan $\text{PM}_{2,5}$ emissies tussen 2002 en 2020 van 25% naar 38% groeit (en daarmee de aandelen van wegverkeer en industrie sterk overstijgt)! Of deze groei ook in Nederland voorzien wordt, is uit de bestudeerde bronnen niet duidelijk geworden.

Emissieramingen voor 2010 duiden op een lichte daling van PM₁₀-emissies door huishoudens in Nederland en een stijging van NM-VOS als gevolg van verbranding in houtkachels.

Een op de vijf huishoudens in Nederland heeft een open haard of een houtkachel (VROM). Dit duidt erop dat, ondanks dalende emissies, de concentraties in woongebieden en derhalve de blootstellingsrisico's wel aanzienlijk kunnen zijn.

4.9 Conclusies

Bekend is dat stikstofdioxide, fijn stof en ozon in de lucht kunnen leiden tot negatieve effecten op de gezondheid (luchtwegen en het hartvaatstelsel). Het blijkt vooralsnog echter lastig te herleiden welke gezondheidseffecten dat precies zijn. Omdat de luchtverontreiniging een mengsel is van verschillende stoffen is het lastig om de gezondheidsschade te relateren aan precieze fracties/deeltjes uit dit mengstel. Ook de exacte relatie met de bronnen die dit mengsel mede veroorzaken is moeilijk te herleiden.

Duidelijk is wel dat verkeer, industrie en landbouw absoluut gezien belangrijke antropogene bronnen van luchtverontreinigende stoffen zijn. Industriële emissies slaan zeer verspreid neer, waaronder in het buitenland, landbouwemissies lijken over het geheel genomen minder schadelijk. Naar de effecten van emissies van open haarden en houtkachels bij consumenten is nader onderzoek aan te raden.

Het aandeel dat de verkeersuitstoot in de gezondheidseffecten van luchtvervuiling is veel hoger dan het aandeel in de schadelijke uitstoot doet vermoeden. Het aandeel van scheepvaart en binnenvaart in verkeersgerelateerde luchtverontreiniging neemt steeds verder toe. Gecombineerd met de conclusies uit hoofdstuk 2, dat met name zeer kleine stofdeeltjes uit verbrandingsprocessen tot schadelijke gevolgen leiden, en dat er recentelijk in Europa een verhoogde sterfte is aangetoond bij langdurende blootstelling aan NO₂ (een belangrijke indicator voor schadelijke stoffen in het verkeer), wijst dit op een belangrijke rol van emissies van het gemotoriseerde verkeer. Dit leidt tot de conclusie dat scheepvaart en wegverkeer belangrijke speerpunten van Nederlands luchtkwaliteitsbeleid moeten blijven c.q. worden.

CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel: 015 2 150 150

fax: 015 2 150 151

e-mail: ce@ce.nl

website: www.ce.nl

Besloten Vennootschap

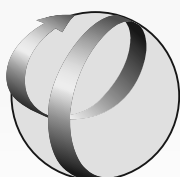
KvK 27251086

Luchtkwaliteit in Nederland: gezondheidseffecten en hun maatschappelijke kosten

Bijlagen

Delft, september 2005

Opgesteld door: M. (Kiek) Singels (CE)
J.P.G.N. (Jeroen) Klooster (CE)
G. (Gerard) Hoek (IRAS)



A Kengetallen waardering morbiditeit op basis van schadekosten

In de volgende tabellen zijn enkele *voorbeelden* opgenomen van kengetallen afkomstig uit specifieke studies.

Morbidity	Low	Central	High
Chronic bronchitis	€ 120,000/case	€ 190,000/case	€ 250,000/case
Respiratory, cardiac hospital admission		€ 2,000/admission	
Consultations with primary care physicians		€ 53/consultation	
Restricted activity day (day when person needs to stay in bed)		€ 130/day	
Restricted activity day (adjusted)		€ 83/day	
Minor restricted activity day		€ 38/day	
Use of respiratory medication		€ 1/day	
Symptom days		€ 38/day	

Bron: CAFE (2004).

Ziekenhuisopnames						
Cerebrovasculaire ziekenhuisopname	430-438	13900	16730	7870		€ per case
Ziekenhuisopname wegens algemene luchtwegklachten	460-519	3610	4320	7870		€ per case
Ziekenhuisopname voor hartfalen	428?-429?	2730	3260	7870		€ per case
Myocard infarct (niet-fataal, 8 dagen hospitalisatie + 24 dagen thuis)	410			7870		
medische kosten		4700				€ per event
productiviteitsverliezen		3500				€ per event
WTP		16300				€ per event
Angina Pectoris (ernstig, niet-fataal, 5 dagen hospitalisatie + 15 dagen thuis)	413					
medische kosten		2900				€ per event
productiviteitsverliezen		2200				€ per event
WTP		10200				€ per event
Hypertensie (6 dagen hospitalisatie + 12 dagen thuis)	401-404					
medische kosten		1800				€ per event
productiviteitsverliezen		2000				€ per event
WTP		600				€ per event
Respiratoire ziektes						
Chronische bronchitis	490-496 of 490-492 & 496	137 600	163 000	105 000		€ per new case
Extra astma aanval		69	75	37		€ per day

Bron: VITO (2003).

Gebruik van bronchodilatoren tegen astma		32	40			€ per day
Infecties van de lagere luchtwegen (pneumonie, acute bronchitis, griep)	466, 480-487	7	240	225		€ per day
Infecties van de bovenste luchtwegen (verkoudheid, sinusitis, pharyngitis)	460-465					
Acute bronchitis	466		240	225		€ per day
Chronische hoest bij kinderen		200	240			€ per episode
Hoesten		34	45			€ per day
Symptoomdag		34	45			€ per day
Beperkingen						
Restricted activity day		100	104	75		€ per day
Minor restricted activity day		34	45	7,5		€ per day
Productiviteitsverliezen			55		32,5	€ per day
Absentee costs		110			75-150	€ per day
Medische kosten voor ziekenhuisopname			286		175-325	€ per day
Verlies aan welvaart door IQ			8560		2273	€ per IQ pt.
Slaapverstoring			635			€ per year
Ernstige hinder			20			€ per dB boven drempel

YOLL = years of life lost

^a : Bickel et al., 2003.

^b : Friedrich en Bickel, 2001, en CSERGE, 1999.

^c : EC, 1999.

^d : Belgische gegevens, o.m. BIGE, 2001, eigen berekeningen en cijfers van het VBO.

Bron: VITO (2003).

B Luchtverontreinigende stoffen

B.1 Inleiding

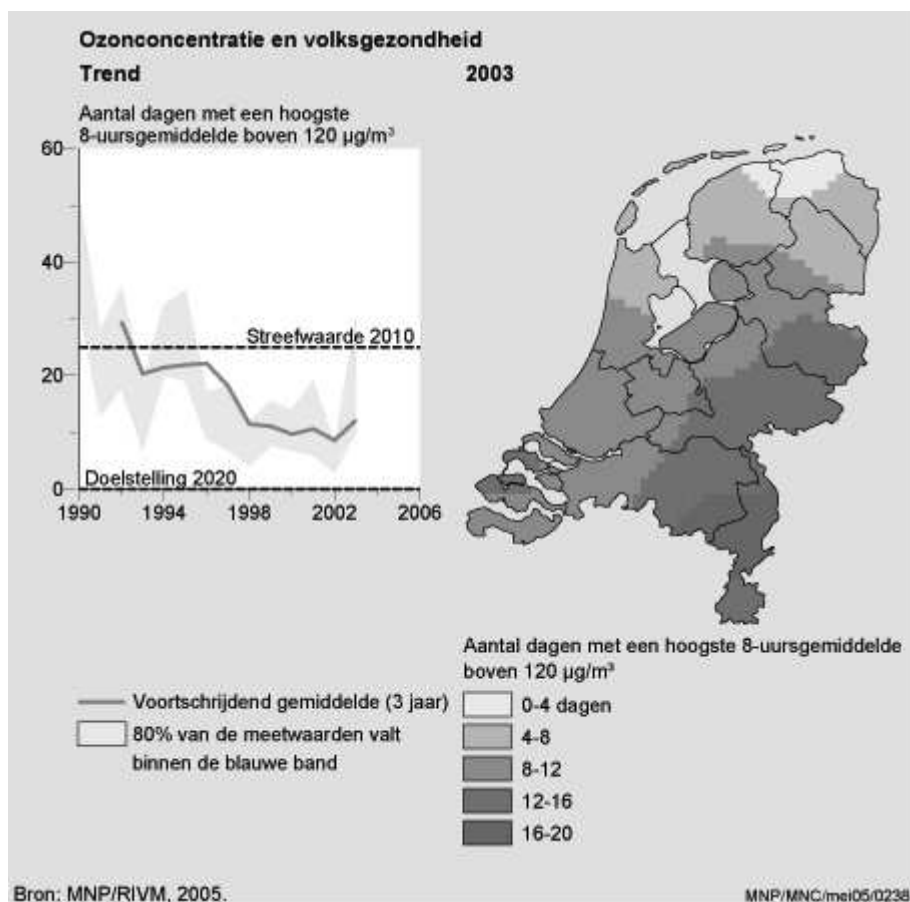
De hieronder opgenomen beschrijvingen van luchtverontreinigende stoffen zijn overgenomen van de websites van het Ministerie van VROM, van RIVM, het MNP en uit het Natuur en Milieu Compendium 2005. Voor de bepaling van de gezondheidseffecten is tevens geput uit het kennisoverzicht van IRAS en TNO (IRAS/TNO, 2002).

Zie voor geraamde concentraties en deposities van diverse stoffen in 2004, 2010 en 2020 wordt verwezen naar: <http://www.mnp.nl/mnc/i-nl-0506.html>.

B.2 Ozon

Ozon (O_3) is de belangrijkste component van smog in het zomerseizoen. Ozon wordt onder invloed van zonlicht (en hoge temperatuur) gevormd uit stikstofoxiden en koolwaterstoffen (welke onder andere door gemotoriseerd verkeer worden uitgestoten). In de hogere luchtlagen, de stratosfeer, vormt ozon de zogenaamde ozonlaag die beschermt tegen schadelijke ultraviolette straling. In de lagere luchtlagen, op leefniveau, is ozon een vervuilende stof, die een schadelijk effect heeft op mens en natuur. De concentraties van ozon op leefniveau zijn het hoogst in de zomer, en dan vooral aan het eind van de middag. Rond en in steden is komt meer ozon voor dan op het platteland, omdat niet zelden daar de meeste uitstoot van stikstofoxiden en koolwaterstoffen plaatsvindt. De concentraties ozon in de Europese Unie dalen door het Europese beleid om de uitstoot van stikstofoxiden en koolwaterstoffen te verminderen. De grootschalige achtergrondconcentratie van ozon in Europa stijgt echter.

Figuur 5 Ozonconcentraties 2003



Effecten

Ozon is de meest reactieve en giftige component van zomersmog. Het dringt bij de inademing door tot in de kleinste luchtwegen en de longblaasjes en zorgt zo voor prikkeling van de slijmvliezen. De meest typische klachten van acute blootstelling aan ozon zijn een prikkelende ademhaling (hoesten) en irritatie van de ogen. Ook kan men last krijgen van duizeligheid, misselijkheid of hoofdpijn. De klachten nemen toe als de hoeveelheid ozon en de duur van de blootstelling toenemen.

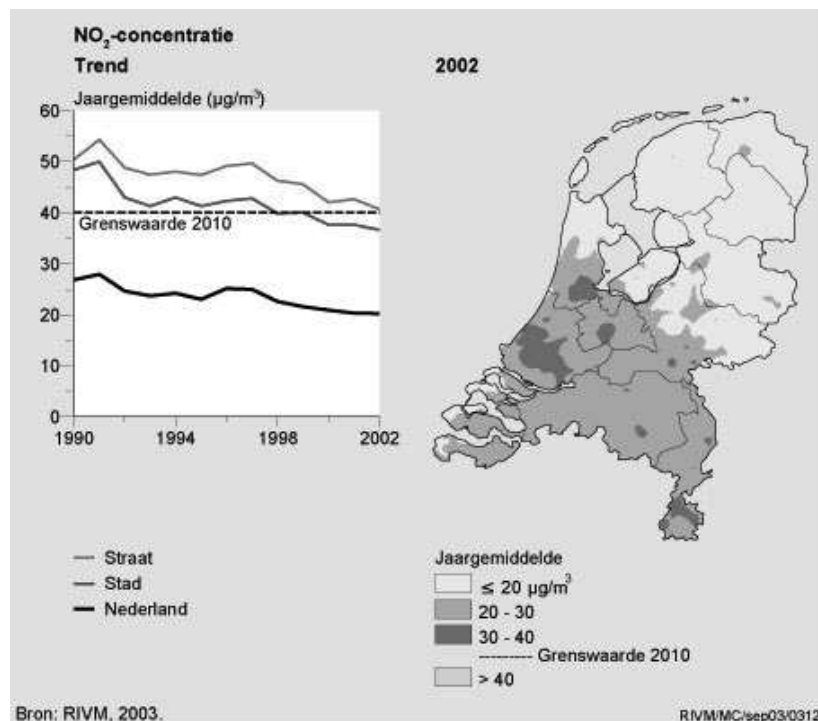
Naar schatting is bij meer dan 10% van de kinderen in de leeftijd van 7 tot 12 jaar (ofwel 230.000 kinderen) de longfunctie op tenminste één dag in de zomer tijdelijk verminderd door smog. Andere effecten van acute blootstelling aan ozon zijn gevonden in experimenten met menselijke vrijwilligers en in epidemiologische studies. Waargenomen effecten zijn ontstekingsreacties in de luchtwegen, voorbijgaande vermindering van longfunctie, toename van ziekenhuisopname wegens ademhalingsklachten en toename van dagelijkse/acute sterfte. Deze effecten treden op zonder duidelijke drempel waaronder geen nadelige effecten meer worden waargenomen (IRAS/TNO, 2002). Het Natuur en Milieucompendium 2001 gaf een schatting van 2.350 vroegtijdige sterfgevallen als gevolg van acute blootstelling aan ozon. Op dit moment is nog onduidelijk of ozon de longen en de slijmvliezen blijvend kan beschadigen.

B.3 Stikstofoxiden

Stikstofoxiden (NO_x) is de verzamelnaam voor verbindingen tussen zuurstof en stikstof. De voornaamste zijn stikstofmonoxide en stikstofdioxide. Stikstofoxiden ontstaan net als zwaveldioxide bij de verbranding van fossiele brandstoffen. Stikstof zit ook voor een deel in de brandstof (zoals zwavel). Het grootste deel van de stikstofoxiden ontstaat echter als gevolg van de verbranding van de stikstof in de bij de verbranding gebruikte lucht. Lucht bestaat voornamelijk uit stikstof (N_2) en zuurstof (O_2). Bij ieder verbrandingsproces - van lucifer tot vuilverbrandingsinstallatie - verbinden ze zich tot stikstofoxiden. Hoe hoger de temperatuur, hoe makkelijker die verbindingen ontstaan. Stikstofoxiden zijn zeer schadelijk voor het milieu, zeker als ze zich binden met water. Dan ontstaat salpeterzuur (HNO_3). (VROM)

Stikstofdioxide is een gas dat in Nederland voor een belangrijk gedeelte door het autoverkeer wordt geproduceerd. Het is daarom een belangrijke indicator voor de luchtverontreiniging door verkeer. Bij de huidige niveaus van NO_2 is het minder aannemelijk dat er gezondheidseffecten door NO_2 optreden. Maar omdat NO_2 zo sterk gerelateerd is aan het mengsel van verkeersgerelateerde verontreiniging en er ten gevolge van verkeersemissies wel degelijk negatieve gezondheidseffecten kunnen optreden, zijn ook aan de NO_2 -niveaus normen gekoppeld (RIVM website).

Figuur 6 Stikstofdioxide concentratie in Nederland 2002 (jaargemiddelde)



Bron: Natuur en Milieu Compendium.

Effecten

Stikstofdioxide (NO_2) dringt door tot in de kleinste vertakkingen van de luchtwegen. Het kan bij hoge concentraties irritatie veroorzaken aan ogen, neus en keel. Bij blootstelling aan lage concentraties stikstofdioxide wordt een lagere longfunctie waargenomen. Ook een toename van astma-aanvallen en ziekenhuisopnamen en een verhoogde gevoeligheid voor infecties komen voor. In de zogenaamde APHEA-studie zijn associaties gevonden tussen NO_2 in de buitenlucht en dagelijkse sterfte. Het is minder waarschijnlijk dat de gevonden associaties tussen NO_2 en gezondheidseffecten door NO_2 zelf worden veroorzaakt. Aannemelijker is, dat de NO_2 -concentratie model staat voor het mengsel aan luchtverontreinigingen (RIVM, 2004).

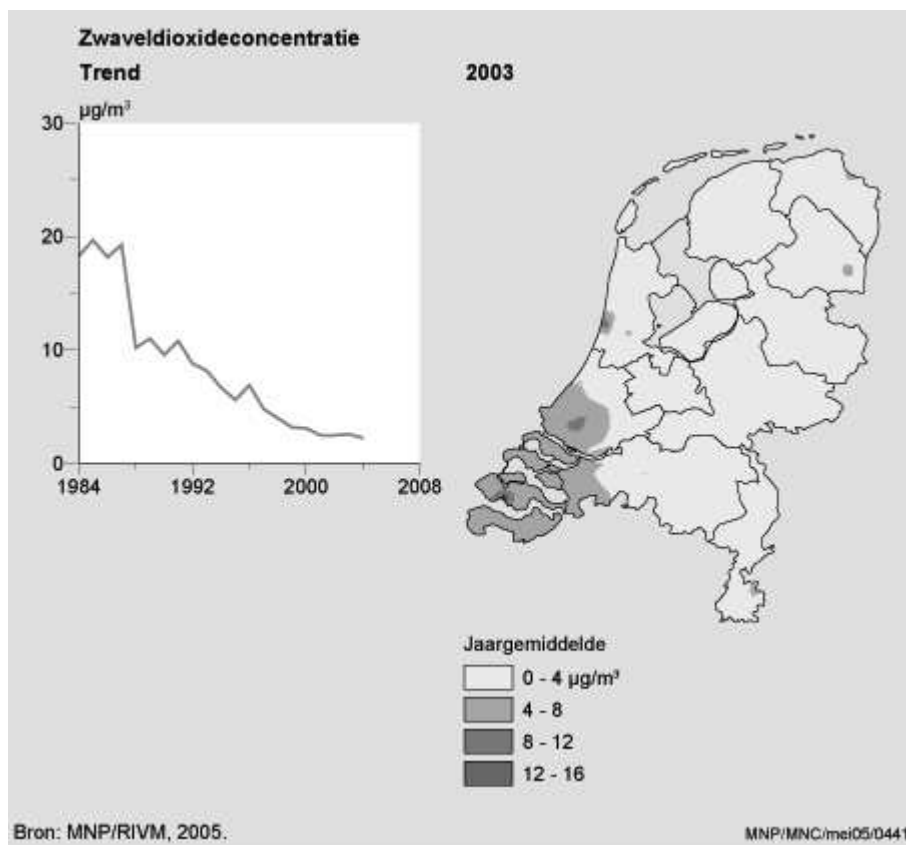
In 2002 werden circa 300.000 mensen blootgesteld aan normoverschrijdingen voor langdurende blootstelling aan NO_2 (MNP, 2004.) Deze overschrijdingen treden alleen op langs drukke wegen. De norm voor kortdurende blootstelling wordt niet overschreven.

B.4 Zwaveldioxide

Zwaveldioxide (SO_2) komt in de atmosfeer door het gebruik van zwavelhoudende brandstoffen. Binnenlandse bronnen zijn de industrie en het (scheepvaart)verkeer. De introductie van aardgas voor energieopwekking en verwarming, rookgasontzwaveling, alsmede de inzet van laagzwavelige brandstof heeft geleid tot een forse verlaging van de zwaveldioxide-uitstoot in Nederland. Buitenlandse bronnen (België en Duitsland) leveren de grootste bijdrage aan de huidige zwaveldioxideconcentraties in Nederland. Zwaveldioxide hoort met stikstofoxiden en ammoniak tot de verzurende stoffen, waar ook fijn stof uit kan ontstaan. De concentraties zijn tegenwoordig zo laag, dat directe gezondheidseffecten niet langer waarneembaar zijn (VROM).

De concentratie van zwaveldioxide (SO_2) in Nederland is de afgelopen decennia sterk gedaald. De laatste vier jaar dalen de jaargemiddelde zwaveldioxideconcentraties nog steeds, maar minder dan in de voorafgaande periode.

Figuur 7 Zwaveldioxideconcentraties



De hoogste zwaveldioxideniveaus worden waargenomen in het Rijnmondgebied, Zeeland en in het zuidwesten van Noord-Brabant. Dit hangt samen met lokale industrie, scheepvaart en mogelijk ook de nabijheid van West-Vlaamse bronnen. De zwaveldioxideniveaus in steden en langs straten zijn gemiddeld 1 tot 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hoger dan op regionale achtergrondstations. In Nederland daalde de jaargemiddelde zwaveldioxideconcentratie op regionale achtergrondstations over de afgelopen 20 jaar van ongeveer 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ naar bijna 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dit is het gevolg van emissiereducties in binnen- en buitenland bij de belangrijkste bronnen van zwaveldioxide, zoals elektriciteitscentrales, raffinaderijen en verkeer. Omdat de eerste twee bronnen hiervan verreweg de meeste uitstoot hebben, zijn stedelijke (achtergrond) concentraties hoger dan lokale straatconcentraties. De concentraties in de winter zijn licht hoger dan jaargemiddeld door een aantal processen, zoals verhoogde aanvoer door continentale windrichtingen, hogere emissies door ruimteverwarming en een minder gunstige atmosferische verspreiding.

B.5 Fijn stof

Fijn stof (particulate matter of PM_{10}) is een verzamelnaam voor allerlei kleine deeltjes in de lucht met een diameter van minder dan 10 micrometer (0,01 mm): van zandkorrels en roetdeeltjes tot stukjes afgesleten autoband of wegdek. Ongeveer de helft van het fijn stof in Nederland is van natuurlijke oorsprong. Het gaat daarbij om bijvoorbeeld zeezout en bodemstof. In het buitenland zijn dit bijvoorbeeld ook zand en vulkaanuitbarstingen. De andere helft wordt veroorzaakt door menselijke activiteiten (de zogenaamde 'antropogene bijdrage'), waaronder verkeer, landbouw en industrie. Er is in fijn stof een primaire en een secundaire fractie te onderscheiden:

- de primaire fractie bestaat uit deeltjes die direct door menselijk handelen en/of natuurlijke processen in de lucht worden gebracht. De belangrijkste door mensen veroorzaakte uitstoot komt van transport, industrie en landbouw. In kustgebieden vormt de zee een belangrijke natuurlijke bron voor fijn stof in de vorm van zeezout deeltjes. Ook opwaaiend bodemstof is vaak van natuurlijke oorsprong;
- de secundaire fractie bestaat uit deeltjes die in de atmosfeer worden gevormd na chemische reacties in de lucht. Bij deze omzettingsprocessen spelen zowel gassen als reeds aanwezige deeltjes een rol. Ammoniak (NH_3), stikstof-oxiden (NO_x), zwaveldioxide (SO_2) en vluchtige organische koolwaterstoffen (VOS) zijn bij de reacties de belangrijkste gassen.

De kleinste deeltjes zijn het gevaarlijkst voor de gezondheid. Dat komt omdat ze diep ingeademd kunnen worden en zich verzamelen in de diepere luchtwegen. Daardoor ontstaan luchtwegaandoeningen of hart- en vaatziekten waardoor mensen eerder kunnen overlijden. Vooral de industrie en het verkeer veroorzaken fijn stof. Fijn stof kan ook ontstaan door reacties tussen verschillende gassen in de lucht. De gemiddelde concentratie fijn stof in Nederland is hoger in het zuiden, nabij grote steden en bij grote industriegebieden.

Fijn stof leidt tot vroegtijdige sterfte. Als gevolg van kortdurende blootstelling ondervinden jaarlijks enige duizenden mensen een geringe levensduurverkorting. Er zijn aanwijzingen dat het effect van langdurende blootstelling veel groter is (RIVM, 2005). Er is voor fijn stof geen concentratie waarbij geen effecten worden waargenomen (drempelwaarde) (Buringh, ...[et al.], 2002).

Door de WHO en de EU zijn normen opgesteld voor kortdurende (daggemiddelde) en langdurende (jaargemiddelde) blootstelling aan fijn stof.

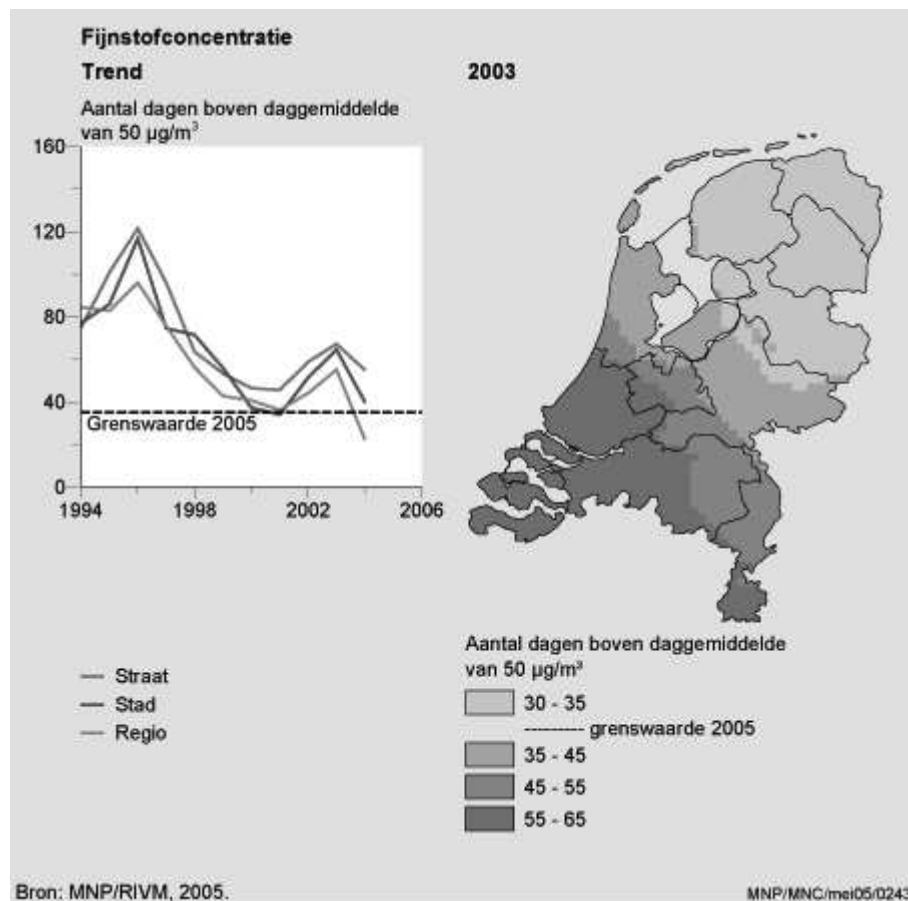
Fijn stofconcentratie in groot deel Nederland boven de norm (MNP website)

De grenswaarde voor kortdurende blootstelling is een daggemiddelde concentratie van fijn stof (PM_{10}) van $50 \mu g/m^3$ die niet vaker dan 35 keer per jaar mag worden overschreden. In een groot deel van Nederland is deze norm overschreden. Alleen in de Provincies Groningen en Drenthe is de norm niet overschreden.

In het zuiden van Nederland wordt de norm dus vaker overschreden dan in het noorden. Dit wordt veroorzaakt door een hogere uitstoot van fijn stof in het zuiden van Nederland en een grotere invloed van bronnen in het omringende bui-

tenland. Ondanks de forse overschrijdingen in 2003 neemt het aantal dagen met normoverschrijdingen sinds 1996 duidelijk af. Dit komt door emissiereducties van fijn stof in binnen- en buitenland en van stoffen die tot de vorming van fijn stof leiden. De jaarlijkse variatie van het aantal dagen waarbij de grenswaarde van $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt overschreden, wordt vooral veroorzaakt door meteorologische verschillen tussen de jaren.

Figuur 8 Fijn stof concentraties, 2003



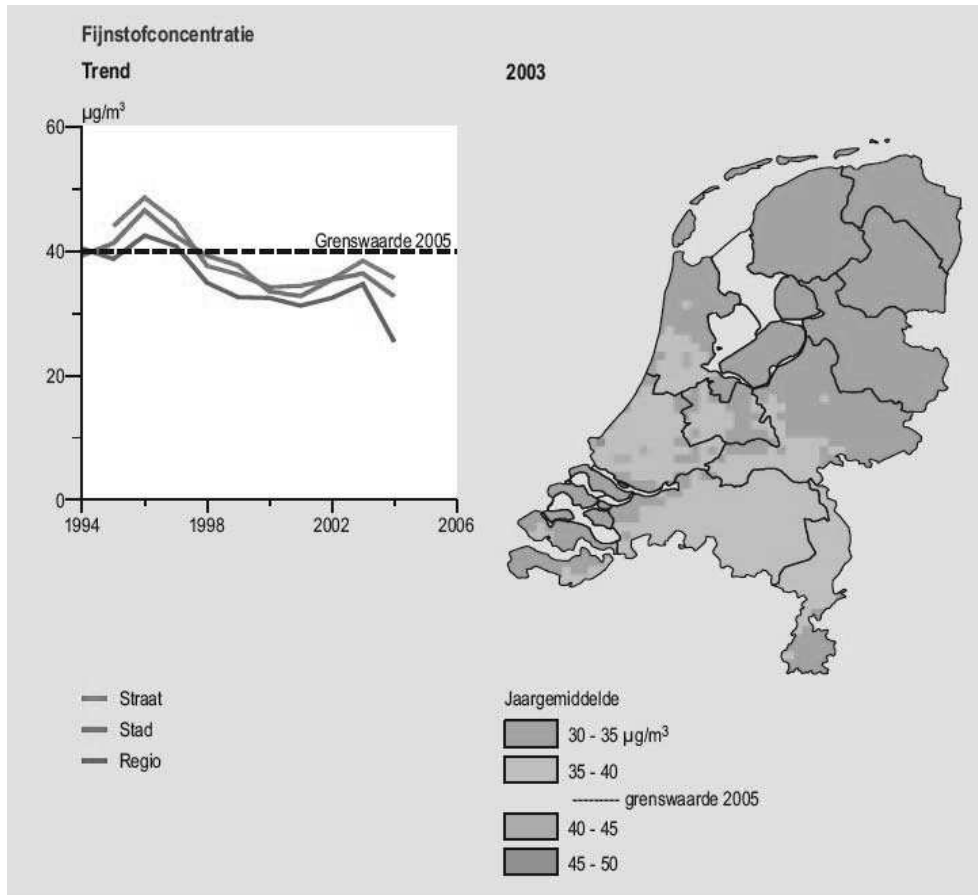
Bron: Natuur en Milieu Compendium.

De norm voor langdurende blootstelling aan fijn stof is in 2003 in een beperkt aantal stedelijke gebieden in Nederland overschreden. Het gemiddelde van de meetresultaten van fijn stof (PM_{10}) van respectievelijk straat, stad en regionale locaties geeft in 2003 geen overschrijdingen te zien van de grenswaarde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor de *jaargemiddelde* fijn stofconcentratie (behalve voor 2 locaties in Zuid-Holland en een locatie in Noord-Holland). De jaargemiddelde achtergrondconcentratie van fijn stof bedroeg in 2003 gemiddeld over Nederland $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De achtergrondconcentratie wordt gevormd door de regionale (grootschalige) en stedelijke achtergrond. In straten kan de norm worden overschreden door de lokale verkeersbijdrage aan de fijn stofconcentratie.

Op basis van de achtergrondconcentraties blijken in 2003 ongeveer een half miljoen mensen te zijn blootgesteld aan concentraties boven de grenswaarde van

40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Het berekende aantal blootgestelden vormt een ondergrens, omdat de mogelijke verhoging van lokale fijn stofconcentraties als gevolg van de verkeersbijdrage in straten niet in de berekeningen is verdisconteerd.

Figuur 9 Fijn stof concentraties, jaargemiddeld, in 2003



Bron: MNP, Fijn stof nader bekeken, 2005.

Effecten.

Hoe fijn stof gezondheidseffecten veroorzaakt is nog onbekend. De chemische samenstelling en deeltjesgrootte verdeling van fijn stof verschilt soms sterk van plek tot plek en kan ook in de tijd variëren. Voor de gezondheidseffecten kan echter nog geen bestanddeel volledig worden uitgesloten. Sommige bestanddelen van fijn stof lijken van groter belang voor gezondheidseffecten te zijn dan andere fracties. Zo zijn de bestanddelen die gerelateerd zijn aan verbrandingsprocessen waarschijnlijk gezondheidsrelevanter dan bestanddelen als zeezout, anorganisch secundair fijn stof en bodemstof. Onderscheid wordt gemaakt in acute en chronische effecten als gevolg van blootstelling aan fijn stof.

Acute effecten. De concentratie van een luchtverontreinigende stof kan gedurende een korte tijd verhoogd zijn (piekconcentratie). Dit kan bijvoorbeeld voorkomen tijdens een smogperiode, waarbij de ozonconcentratie flink verhoogd is. Direct of korte tijd na een periode met verhoogde concentratie kunnen in de be-

volking acute gezondheidseffecten optreden, zoals hoesten en benauwdheid, verergering van luchtwegklachten en hart- en vaatziekten, meer astma-aanvallen, ziekenhuisopnames en een hoger medicijngebruik. Ook de longfunctie kan hierdoor afnemen Omdat het ademen meer moeite kost, kunnen klachten bij mensen met hart- en vaatziekten verergeren. De klachten verdwijnen meestal weer zodra de concentratie van de stoffen in de lucht weer daalt. Acute effecten komen vooral voor bij mensen in gevoelige groepen.

Chronische effecten treden op na jarenlange blootstelling aan relatief lage concentraties luchtverontreiniging. Doordat er geen herstelperiode is (de blootstelling is namelijk constant), zijn de effecten vaak blijvend. Luchtwegklachten, verminderde longfunctie, verergering van luchtwegklachten en vroegtijdige sterfte aan luchtwegklachten en hart- en vaatziekten zijn chronische effecten.

B.6 Benzeen

Benzeen is een vluchtig bestanddeel van benzine en diesel. Benzeen heeft een giftige (toxische) werking op het bloed en bloedvormende weefsels en is ook kankerverwekkend: blootstelling kan leiden tot leukemie (bloedkanker). Bij de huidige concentraties van benzeen in de buitenlucht is de kans op kanker zeer klein.

Benzeen wordt vooral uitgestoten door het wegverkeer, maar ook door de chemische industrie. Sinds het begin van de jaren negentig van de vorige eeuw daalt de benzeenconcentratie geleidelijk, vooral dankzij de driewegkatalysator en technische verbeteringen aan personenwagens.

B.7 Koolmonoxide

Koolmonoxide (CO) ontstaat bij onvolledige verbranding. Koolmonoxide kan de zuurstofvoorziening in het lichaam negatief beïnvloeden en daardoor bij hoge concentraties een risico vormen voor mensen met hart- en vaatziekten. Bij de huidige concentraties zijn de gezondheidsrisico's gering. Koolmonoxide wordt vooral uitgestoten door het verkeer. De concentraties in de buitenlucht dalen langzaam door emissiebeperkende maatregelen bij de industrie en invoering van de driewegkatalysator in personenwagens.

B.8 Zware metalen

Zware metalen, zoals lood, zink, cadmium en arseen, worden vooral uitgestoten door de industrie. De metalen zijn meestal gebonden aan stofdeeltjes. In de lucht zijn de concentraties van alle zware metalen duidelijk aan het dalen. Met name de loodconcentratie is na de invoering van loodvrije benzine spectaculair afgenomen: meer dan 92% sinds 1984. De kans op mogelijke schadelijke effecten van lood, met name voor kinderen (effecten op het centraal zenuwstelsel en vermindering van intellectuele prestaties), is dan ook klein geworden.

B.9 Vluchtige organische stoffen

Vluchtige organische stoffen (VOS) komen vrij bij verdamping van aardolieproducten en andere organische stoffen en bij onvolledige verbranding. Voorbeelden zijn benzine, verf, oplos- en schoonmaakmiddelen, boenwas, cosmetica en nagellakremover. Belangrijke 'producenten' van VOS zijn de aardolie-industrie, benzinestations, metaalindustrie, verkeer, schildersbedrijven en huishoudens. Benzeen is een van de beruchtste VOS. Het is een vluchtig bestanddeel van benzine en diesel en kan leiden tot leukemie. Bij de huidige concentraties van benzeen in de buitenlucht is het risico op kanker zeer klein. VOS reageren onder invloed van zonlicht met onder andere stikstofoxiden. Daarbij komt het voor mens, plant en dier zeer schadelijke ozon (O₃) vrij. Bij zonnig en windstil weer leidt dit tot smog (zie dossier Smog).

B.10 PAK's

PAK's staat voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Zoals alle koolwaterstoffen bestaan ze uit koolstof (C) en waterstof (H). PAK's zijn teerachtige stoffen die ontstaan bij onvolledige verbranding van koolstofhoudende stoffen zoals fossiele brandstoffen, hout, tabak en voedsel. De belangrijkste bronnen zijn de industrie, de consumenten (onder andere via openhaarden), het verkeer en de landbouw.

Er zijn honderden PAK's. De meeste PAK's zijn giftig en kankerverwekkend, al is de kans op kanker door blootstelling aan PAK's klein (roken uitgezonderd). PAK's zijn persistent: ze worden in de natuur slechts langzaam afgebroken. Ongeveer 90 procent van de PAK's ontstaat door menselijk handelen. Vooral bij de productie van cokes en aluminium komen PAK's vrij.

B.11 Benzo(a)pyreen

Benzo(a)pyreen (Bap) is de belangrijkste indicatorstof van de groep polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). De stof komt vrij bij allerlei verbrandingsprocessen, vooral bij onvolledige verbranding. Van het gemotoriseerde verkeer zijn dieselmotoren een belangrijke bron. De concentratie benzo(a)pyreen is de laatste 10 jaar vrijwel gelijk gebleven. Veel PAK's zijn kankerverwekkende stoffen (longkanker), maar de kans op daadwerkelijk optreden van kanker door blootstelling aan PAK's is klein (roken uitgezonderd).

C Verkeer als bron van luchtverontreiniging

In paragraaf 2.5. is kort aangegeven wat het aandeel is van de verkeersbronnen op de luchtkwaliteit. In bijlage B1 wordt dit verder uitgewerkt voor wegverkeer, in bijlage B2 voor scheepvaart.

C.1 Wegverkeer

Het verkeer is een belangrijke bron van stoffen die schadelijk kunnen zijn voor de gezondheid. Met name de uitstoot van stikstofoxiden (NO_x) en fijn stof (PM_{10}) hebben daarbij de aandacht omdat voor deze stoffen niet aan de Europese normen wordt voldaan, waardoor op bepaalde locaties knelpunten of zogenaamde 'hot spots' ontstaan (Vermeulen, ...[et al.], 2003).

Het aandeel van wegverkeer in de totale emissies door Nederlandse sectoren is flink te noemen (41% voor NO_x , 18% voor PM_{10}).

Het aandeel dat de verkeersuitstoot uitmaakt in de *gezondheidseffecten* van luchtvervuiling is echter veel hoger dan het aandeel in de emissies doet vermoeden.

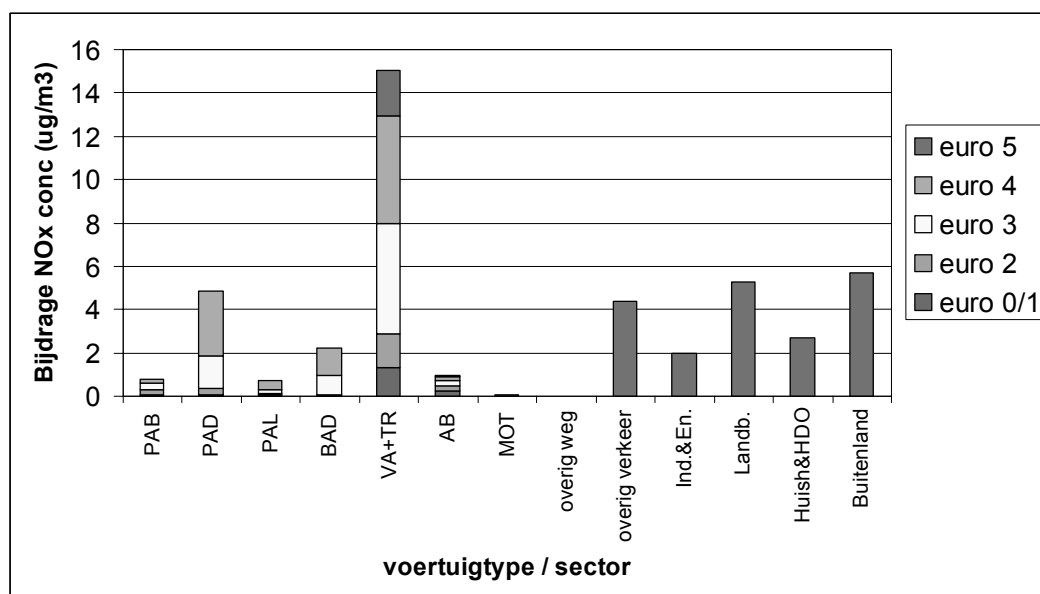
Ten eerste ligt bij het verkeer, uitstoot en blootstelling dicht bij elkaar. Op basis van ruimtelijke modellering komt WHO (1999) erop uit dat verkeer ruwweg 50% van de gezondheidseffecten van luchtvervuiling voor zijn rekening neemt.

Ten tweede is er toenemend bewijs dat binnen het spectrum van $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} juist de heel fijne deeltjes die het verkeer uitstoot voor de belangrijkste gezondheidseffecten zorgen. Dit effect is echter nog niet kwantitatief gemodelleerd. Hierover in hoofdstuk 3 meer.

CE heeft in 2003 inzicht gegeven in de bijdragen aan NO_2 en PM_{10} van de verschillende voertuigtypen en andere bronnen op een voorbeeldknelpunt¹⁸ voor de situatie in 2010.

¹⁸ De situatie bij luchtkwaliteitsknelpunten in de stad kan sterk afwijken van dit voorbeeldknelpunt - representatief voor Randstad - door bijvoorbeeld de dichtere bebouwing (streetcanyons). Verder is het aandeel van bestelauto's in steden in het algemeen hoger en het aandeel van vrachtverkeer lager.

Figuur 10 Bijdragen van wegverkeer aan de totale concentratie van NO₂ op het voorbeeldknelpunt (voor 2010, in µg/m³)



Legenda:

PAB = personenauto op benzine; PAD = personenauto op diesel; PAL = personenauto op LPG; BAD = bestelauto op diesel; VA = vrachtauto; TR = trekker; AB = autobus; MOT = motor; Ind. & En. = industrie en energievoorziening; landb. = landbouw; Huish. & HDO = huishoudens en Handel, diensten en overheid.

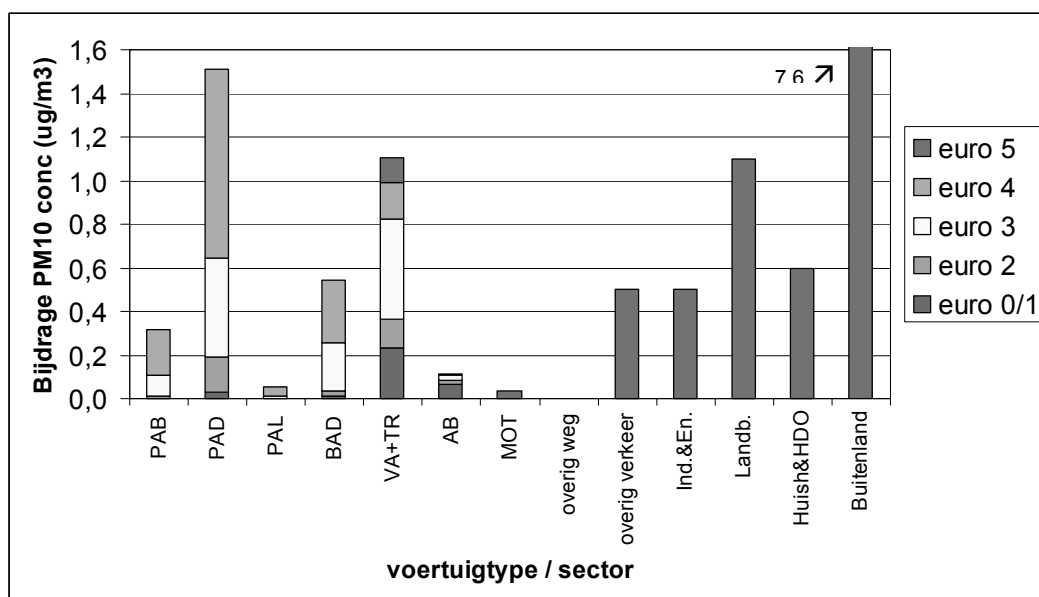
Bron: (CE, 2003).

Uit Figuur 10 blijkt dat op het gebied van NO₂ gemiddeld *ruim de helft* van de concentratie op het voorbeeldknelpunt in 2010 (25 van de 45 µg/m³) te herleiden is naar het Nederlandse wegverkeer. Hiervan is ruwweg 15 µg/m³ van het snelwegverkeer ter plekke en ruwweg 10 µg/m³ van de achtergrondconcentratie die door het Nederlandse wegverkeer wordt veroorzaakt. De vrachtauto levert met afstand de grootste bijdrage aan de concentraties op knelpunten; naast de vrachtauto zijn ook de personenauto op diesel (ca. 10% van de totale concentratie op het knelpunt) en de bestelauto op diesel (ca. 5%) nog relevante bronnen.

Op het gebied van PM₁₀ heeft Nederland veel minder invloed en is het lokale verkeer veel minder van belang dan bij NO₂. Waar bij NO₂ het Nederlandse wegverkeer ruim de helft van de concentratie op knelpunten veroorzaakt is dit bij PM₁₀ iets meer dan 10% (3,8 van de 32 µg/m³). PM-emissies van verbrandingsmotoren veroorzaken door hun geringe afmetingen en chemische samenstelling echter wel grote gezondheidsschade.

Bij PM₁₀ is in 2010 de personenauto op diesel de belangrijkste bron, daarna vrachtauto's, gevolgd door bestelauto's. Zie figuur 11.

Figuur 11 Bijdragen van wegverkeer aan de totale concentratie van PM₁₀ op het voorbeeldknelpunt (voor 2010, in µg/m³)



Legenda:

PAB = personenauto op benzine; PAD = personenauto op diesel; PAL = personenauto op LPG; BAD = bestelauto op diesel; VA = vrachtauto; TR = trekker; AB = autobus; MOT = motor; Ind.& En. = industrie en energievoorziening; landb. = landbouw; Huish.& HDO = huishoudens en Handel, diensten en overheid.

Bron: (CE, 2003).

Fijn stof komt in het verkeer vrij bij de verbranding van diesel en bij slijtage van het wegdek, banden en remvoering (RIVM website). Deeltjes door slijtage hebben een doorsnede van tussen de 2,5 en 10µm. Met name de fracties die vrijkomen bij verbranding - bestaande uit een groot deel ultrafijne deeltjes (< 0,1 µm) en deeltjes kleiner dan 2,5 µm - hebben grotere gezondheidseffecten. Recent onderzoek op andere knelpunten (CE, 2005) wijst uit dat het aandeel van fijn stof door slijtage groeit ten opzichte van emissies door verbranding. Dit is vooral toe te schrijven aan het feit dat het aantal voertuigkilometers - en dus de bijbehorende slijtage - groeit, en er beleidsmatig sterk wordt gestuurd op reductie van verbrandingsemissies.

Toekomstige ontwikkelingen

De omvang van de emissies door het wegverkeer zal per 2010 in absolute zin dalen, zowel voor PM₁₀ als voor NO_x (CE, 2005).

In Tabel 11 zijn de emissies die in 2003 zijn gerealiseerd, evenals de emissies die voorzien worden voor het jaar 2010 samengevat. We zien dat tussen 2003 en 2010 de emissies door het wegverkeer afnemen, ondanks de voorziene groei van het volume van het wegverkeer. Dit is te danken aan het effect van generiek EU-beleid dat steeds strengere emissienormen voor voertuigen voorschrijft.

Tabel 11 Emissies door wegverkeer in 2003 en 2010

	2003		2010	
	NO _x	PM ₁₀	NO _x	PM ₁₀
Personenauto	55,9	2,7	31	2,3
Bestelauto	20,5	2,3	10	0,8
Vrachtauto	74,2	2,0	56	1,0
Autobus	7,2	0,2	4	0,1
Speciaal voertuig	4,7	0,2	3	0,1
Motorfiets			1	0,2
<i>Totaal</i>	<i>162,5</i>	<i>7,4</i>	<i>105</i>	<i>4,6</i>

Bron: (Vermeulen, ...[et al.], 2004) o.b.v. (www.cbs.nl).

Verhoogde concentraties als gevolg van wegverkeer zullen in 2010 echter nog steeds voorkomen, met name langs drukke snelwegen en in stedelijk gebied.

C.2 Scheepvaart en binnenvaart

Emissies

Naast het wegverkeer zijn de binnenvaart en de zeescheepvaart grote bronnen van luchtverontreiniging. De voor luchtverontreiniging meest relevante emissies door scheepvaart zijn PM, NO_x en SO₂. Met name de - verouderde - dieselmotoren zijn verantwoordelijk voor deze emissies.

In het kader van het Europese Clean Air for Europe (CAFE) programma is vastgesteld dat maritieme emissies door schepen een belangrijke bron van luchtverontreinigende emissies aan het worden zijn in Europa. Terwijl emissies van bronnen op het land – zoals verbrandingsinstallaties en wegverkeer – stevig bestreden worden in het kader van de NEC-plafonds, zijn de emissies door scheepvaart juist groeiende. Voor SO₂ verwacht men bijvoorbeeld in 2010 dat de absolute emissies door scheepvaart die van de Europese landbronnen zullen evenaren (ca. 3,5 miljoen ton), in 2020 heeft de zeescheepvaart de landbronnen ingehaald. Aanleiding voor Europees milieucommissaris Dimas om de zeevaart prominenter op de Europese milieugenda te zetten. Voor wat betreft NO_x emitteren de landbronnen in 2010 nog 4 keer zoveel als het internationaal zeevervoer, tegen 2020 is dit gelijk (zij het gehalveerd voor land)!

In Nederland wordt in 2010 het aandeel van vrachtauto's in de NO_x-emissie van de sector verkeer en vervoer geraamd op 26%, van de personenauto's op 14%, van de binnenvaart op 17% en van de zeescheepvaart op 14% (VROM, 2004). De bijdragen van scheepvaart aan de emissies kan plaatselijk zeer significant zijn, in het Rijnmondgebied is dit voor NO_x-emissies ongeveer 13-25% (DCMR/Haskoning, 2004).

Voor PM₁₀ zijn in de referentieramingen tot 2020 de zeescheepvaart niet meegenomen, maar het aandeel van binnenvaart en recreatievaart wordt in 2002 geschat op 10% en zal tot 2010 stijgen.

Effect op luchtkwaliteit (concentraties)

Maar hoe bepalend zijn de emissies van deze sectoren aan de luchtkwaliteit? In welke mate worden mensen blootgesteld aan verhoogde concentraties als gevolg van scheepvaart? Hiernaar zijn nog niet veel metingen gedaan.

In het Rijnmondgebied draagt de scheepvaart flink bij aan de concentraties van NO_2 . Zo'n 5 tot 20% van de NO_2 -concentratie in stedelijk gebied is afkomstig van de scheepvaart, ongeveer gelijk verdeeld over zeescheepvaart en binnenvaart. Direct langs de vaarroute bedraagt deze bijdrage ongeveer 10 to 20 mg/m^3 , in de havens en op het water is dit ca. 20-40 (DCMR/Haskoning, 2004).

TNO heeft in 2005 onderzoek gedaan naar de bijdrage van scheepvaart op de luchtkwaliteit van de oevers van de Nieuwe Waterweg, de Oude Maas en langs Dordtse Kil (Zuid-Holland). Ze maten onder meer significante bijdragen aan de concentraties stikstofoxiden (Oude Maas): Op 5-10 meter van het water zijn concentratie 6-17 mg/m^3 hoger dan de achtergrondconcentraties in de wijk verderop. Op 50-60 meter draagt scheepvaartverkeer nog 3-8 mg/m^3 .

Voor $\text{PM}_{2,5}$ is voorsnog niet gemeten dat de bijdrage van emissies door binnenvaart leidt niet tot significante verhoging van concentraties langs oevers van druk bevaren vaarwegen leidt; nadere metingen zijn hier nodig.

In Rijnmond is berekend (DCMR/Haskoning, 2004) dat de bijdrage van de scheepvaart - zee en binnenvaart - aan de luchtkwaliteit in de regio behoorlijk is. De bijdrage van scheepvaart aan de jaargemiddelde concentraties van NO_2 in het stedelijk gebied is 5-20%, ongeveer gelijkelijk verdeeld over scheepvaart en binnenvaart.

Ook de bijdrage van PM_{10} -emissies door de scheepvaart aan de concentraties in de buitenlucht kan significant zijn. Zo is in de buurt van druk bevaren waterwegen in het Rijnmondgebied de bijdrage 3-6 mg/mr . Direct aan het water is dit 6-10 mg/m^3 .

Volgens milieumonitoring in de stadsregio Rotterdam (MSR, 2004) is de SO_2 -uitstoot en de NO_x -uitstoot door scheepvaart in de periode 1992-2002 gestegen. Terwijl deze emissies door alle doelgroepen, met name door grote industriële bedrijven in dezelfde periode gedaald is (17%).

Hoewel de emissies van verzurende stoffen in alle sectoren afneemt of stagneert, nemen die door de zeescheepvaart toe. We concluderen dan ook dat de invloed van scheepvaart op luchtkwaliteit - zeker voor concentraties stikstofoxide - niet te verwaarlozen, en dat deze in de toekomst zeer waarschijnlijk - relatief en absoluut - zal toenemen.



D Referenties

Geraadpleegde bronnen

Abbey, D.E., ...[et al.], 1999

Abbey, D.E., N. Nishino, W.F. Mc. Donnell, ...[et al.]
Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in non-smokers
In : Am. J. Respir. Crit. Care Med Vol.159, no. 2(1999): p. 373-382

Akkermans, S., ...[et al.], 2002

Akkermans, S., ...[et al.]
Stof tot nadenken; wat is fijn stof en waarom is het een probleem?
In : Natuur en Milieu Nederland, oktober 2002

D'Amato, G., ...[e.a.], 2002

D'Amato, G., ...[et al.]
Outdoor air pollution, climatic changes and allergic bronchial asthma
In : Eur. Respir. J., Sep 2002; 20: p. 763 – 776

American Lung Association, 2004

Selected air pollution health studies of note : Ozone and Particulate Matter, 2004

Amann, M. e.a., 2004

Baseline scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme : final report
S.L. : 2004

Amann, M., 200?

Amann, M., IASA
Cleaning up European Air: scientific and economic assessment, 200?? (powerpoint presentatie CAFE)

Amann, M., ...[et al.], 2005

Amann, M., ...[et al.], IASA
Three policy scenarios for CAFE, 2005 (powerpoint); CAFE scenario's voor verduurde verbetering van de EU-luchtkwaliteit
In : Nieuwsbrief Milieu & Economie, jaargang 19, nr. 3, juni 2005

Beck, J., ...[et al.], 2005

Beck, J.P., ...[et al.]
Effecten van aanvullende maatregelen op knelpunten voor luchtkwaliteit
Bilthoven : MNP/RIVM, 2005

Bickel ...[et al.], 1995

Bickel, P.
ExternE Externalities of energy, Vol.1-11
European Commission (1995&1999)

Bickel, ...[et al.], 1997

Bickel, P., ...[et al.]
ExternE transport study
S.l. : 1997

Bloemen, H.J.T., ...[et al.], 2005

Bloemen, H.J.T, M.E. Gerlofs-Nijland, N.A.H. Janssen, ...[et al.]
Chemische karakterisatie en bronbijdrageschattingen van fijnstof verzameld in het kader van het EU project HEPMEAP
Bilthoven : RIVM , 2005

Blom, W.F., ...[et al.], 2003

Blom, W.F., H.S.M.A. Diederer, R.J.M. Folkert, ...[et al.]
Notitie NO₂-aandachtspunten rond snelwegen in 2010 en 2015 in Nederland
Bilthoven : MNP/RIVM, 2003

Boezen, M., ...[et al.], 2005

Boezen, M., J. M. Vonk, S. C. van der Zee, ...[et al.]
Susceptibility to air pollution in elderly males and females
In : Eur. Respir. J., vol. 25 (Jun 2005); p.1018 - 1024

Brunekreef, B., ...[et al.], 2002

Brunekreef, B., S. Holgate
Air pollution and health
In : Lancet. Oct 19;(2002) 360(9341):1233-42

Brunekreef, B., ...[et al.], 2005

Brunekreef B., B. Forsberg
Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health
In : Eur Respir J vol.26 (2005); p.309-318

Buringh, R., ...[et al.], 2002

Buringh R., ...[et al.]
On health risks of ambient PM in the Netherlands, Netherlands Aerosole Programme
Bilthoven : RIVM, 2002

CAFE, 2004

CAFE working group, 2004
Second position paper on particulate matter : final draft
S.L. : 2004

CAFE, 2005

CAFE website – various documents and presentations
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/>

Dings, J.M.W., 2002

Dings, J.M.W.

De effecten van verkeersuitstoot en –geluid op de volksgezondheid

Delft : CE, 2002

DCMR/Haskoning, 2004

ROM Rijnmond Masterplan luchtkwaliteit Rijnmond; de maatregelen

S.I. : 2004

DEFRA, 2004

Valuation of health benefits or reductions in air pollution

S.I. : 2004

Derwent, R.G., ...[et al.], 2005

Derwent, R.G., D. Stevenson, R. Doherty, ...[et al.]

The Contribution from Shipping Emissions to Air Quality and Acid Deposition in Europe

In : Ambio, Vol. 34, no. 1, (February 2005) ; p. 54-59

Dockery D.W., ...[et al.], 1993

Dockery, D.W., C.A. Pope , X. Xu, ...[et al.]

An association between air pollution and mortality in six US cities

In : N Engl J Med no. 329 (1993); p. 1753-1759

Domburg, P., ...[et al.], 2004

Domburg P., ...[et al.]

Ontwerp traffic decision support systeem

Petten : ECN, 2004

Drik, A. van., 2005

Drik, A. van, H. Elzenga

Referentieramingen Energie en Emissies 2005-2020

Petten : Bilthoven : ECN ; RIVM, 2005

EEA, 2003

Aaangenomen titel : concentraties in Europa

S.L. : EEA, 2003

EPA, 2005

EPA

Review of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Policy assessment and Technical information, OAQPS staff paper

S.I. : US EPA, 2005

EU, 2005

EU Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER), Opinion on “new evidence of air pollution effects on human health and the environment”, adopted by the SCHER during the 4th plenary of 18 March 2005

EU, 2004

EU. SCALE, Final Report Recommendations In the framework of the European Environment and Health strategy (CON 2003 338 final), Technical Working Group on priority diseases, subgroup Respiratory Health, version 4, 15 March 2004

Filleul, L., ...[et al.], 2005

Filleul, L., V. Rondeau, S. Vandentorren, ...[et al.]

Twenty five year mortality and air pollution : results from the French PAARC study

In : Occup Environ Med vol. 62 (2005); p.453-60

Finkelstein, M.M., ...[et al.], 2004

Finkelstein, M.M., M. Jerrett, and M. R. Sears

Traffic Air Pollution and Mortality Rate Advancement Periods

In : Am. J. Epidemiol., Vol 160, no. 2 (July 15, 2004); p. 173 - 177

Fischer P.H., ...[et al.], 2005

Fischer, P.H., C.B.Ameling, M. Marra

Luchtverontreiniging en dagelijkse sterfte in Nederland in de periode 1992 – 2002

Bilthoven : RIVM, 2005

Fusco, D., ...[et al.], 2001

Fusco, D., ...[et al.]

Air pollution and hospital admissions for respiratory conditions in Rome, Italy

In : Eur Respir J no. 17 (2001); p.1143-1150

Gauderman, E., ...[et al.], 2004

Gauderman, E. ...[et al.]

The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age

In : The New England Journal of Medicine, Vol. 351, no. 11 (2004); p. 1057-1076

Gezondheidsraad, 2004

Gezondheid en milieu: beoordelingskader beoordeeld

Den Haag : Gezondheidsraad, 2004

Gezondheidsraad, 2004

Gezondheid en milieu: mogelijkheden van monitorig, (gecorrigeerde versie)

Den Haag : Gezondheidsraad, 2004

Hoek, G. ...[et al.], 2002

Hoek, G., B. Brunekreef, ...[et al.]

Association between mortality and indicators of traffic related air pollution in the Netherlands: a cohort study

In : The Lancet, Vol. 360, Issue 9341, (19 October 2002); p. 1203-1209

IRAS/TNO, 2002

Janssen, N.A.H., ...[et al.]

Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en gezondheid : een kennisoverzicht
IRAS/TNO, 2002

Just, J., ...[et al.], 2002

Just, J. ...[et al.]

Short-term health effects of particulate and photochemical air pollution in asthmatic children

In: Eur Respir J no. 20 (2002); p. 763-776

Klaassen, G., 2003

Economische aspecten van verzuring

In: P. van Eijgelshoven, D. Wiersma and T. Zuidema (eds.)

Milieu tussen markt en overheid, p. 175-200. (in Dutch)

Groningen : Wolters-Noordhoff, 2003

Klimont Z., ...[et al.], 2002

Klimont Z., J. Cofala, I. Bertok, ...[et al.]

Modelling Particulate Emissions in Europe A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs. Interim Report IR-02-076

<http://www.iiasa.ac.at/rains/publications.html>

Kortmann, R., ...[et al.], 2005

Kortmann, R., ...[et al.]

Bronanalyse van luchtkwaliteit op knelpunten

Delft : CE, 2005

Klot, S. von., ...[et al.], 2002

Klot S. von, ...[et al.]

Increased asthma medication use in association with ambient fine and ultrafine particles

In : Eur Respir J. vol. (2002); p. 691-702

Knol, A.B., ...[et al.], 2005

Knol, A.B., B.A.M. Staatsen

Trends in de milieugerelateerde ziektelast in Nederland, 1980 – 2020

Bilthoven : RIVM, 2005

Kupiainen, K.J., ...[et al.], 2005

Kupiainen, K.J., H. Tervahattu, M. Räsänen, ...[et al.]

Size and Composition of Airborne Particles from Pavement Wear, Tires, and Traction Sanding

In : Environmental Science & Technology, Vol. 39, No. 3, pp. 699-706

Kuenzli, N., ...[et al.], 2000

Kuenzli, N., R. Kaiser, S. Medina, ...[et al.]

Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution : a European assessment

In : Lancet 2000;356: 795-801

Laden, F., ...[et al.], 2000

Laden, F., L.M. Neas, D.W. Dockery, J. Schwartz

Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities

In : Environ Health Perspect vol. 108 (2000): p., 941-947

Mechler, R., ...[et al.], 2002

Mechler, R., M. Amann, W. Schöpp

A methodology to estimate changes in statistical life expectancy due to the control of particulate matter air pollution. IIASA IR-02-035

<http://www.iiasa.ac.at/rains/publications.html>

MNP, 2005

MNP/RIVM,

Fijn stof nader bekeken; de stand van zaken in het fijn stof dossier

Bilthoven : MNP/RIVM, 2005

MNP, 2005

Milieubalans

Bilthoven : MNP, 2005

<http://www.mnp.nl>

Mortimer, K., ...[et al.], 2002

Mortimer, K.M., L.M. Neas, D.W. Dockery, ...[et al.]

The effect of air pollution on inner-city children with asthma

In : Eur. Respir. J., No. (Apr 2002); p. 699 – 705

MSR, 2004

Milieumonitoring Stadsregio Rotterdam (MSR)

Het milieu in de regio Rotterdam 2004

Rotterdam : MSR, 2004

Nafstad P, ...[et al.], 2003

Nafstad, P., L.L. Haheim, B. Oftedal, ...[et al.]

Lung cancer and air pollution: a 27 year follow up of 16 209 Norwegian men

In : Thorax no. 58 (2003); p. 1071-6

OECD, 1999

Economic evaluation of health impacts due to road traffic

Paris : OECD, 1999

Panis, L., ...[et al.], 2003

Panis L., ...[et al.], VITO
Air pollution impacts of inland shipping, two case studies
S.L. : 2003

Penttinen, P., ...[et al.], 2001

Penttinen, P., ...[et al.]
Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics
In : Eur Respir J 2001; 17:428-435

Peters, ...[et al.], 2004

Peters A, von Klot S, Heier M, ...[et al.]
Exposure to Traffic and the Onset of Myocardial Infarction.
In : The New England Journal of Medicine. 2004; 351 (17): 1721-1730.

Pope, C.A. III, ...[et al.], 1995

Pope, C.A. III, M.J. Thun, M.M. Namboodiri, ...[et al.]
Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults
In : Am. J. Resp. Crit. Care Med. No. 151 (1995); p. 669-674

Pope, C.A., III, 2002

Pope, C.A. III, R.T. Burnett, M.J. Thun, ...[et al.]
Thurston Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution
In : JAMA 287, 1132-1141

RIVM, 2005

Natuur en Milieu Compendium 2005
Bilthoven : RIVM, 2005
<http://www.rivm.nl>

Sandström, T., ...[et al.], 2003

Sandstrom, T., A.J. Frew, M. Svartengren, ...[et al.]
The need for a focus on air pollution research in the elderly
In : Eur. Respir. J., no. 21(40_suppl) (2003); p. 92 - 95

Sandström, T., ...[et al.], 2005

Sandström, T., ...[et al.]
Health effects of coarse particles in ambient air: messages for research and decision-making
In : Eur Respir J no. 26 (2005); p.187-188

Stenfors, N., ...[et al.], 2004

Stenfors, N., C. Nordenhäll, S.S. Salvi, ...[et al.]
Different airway inflammatory responses in asthmatic and healthy humans exposed to diesel
In : Eur. Respir. J., Jan 2004; 23: 82 – 86

Slob, R., ...[et al.], 2003

Slob, R., I. Walda, ...[et al.]

Luchtkwaliteit en gezondheid in Rijnmond; berekening van gezondheidseffecten bij de bevolking

Rotterdam : GGD, 2003

Smeets, W., 2005

W. Smeets (red.)

Actualisatie van de Emissieraming van SO₂, NO_x, NH₃, NMVOS en fijn stof in 2010; achtergrondrapport Beoordeling Uitvoeringsnotitie 2003

Bilthoven : MNP/RIVM, 2005

Sydbom, A., ...[et al.], 2001

Sydbom, A., ...[et al.]

Health effects of diesel exhaust emissions

In : Eur Respir J. no. 17 (2001); p.733-746

Thijsse, Th., 2005

Thijsse, Th.

Oriënterend onderzoek naar de invloed van scheepvaart op de concentraties van stikstofoxide langs de Dordtse Kil en Oude Maas

S.I. : TNO, 2005

TNO, 2005

TNO

Luchtkwaliteit in relatie tot scheepvaart

S.I. : TNO, 2005

Torfs, R., ...[et al.], 2004

Torfs, R., (VITO), ...[et al.]

Achtergronddocument: Verspreiding van zwevend stof

Milieu en Natuur rapport Vlaanderen

S.I. : MIRA, 2004

Torfs, R., 2003

Torfs, R.

Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe gezondheidskosten, (in opdracht van MIRA)

S.L. : VITO, 2003

Vermeulen, J., ...[et al.], 2003

Vermeulen, J., ...[et al.]

Weg wijzer bij knelpunten; oplossingsrichtingen voor betere luchtkwaliteit rond snelwegen

Delft : CE, 2003

Vermeulen, J., ...[et al.], 2004

Vermeulen, J., B.H. Boon, H.P. van Essen, ...[et al.]
De prijs van een reis : De maatschappelijke kosten van het verkeer
Delft : CE, 2004

Vermeulen, J., ...[et al.], 2005

Vermeulen, J., E. de Boer
Top tien voor een betere luchtkwaliteit; indicatie van effecten
Delft : CE, 2005

Vainio, M., 2005

Vainio, M.
Assessing the Impacts of the EU's Thematic Strategy on Air Pollution, Green
Week session 9: Bright sky behind the clouds: cleaner air for Europe and the
world, 1
S.I : EU, DG Environment, 2005

VROM, 2004

Ministerie van VROM
Beleidsnota Verkeersemissies
Den Haag : Ministerie van VROM, 2004

VROM, 2005

Ministerie van VROM
Nationaal Luchtkwaliteitsplan 2004
Den Haag : 2005
<http://www.minvrom.nl>

Watkiss, P., ...[et al.], 2005

Watkiss, P., ...[et al.]
Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the CAFE
Programme, Volume 2: Health Impact Assessment
S.L. : AEA-TE, 2005

Watkiss, P. ...[et al.], 2005

Watkiss, P., ...[et al.]
Cost-benefit analysis of policy option scenarios for the CAFE programme : CAFE,
Holland
S.I. : AEA-TE, 2005

Weijers, E., ...[et al.], 2004

Weijers, E., ...[et al.]
Meten van ultrafijn stof langs snelwegen
In : Arena, jrg. 10, (2004) p. 98-101

Wellenius G.A., ...[et al.], 2005

Wellenius, G.A., T.F. Bateson, M. A. Mittleman, J. Schwartz
Particulate Air Pollution and the Rate of Hospitalization for Congestive Heart Failure among Medicare Beneficiaries in Pittsburgh, Pennsylvania
In : Am. J. Epidemiol., Vol 161 no. 11 (June, 2005) ; p. 1030 - 1036

Wesemann, P., ...[et al.], 2005

Wesemann, P., A.T. de Blaeij, P. Rietveld
Stichting Wetenschappelijk Onderzoek Verkeersveiligheid ; VU
De waardering van bespaarde verkeersdoden : covernota bij het proefschrift 'The value of a statistical lie in road safety'
Leidschendam : SWOV (Stichting Wetenschappelijk Onderzoek Verkeersveiligheid), 2005

WHO, 1999

WHO
Health Costs due to road traffic-related air pollution, an impact assessment project of Austria, France and Switzerland
S.I. : WHO, 1999

WHO, 2003

Health aspects of Air Pollution with Particulate matter, Ozone and Nitrogen Dioxide : Report on a WHO Working Group
Bonn : WHO, 2003

WHO-working group, 2004

WHO-working group
Health aspects of air pollution; answers to follow-up questions from CAFÉ : report on a WHO working group meeting
Bonne : WHO-working group, 2004

WHO, 2004

WHO
Health aspects of air pollution; results from the WHO project "Systematic review of health aspects of air pollution in Europe"
S.I. : WHO 2004
http://www.euro.who.int/air/activities/20050512_1

WHO, 2005

Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and ozone (O₃). Report of a WHO task group
http://www.euro.who.int/air/activities/20050512_1

Geraadpleegde websites

AIRNET

<http://.airnet.iras.uu.nl> – A thematic network on air pollution and health

CAFE

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

IIASA

<http://iiasa.ac.at/rains/cafe.html>

IIASA

<http://www.iiasa.ac.at/rains/publications.html>

VROM

<http://www.emissieregistratie.nl>