

Luchtkwaliteit en gezondheid in Rijnmond

Berekening van gezondheidseffecten bij de bevolking

Auteurs:

ir. R. Slob, GGD Rotterdam e.o.
ir. I. Walda, GGD Rotterdam e.o.

Datum:

april 2003

In opdracht van:

Milieumonitoring Stadsregio Rotterdam

Het Rijnmondgebied heeft een imago van een industriële en vervuilde regio. Dat is niet verwonderlijk als je naar de luchtkwaliteitsgegevens kijkt van zo'n dertig jaar geleden. Aan het begin van de jaren zeventig waren de concentraties van stoffen als zwaveldioxide, lood, benzeen en cadmium hoog. De waarden van deze stoffen in de buitenlucht zijn sinds die tijd echter sterk afgenomen. Van blootstelling aan zwaveldioxide, lood en cadmium worden tegenwoordig dan ook geen gezondheidseffecten meer verwacht. Ook de benzeenconcentratie is in de afgelopen tien jaar sterk gereduceerd. De kans op het ontstaan van leukemie door langdurige blootstelling aan benzeen is daardoor anno 2001 erg klein (twee leukemiepatiënten per 10 jaar in 2001).

De concentraties van andere stoffen, zoals bijvoorbeeld fijn stof (PM_{10}), stikstofdioxide (NO_2) en ozon (O_3), zijn echter weinig afgenomen in de loop van de tijd. De concentraties van deze componenten zijn anno 2001 zo hoog dat ze gezondheidseffecten veroorzaken in Rijnmond.

In dit project is een berekening uitgevoerd van het aantal bewoners van het Rijnmondgebied dat gezondheidseffecten ondervindt door blootstelling aan een slechte luchtkwaliteit. Hierbij zijn twee soorten informatie nodig: de hoogte van de blootstelling en het risico dat verbonden is aan de blootstelling. De concentratieniveaus zijn bekend uit metingen van de componenten in de buitenlucht. Voor de risico's is uitgegaan van recente onderzoeksresultaten.

Bij gezondheidseffecten van inademing van vervuilde buitenlucht bestaat een onderscheid tussen effecten die optreden nadat iemand kort (enkele uren tot enkele dagen) is blootgesteld aan verhoogde concentraties en effecten die optreden nadat iemand jarenlang is blootgesteld aan een gemiddelde constante concentratie. In het eerste geval spreken we van acute effecten, in het tweede van chronische effecten. Verschillen tussen acute en chronische effecten hangen dus samen met de duur van de blootstelling en het concentratieniveau waaraan men blootgesteld is geweest.

De berekening van acute effecten zijn gedaan via de methode van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO): de zogenaamde 'WHO Air Quality Assessment Tool'. Hierin zijn maten voor de risico's op effecten gebruikt, Relatief Risico's genoemd, die verschillen per stof en per effect. Bij de berekening van chronische effecten is gebruik gemaakt van Relatief Risico's die bekend zijn uit recente onderzoeksresultaten.

Binnen dit project zijn de berekeningen alleen voor Rijnmond gedaan. De gepresenteerde methodiek is echter ook goed toepasbaar voor andere gebieden binnen Nederland. Het verdient aanbeveling dit in een vervolgproject te doen, zodat het mogelijk is om gebieden onderling te vergelijken. Verder is er gerekend met gemiddelde concentratieniveaus voor het hele Rijnmondgebied. Er zijn bijvoorbeeld geen aparte berekeningen uitgevoerd voor plekken waar de lucht extra vervuild is, zoals vlak langs drukke wegen. Daarom kan er op basis van de uitkomsten van dit project geen uitspraak gedaan worden over plaatselijke verschillen binnen Rijnmond.

Blootstelling aan kortdurend verhoogde concentraties van fijn stof, stikstofdioxide of ozon kan leiden tot luchtwegklachten en kan negatieve effecten hebben op hart- en bloedvaten. Het aantal ziekenhuisopnames in de regio dat samenhangt met verhoogde blootstelling aan één van deze stoffen is één tot drie procent in 2001: ongeveer 150 tot 350 opnames. Veertien procent van de astma-aanvallen bij kinderen is veroorzaakt door piekbelasting van fijn stof.

Deze verergering van klachten kan bij oudere mensen met een hart- of longziekte zo ernstig zijn dat het acuut overlijden tot gevolg heeft. Acute sterfte treedt op na een kortdurende episode, meestal een dag na de concentratiepiek. In Rijnmond kan één tot vier procent van de acute sterfte in 2001 worden verklaard door kortdurende blootstelling aan fijn stof, stikstofdioxide of ozon. Dit betreft ongeveer 100 tot 450 gevallen van vervroegd overlijden.

Jaargemiddelde concentraties van fijn stof en stikstofdioxide zijn afgenomen in het laatste decennium, wat resulteert in een afname van chronische effecten door deze componenten. Ondanks deze reductie speelt langdurige blootstelling aan fijn stof een rol bij ongeveer dertien procent van de sterfgevallen. Wanneer uitgegaan wordt van het sterftecijfer in 2001, betreft dit in Rijnmond jaarlijks ongeveer 1450 personen. Daarnaast valt tweeëntwintig procent van de luchtwegklachten toe te schrijven aan langdurige blootstelling aan stikstofdioxide.

De voorspelde afname in concentratie van fijn stof en stikstofdioxide in 2010 zal naar verwachting resulteren in een afname van de gezondheidseffecten met enkele procenten. In 2010 zal ongeveer elf procent van de sterfgevallen gerelateerd zijn aan fijn stof en zeventien procent van de luchtwegklachten aan stikstofdioxide.

Het aantal mensen met gezondheidsschade kan daarom ook in de toekomst zeker niet verwaarloosd worden.

Het jaarlijks berekenen van de acute gezondheidseffecten van inademing van vervuilende stoffen in de buitenlucht bij de bewoners van Rijnmond geeft de mogelijkheid om hierin inzicht te krijgen. Ook de bijdrage van luchtverontreiniging aan chronische effecten kan ieder jaar berekend worden voor de regio. Het opnemen van een dergelijke berekening in de jaarlijkse milieu-monitoringsrapportage van MSR verdient aanbeveling.

De rekenmethode zal aangepast dienen te worden als nieuwe inzichten in risico's hier aanleiding toe geven. Daarnaast kunnen ook andere of meer stoffen worden gemeten, zoals bijvoorbeeld fijn stof met een diameter kleiner dan $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$). De laatste jaren komen er namelijk steeds meer aanwijzingen dat juist de heel kleine stofdeeltjes bepalend zijn voor de gezondheidseffecten. Om in de toekomst een beter inzicht te krijgen in de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging in Rijnmond is het aan te bevelen ook deze stoffracties te gaan meten.

Inhoudsopgave

1.	Inleiding	9
2.	Luchtverontreiniging en gezondheidseffecten	10
3.	Methode	14
3.1	Selectie van gezondheidseffecten	14
3.2	Bepalen van Relatief Risico's.....	15
3.3	Basismethode voor het bepalen van de bijdrage van luchtverontreiniging aan acute gezondheidseffecten.....	16
3.4	Basismethode voor het bepalen van de bijdrage van luchtverontreiniging aan chronische gezondheidseffecten.....	17
3.5	Ziekte- en sterftecijfers.....	17
3.6	Trends en prognoses.....	18
4.	Resultaten.....	19
4.1	Acute gezondheidseffecten.....	19
4.2	Chronische gezondheidseffecten.....	20
4.3	Trends.....	20
4.4	Prognoses	21
5.	Conclusies en aanbevelingen.....	23
6.	Referenties	25
7.	Begrippenlijst.....	26
	BIJLAGE 1: Luchtkwaliteitsgegevens	27
	BIJLAGE 2: Voorbeeld van PAR-berekening	32
	BIJLAGE 3: Overzicht van Relatief Risico's voor acute gezondheidseffecten van blootstelling aan luchtverontreiniging.....	33
	BIJLAGE 4: Overzicht van Relatief Risico's uit verschillende onderzoeken naar chronische effecten luchtverontreiniging.....	34

De invloed van milieufactoren op de gezondheid van de bevolking is op verschillende manieren te bepalen. Gezondheidseffecten, zoals bijvoorbeeld sterfte of ervaren gezondheid, kunnen worden gevolgd in de tijd en worden vergeleken met de milieukwaliteit gedurende dezelfde periode. Het nadeel van een dergelijke monitoringsmethode is dat het alleen bij zeer grote veranderingen in de milieukwaliteit mogelijk is om effecten te meten met behulp van algemene gezondheidseffecten.

Naast het monitoren van gezondheidseffecten is het mogelijk de invloed van milieuaspecten te berekenen. Dit geldt ook voor gezondheidsschade veroorzaakt door inademing van vervuilende stoffen in de buitenlucht. Uit wetenschappelijke studies is bekend wat de risico's zijn voor gezondheidseffecten van blootstelling aan bepaalde concentraties verontreinigende stoffen, zogenaemde dosis-effect relaties. Door de luchtverontreiniging te meten kan aan de hand van deze dosis-effect relaties het gezondheidseffect worden berekend. Deze methode is gehanteerd in dit project 'Luchtkwaliteit en gezondheid in Rijnmond'. Op deze manier is berekend hoeveel inwoners van Rijnmond gezondheidseffecten ondergaan door blootstelling aan luchtverontreiniging.

Milieumonitoring Stadsregio Rotterdam (MSR) hoopt via dit project beter inzicht te kunnen geven in de gevolgen van de luchtkwaliteit voor de gezondheid van de bevolking. Naast een berekening van de situatie in 2001, zal worden gekeken naar mogelijke trends: hoe is de luchtkwaliteit in de loop van de tijd veranderd, wat zijn voorspellingen voor de toekomst en wat zijn hiervan de consequenties voor de gezondheid van de bevolking?

De doelen van dit project zijn om voor Rijnmond:

- * te berekenen wat de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging zijn in 2001;
- * te signaleren of er trends zijn in gezondheidseffecten als gevolg van veranderde luchtkwaliteit in de afgelopen dertig jaar;
- * een prognose te geven van gezondheidsschade door luchtverontreiniging in 2010;
- * indicatoren te ontwikkelen voor de relatie luchtverontreiniging en gezondheid.

Het uiteindelijke doel van het project is het meenemen van deze indicatoren in de jaarlijkse milieumonitoringsrapportage van MSR en op deze manier de gezondheidseffecten die gerelateerd zijn aan blootstelling aan luchtverontreiniging in beeld te brengen.

De berekeningen zijn alleen voor Rijnmond gedaan, niet voor andere gebieden in Nederland. Daarom is het niet mogelijk gebieden onderling te vergelijken wat betreft de gezondheidseffecten veroorzaakt door een slechte luchtkwaliteit. Verder is gerekend met gemiddelde concentraties voor de hele regio. Er zijn geen extra berekeningen gedaan naar plaatselijke situaties waar de concentratie lager of hoger is, bijvoorbeeld vlak langs een drukke weg. In het laatste geval zal de luchtkwaliteit slechter uitpakken dan het gemiddelde. Over verschillen in gezondheidseffecten binnen Rijnmond kunnen echter op basis van de berekeningen in dit project geen uitspraken worden gedaan.

Dit rapport schetst ten eerste een beeld van gezondheidseffecten van luchtverontreiniging in het algemeen en voor diverse stoffen afzonderlijk (hoofdstuk 2). Daarna is de rekenmethode toegelicht voor het bepalen van de gezondheidsschade veroorzaakt door luchtverontreinigende componenten in de huidige, vroegere en toekomstige situatie (hoofdstuk 3). In hoofdstuk 4 zijn de resultaten gepresenteerd en hoofdstuk 5 bevat de conclusie en aanbevelingen over mogelijk geschikte gezondheidsindicatoren.

2 Luchtverontreiniging en gezondheidseffecten

De belangrijkste wijze waarop luchtverontreiniging in het lichaam komt is uiteraard via de luchtwegen en de longen. Blootgesteld zijn aan luchtverontreiniging betekent dat je een mengsel van componenten inademt. Over de vraag welke stof precies verantwoordelijk is voor welk effect is veel onduidelijkheid. Of de verschillende componenten de werking van iedere stof afzonderlijk versterken of juist afzwakken levert ook veel stof voor discussie op. Desondanks zijn voor de afzonderlijke stoffen effecten op de gezondheid bekend. Tabel 2.1 geeft hiervan een overzicht.

In de tabel is een onderscheid gemaakt tussen effecten die optreden nadat iemand kort (enkele uren tot enkele dagen) is blootgesteld aan verhoogde concentraties en effecten die optreden nadat iemand jarenlang is blootgesteld aan een gemiddelde constante concentratie. In het eerste geval spreken we van acute effecten, in het tweede van chronische effecten. Verschillen tussen acute en chronische effecten hangen dus samen met de duur van de blootstelling en het concentratieniveau waaraan men blootgesteld is geweest.

Kortdurende verhoogde concentraties kwamen in het verleden vaker voor dan tegenwoordig. Acute gezondheidseffecten komen daarom in de huidige situatie minder vaak voor. Chronische effecten, die bovendien vaak ernstiger zijn omdat ze onherstelbaar zijn, spelen tegenwoordig een grotere rol.

Welke componenten het meest schadelijk zijn voor de gezondheid is onduidelijk. Echter, uit de meest recente onderzoeken blijkt dat er steeds meer bewijzen zijn dat fijn stof (PM_{10} en $PM_{2,5}$) en ultrafijn stof belangrijke veroorzakers zijn van gezondheidsschade. Fijn stof is een verzamelnaam voor zeer kleine stofdeeltjes die je kunt inademen. De grootte van de stofdeeltjes bepaalt de naam: PM_{10} wordt gebruikt voor de fractie met een diameter kleiner dan $10\ \mu m$; de fractie met een diameter kleiner dan $2,5\ \mu m$ wordt uitgedrukt met $PM_{2,5}$. Ultrafijn stof bestaat uit nog kleinere deeltjes. Voor fijn stof geldt: hoe kleiner de deeltjes, hoe dieper ze in de longen kunnen doordringen.

Er is nog niet precies bekend welke fractie of welke chemische component van fijn stof bepalend is voor de gezondheidseffecten, maar het wordt steeds duidelijker dat de rol van de ultrafijne deeltjes groter is dan tot nu toe gedacht (Pope et al., 2002).

Fijn stof is afkomstig van zeer veel bronnen. De directe bijdrage van het verkeer is bescheiden van omvang, maar bevat relatief veel schadelijke componenten. Uit allerlei onderzoeken blijkt dat vooral de uitstoot van dieselmotoren verantwoordelijk is voor de gevonden gezondheidseffecten zoals een verlaagde longfunctie en een verhoogd voorkomen van chronische luchtwegsymptomen. Dieseluitstoot bevat bovendien veel stoffen die kankerverwekkend zijn, zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) waaronder benzo(a)pyreen.

Wat vooral verontrustend is, is dat blootstelling aan lage concentraties fijn stof al een effect heeft op de gezondheid. Een grenswaarde waaronder geen effect zou optreden is niet aan te geven. Dit geldt ook voor ozon (VROM, 2002). Stikstofdioxide geeft wel een veel kleinere kans op negatieve effecten op de gezondheid onder de grenswaarde van $40\ \mu g/m^3$ jaargemiddeld. Dit geldt ook voor de grenswaarde van $200\ \mu g/m^3$ uurgemiddeld. Echter, gevoelige mensen kunnen ook bij blootstelling aan NO_2 concentraties onder deze grenswaarde gezondheidsklachten ervaren.

De componenten fijn stof, ozon en stikstofdioxide zijn tegenwoordig de belangrijkste veroorzakers van negatieve effecten op de gezondheid. De uitstoot van een aantal andere stoffen is in de afgelopen 30 jaar sterk gereduceerd. De concentraties in de buitenlucht van bijvoorbeeld zwaveldioxide, lood, benzeen en koolmonoxide zijn tegenwoordig zo laag, dat er in de huidige situatie weinig tot geen negatieve effecten op de gezondheid meer van worden verwacht.

Tabel 2.2 geeft een overzicht van de effecten op de gezondheid van het mengsel van luchtverontreiniging.

Tabel 2.1: Mogelijke effecten op de gezondheid per component in het mengsel van luchtverontreiniging

Component	Werking	Mogelijk effect	
		na kortdurende blootstelling	na langdurige blootstelling
Stikstofdioxide (NO ₂)	zorgt voor een afname van longfunctie en afname van de weerstand tegen infecties van het longweefsel	<p>toename luchtwegklachten</p> <p>toename ziekenhuisopname voor luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p> <p>vroegtijdige sterfte¹ aan alle doodsoorzaken</p> <p>vroegtijdige sterfte aan luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p>	<p>toename luchtwegklachten</p> <p>versterkte reactie op allergenen</p>
Fijn stof (PM ₁₀ / PM _{2,5})	<p>kan diep in de longen doordringen en zorgt voor afname longfunctie, vaatvernauwing, verhoogde bloedklontering en verhoogde hartslag</p> <p>mogelijk kankerwekkend</p>	<p>toename luchtwegklachten</p> <p>verergering astma (vooral bij kinderen)</p> <p>toename ziekenhuisopname voor luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p> <p>vroegtijdige sterfte aan alle doodsoorzaken</p> <p>vroegtijdige sterfte aan luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p>	<p>vroegtijdige sterfte² aan alle doodsoorzaken</p> <p>vroegtijdige sterfte aan luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p>
Ozon (O ₃)	kan een afname veroorzaken van de longfunctie gepaard met ontstekingsreacties en hyperreactiviteit	<p>oog-, neus-, en keelirritaties, hoesten, pijn op de borst, kortademigheid, hoofdpijn, misselijkheid en duizeligheid</p> <p>toename ziekenhuisopname voor luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p> <p>vroegtijdige sterfte aan alle doodsoorzaken</p> <p>vroegtijdige sterfte aan luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p>	toename van de frequentie en ernst van klachten bij personen met bestaande hart- en longaandoeningen
Benzeen (C ₆ H ₆)	kankerverwekkend		ontstaan van leukemie
Benzo(a)pyreen (BaP)	waarschijnlijk kankerverwekkend		ontstaan van longkanker
Koolmonoxide (CO)	belemmert de opname van zuurstof in bloed door binding met hemoglobine	<p>hoofdpijn, misselijkheid, duizeligheid</p> <p>sterfte door zuurstofgebrek</p>	hoofdpijn, misselijkheid, duizeligheid
Lood (Pb)	remt de aanmaak van hemoglobine, kan schade veroorzaken aan nieren en het centrale zenuwstelsel. Op die manier stoort het de bloedaanmaak van foetussen		kan leiden tot schadelijke effecten op het zenuwstelsel en hersenschade bij foetussen en jonge kinderen (en daarmee leiden tot een lager IQ)
Zwavedioxide (SO ₂)	prikkelt de slijmvliezen en tast reinigend vermogen van de luchtwegen aan	<p>toename luchtwegklachten</p> <p>toename ziekenhuisopname voor luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p> <p>vroegtijdige sterfte aan alle doodsoorzaken</p> <p>vroegtijdige sterfte aan luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten</p>	toename luchtwegklachten

¹ vroegtijdige sterfte na kortdurende blootstelling betreft verzwakte, zieke personen die door acute verergering van gezondheidsklachte (enkele dagen tot enkele weken) eerder overlijden dan wanneer zij niet waren blootgesteld

² vroegtijdige sterfte na langdurende blootstelling betreft verzwakte, zieke personen die eerder overlijden (enkele maanden tot maximaal 2 jaar) dan wanneer zij niet waren blootgesteld

Tabel 2.2 Overzicht van effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid, inclusief sterkte bewijs en ernst van het effect (naar een tabel uit rapport Gezondheidsraad 1999/14).

Acute gezondheidseffecten na kortdurende blootstelling	Bewijs ¹	Ernst ²
Vroegtijdige sterfte	***	***
Ziekenhuisopnamen voor luchtwegen of hart- en vaatziekten	***	***
Verminderde longfunctie	***	*
Toename luchtwegklachten	**	**
Verergering astma	**	***
Chronische gezondheidseffecten na langdurige blootstelling		
Vroegtijdige sterfte (inclusief sterfte aan longkanker)	***	***
Afname longfunctie	***	**
Ontstaan chronische luchtwegklachten bij kinderen	**	***
Toename chronische luchtwegaandoeningen (bronchitis) bij volwassenen	***	**
Toename astma en allergische klachten	*	**

1 * = niet adequate, inconsistente bewijskracht, ** = beperkte bewijskracht, *** = voldoende bewijskracht

2 * = licht, ** = matig, *** = ernstig

Acute gezondheidseffecten

Gezondheidseffecten die kunnen optreden na kortdurende blootstelling komen vooral voor bij gevoelige groepen zoals kinderen¹, ouderen en patiënten met astma, chronische bronchitis of longemfyseem. Verscheidene epidemiologische studies tonen een verband aan tussen dagelijkse variatie in luchtverontreiniging en dagelijkse variatie in sterfte en ziekenhuisopnames van mensen met een hart- of longziekte (COMEAP, 1998). Deze relaties worden gevonden voor de componenten stikstofdioxide, zwaveldioxide, koolstofdioxide, ozon en fijn stof (Burnett, 1998 en Delfino, 1997). Verergering van klachten bij kortdurende piekbelasting kan bij oudere mensen met een hart- of longziekte zelfs acuut overlijden tot gevolg hebben. Voor dit effect wordt de term 'vroegtijdige sterfte' gebruikt, omdat het gaat om het eerder sterven dan het geval zou zijn geweest wanneer er geen smogepisode was opgetreden. In het algemeen wordt aangenomen dat het gaat om een aantal dagen tot enkele weken eerder overlijden. Mensen die vroegtijdig overlijden als gevolg van blootstelling aan piekconcentraties zijn meestal ouderen met een hart- of longziekte. Acute sterfte treedt op tijdens of vlak na een kortdurende verhoging van de concentraties.

Andere acute gezondheidseffecten zijn afname van longfunctie, toename van luchtwegklachten zoals piepen, hoesten en kortademigheid en verergering van astma. Bij de meeste mensen zijn deze effecten omkeerbaar. Zodra de luchtverontreiniging afneemt, keert de normale toestand terug.

Chronische gezondheidseffecten

Langdurige blootstelling aan bepaalde componenten in de buitenlucht kan leiden tot onherstelbare chronische gezondheidsschade. Onderzoek naar chronische effecten² toont aan dat verlaging van de longfunctie blijvend kan zijn, evenals verergering van chronische luchtwegklachten. Dit kan een toename van chronische long- en hartziekten tot gevolg hebben en misschien zelfs ontwikkeling van bepaalde ziektes. Voor het laatste is echter onvoldoende bewijs, maar het kan zijn dat chronische blootstelling aan luchtverontreiniging leidt tot het ontstaan van luchtwegziekten in plaats van 'slechts de verergering' ervan.

Waar wél steeds meer bewijs voor is, is dat langdurige blootstelling aan luchtverontreiniging kan leiden tot vroegtijdige sterfte aan luchtwegziekten en aan hart- en vaatziekten.

¹ Het is tot op heden onduidelijk of kinderen daadwerkelijk gevoeliger luchtwegen hebben of dat het effect van luchtverontreiniging op de luchtwegen bij kinderen beter aantoonbaar is.

² Chronische effecten kunnen worden gemeten wanneer een grote groep mensen voor een lange tijdsperiode gevolgd wordt in zogenaamde follow-up of cohort studies. Onderzoek hiernaar is pas gestart in de jaren zeventig. Daarom worden nu pas de eerste resultaten van deze studies gepubliceerd.

Net als bij acute sterfte gaat het om het eerder overlijden aan een bepaalde ziekte ten gevolge van de blootstelling aan luchtverontreiniging. Het betreft dan ook meestal ouderen met een hart- of longziekte. Verschillen tussen acuut en chronisch 'vervroegd overlijden' hangen samen met de duur van de blootstelling en het concentratieniveau waaraan men blootgesteld is. Bij acute sterfte overlijden mensen vervroegd na een kortdurende blootstelling (1 of enkele dagen) aan een piekbelasting en bij chronische sterfte overlijden mensen vervroegd na een langdurige (jarenlange) blootstelling aan gemiddelde concentratieniveaus.

Een zeer recente Nederlandse studie toonde een verband aan tussen het overlijden als gevolg van een long- of hartziekte en het wonen dichtbij een drukke verkeersweg.

Voor mensen die op minder dan 100 meter van de snelweg of minder dan 50 meter van een drukke stadsweg woonden was het risico op sterfte door hart- en vaatziekten en longaandoeningen ongeveer twee keer zo hoog (Hoek et al., 2002). Deze resultaten zijn in overeenstemming met eerdere cohort studies naar blootstelling aan fijn stof en sterfte aan long- of hartaandoeningen (Dockery, 1993; Pope, 1995 en Abbey, 1999). Over de vraag hoeveel eerder 'vervroegde sterfte' betekent is nog veel discussie, maar in een recente publicatie staat dat mensen die langdurig zijn blootgesteld aan verhoogde concentraties luchtverontreiniging enkele maanden tot maximaal twee jaar korter leven dan het geval zou zijn zonder deze blootstelling (Janssen, 2002).

3.1 Selectie gezondheidseffecten

Bij het berekenen van de gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan luchtverontreiniging in Rijnmond is onderscheid gemaakt tussen acute en chronische gezondheidseffecten. Op basis van het overzicht van deze effecten (zie tabel 2.2) is een selectie gemaakt voor een aantal effecten die in dit project worden meegenomen. Het selecteren is gedaan door rekening te houden met hoeveel bewijs ervoor is en hoe ernstig de effecten zijn. Voor de geselecteerde effecten zijn berekeningen uitgevoerd van het aantal personen dat hierdoor in Rijnmond wordt getroffen.

Bij de selectie vielen de gezondheidseffecten af waarvoor onvoldoende bewijs is. Ondanks het bewijs voor afname van de longfunctie (zowel bij kortdurende als bij langdurende blootstelling) is dit gezondheids-effect niet meegenomen in het project.

Acute afname van de capaciteit van de longen bij kortdurende blootstelling herstelt zich meestal na verloop van tijd. De gezondheidsschade is niet blijvend. Blijvende longfunctievermindering bij chronische blootstelling is ernstiger, maar dit effect is indirect meegewogen in de toename van chronische luchtwegaandoeningen en uiteindelijk sterfte hieraan. Vanwege de ernst van het effect is ook verergering van astma meegenomen, ook al is er beperkt bewijs voor.

Tabel 3.1 vat samen welke gezondheidseffecten zijn geselecteerd. In de tabel staat per gezondheidseffect voor welke componenten de bijdrage aan het betreffende effect is berekend. Per component is aangegeven of er uur-, etmaal- of jaargemiddelde waarden zijn gebruikt bij de berekening. Meer informatie over de gebruikte luchtkwaliteitsgegevens staat in bijlage 1.

Tabel 3.1 Geselecteerde gezondheidseffecten, inclusief luchtverontreinigende componenten waarvan de bijdrage aan het effect is berekend

Acute gezondheidseffecten	Gebruikte gegevens 2001		
	Stof	Waarde	Aantal
Vroegtijdige sterfte, alle doodsoorzaken	PM ₁₀	Etmaalwaarden	365
	O ₃	Maximale uurwaarden per etmaal	365
	NO ₂	Gemiddelde uurwaarden	8.760*
Vroegtijdige sterfte, aan hart- en vaatziekten	PM ₁₀	Etmaalwaarden	365
	O ₃	Maximale uurwaarden per etmaal	365
	NO ₂	Gemiddelde uurwaarden	8.760
Vroegtijdige sterfte, aan ziekten aan luchtwegen	PM ₁₀	Etmaalwaarden	365
	O ₃	Maximale uurwaarden per etmaal	365
Ziekenhuisopnamen voor hart- en vaatziekten	PM ₁₀	Etmaalwaarden	365
Ziekenhuisopname voor ziekten luchtwegen	PM ₁₀	Etmaalwaarden	365
	O ₃	Maximale uurwaarden per etmaal	365
	NO ₂	Gemiddelde uurwaarden	8.760
Aantal astma-aanvallen	PM ₁₀	Etmaalwaarden	365
Chronische gezondheidseffecten	Gebruikte gegevens 1972-2001		
	Stof	Waarde	Aantal
Vroegtijdige sterfte	PM ₁₀	Jaargemiddelde	30
Toename luchtwegaandoeningen	NO ₂	Jaargemiddelde	29**
Ontstaan leukemie	Benzeen	Jaargemiddelde	10***

* 365 maal 24 uur

** jaargemiddelde waarden van NO₂ zijn vanaf 1973 beschikbaar

*** jaargemiddelde waarden van benzeen zijn vanaf 1992 beschikbaar

3.2 Bepalen Relatief Risico's

De epidemiologische maat die in de wetenschap veelvuldig wordt gebruikt, is het zogenaamde 'relatief risico' (RR). Dit is een maat voor het verband tussen blootstelling en ziekte. Resultaten van onderzoek worden vaak vertaald in een bepaald RR dat gekoppeld is aan een bepaalde blootstelling en een bepaald gezondheidseffect. Voor iedere combinatie van component en gezondheidseffect zoals in tabel 3.1 genoemd, is een RR uit recente literatuur gebruikt. Voor acute gezondheidseffecten is er naast een gemiddeld RR tevens een minimale en maximale waarde bepaald om een range in effect te kunnen aangeven.

Acute gezondheidseffecten

In 1995 hebben Pope, Dockery en Schwartz een overzicht gemaakt van de studies die er tot dan toe waren gedaan naar acute effecten van blootstelling aan luchtverontreiniging. De tien studies die het effect van PM₁₀ op acute sterfte onderzochten, resulteerden in relatief risico's van 0,7 tot 1,5 per 10 µg/m³ toename (Pope, 1995a). Ook bij studies naar andere acute gezondheidseffecten (luchtwegklachten, verergering van astma, ziekenhuisopnames, verlaging longfunctie) wijzen de resultaten in dezelfde richting, maar zijn ze niet eenduidig over de grootte van het effect. Bestudering van meer recente studies leert dat, ondanks de overeenkomsten in resultaten, het lastig is om op basis van deze studies een schatting van een RR te doen voor iedere combinatie van component en gezondheidseffect. Daarom zijn voor het berekenen van de bijdrage aan acute gezondheidseffecten van kortdurende blootstelling aan PM₁₀, NO₂ en O₃ de RR's van de zogenaamde 'WHO Air Quality Assessment Tool' gebruikt. Deze methode is ontwikkeld door de Nederlandse afdeling van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) in Bilthoven. De schattingen van de WHO die aan deze methode ten grondslag liggen, zijn op een eenduidige manier gedaan en zijn gebaseerd op onderzoeksresultaten die in 1999 bekend waren. Sinds 1999 zijn er in het vakgebied milieu en gezondheid vooral onderzoeksresultaten gepubliceerd over effecten van chronische blootstelling. Op het gebied van acute effecten zijn de laatste jaren weinig verschuivingen in kennis. De RR's van de WHO worden daarom geschikt geacht voor dit project (zie bijlage 3).

Chronische gezondheidseffecten

De diverse studies die zijn uitgevoerd naar chronische gezondheidseffecten van luchtverontreiniging resulteren eveneens in een range van relatief risico's. De hoogte van de RR's is afhankelijk van het precieze gezondheidseffect en de hoogte van de concentraties in de betreffende onderzoeksomstandigheden (zie overzicht van studies in bijlage 4). In dit project is gekozen om de studie van Pope en collega's als uitgangspunt te nemen voor het berekenen van de bijdrage aan vervroegde sterfte van chronische blootstelling aan PM₁₀ (Pope, 2002). Dit is een grootschalige Amerikaanse studie waarbij 500.000 mensen langdurig gevolgd zijn in de tijd. De eerste resultaten zijn in 1995 gepubliceerd. Voor de bijdrage aan vervroegde sterfte van PM_{2,5} werd een RR van 1,07 berekend. Bij de herberekeningen op basis van nieuwe inzichten in 2002 daalde deze RR tot 1,04 per 10 µg PM_{2,5}/m³.

Dit is een laag RR vergeleken met de resultaten van de recent verschenen Nederlandse studie van Hoek en collega's. Ondanks dat de resultaten van Pope gelden voor PM_{2,5} in plaats van PM₁₀ is er in dit project gekozen voor het RR uit dit project. De belangrijkste reden hiervoor is dat het de enige studie is met een onderzoekspopulatie van een grote omvang. Verder is er een significante relatie aangetoond, wat niet het geval is bij de studie van Hoek. In deze Nederlandse studie is geen significant verband aangetoond tussen sterfte en blootstelling, maar wel tussen sterfte en het wonen dichtbij een snelweg of drukke binnenstedelijke weg. Met het berekenen met het RR uit de studie van Pope is in dit project gekozen voor een voorzichtige schatting van het effect van chronische blootstelling aan fijn stof. Zodra er echter meer resultaten worden gepubliceerd door Hoek en collega's, verdient het aanbeveling om het RR zonodig aan te passen.

De bijdrage aan chronische luchtwegklachten van langdurige blootstelling aan NO₂ is berekend met behulp van de dosis-effect relatie: Odds Ratio³ van 1,2 bij een toename in concentratie van 28,2 µg/m³ (of 0,015 ppm) voor lagere luchtwegklachten (WHO, 1997).

³ Odds Ratio = maat voor het verband tussen blootstelling en ziekte. De kans op het voorkomen van een effect gedeeld door de kans op het niet voorkomen van een effect. In het geval dat een effect niet vaak voorkomt is OR ongeveer gelijk aan het RR.

3.3 Basismethode voor het bepalen van de bijdrage van luchtverontreiniging aan acute gezondheidseffecten

Acute gezondheidseffecten zijn bepaald aan de hand van luchtkwaliteitsgegevens voor O₃, NO₂ en PM₁₀ van 2001. Voor iedere component is berekend wat hiervan de bijdrage is op de geselecteerde gezondheidseffecten (vroegtijdige sterfte, ziekenhuisopnamen voor luchtwegen of hart- en vaatziekten, verergering astma). Voor PM₁₀ zijn etmaalwaarden gebruikt, voor O₃ 1 uur maxima per etmaal en voor NO₂ uurgemiddelde waarden over het hele jaar (zie tabel 3.1).

Voor ieder gezondheidseffect wordt het attributieve risico bepaald, d.w.z. het percentage van het effect dat veroorzaakt wordt door luchtverontreiniging. De zogenaamde 'Proportional Attributive Risk' (PAR) methode die hiervoor is gebruikt, komt uit de 'WHO Air Quality Assessment Tool' die al genoemd is in paragraaf 3.2.

Voor iedere combinatie van component en effect wordt een PAR berekend met een gemiddeld RR en een minimaal en maximaal RR (zie paragraaf 3.2). Voor sterfte aan hart- en vaatziekten worden bijvoorbeeld drie berekeningen uitgevoerd, één voor de bijdrage van PM₁₀, één voor de bijdrage van NO₂ en één voor de bijdrage van O₃ aan het totaal aantal sterfgevallen door deze ziekten.

Bij het bepalen van het attributief risico wordt de blootstelling aan de betreffende component verdeeld in categorieën van 10 µg/m³ (dus 0-10, 10-19, 20-29 etc.).

Voor iedere blootstellingscategorie is bepaald wat het percentage van de tijd is dat de concentratie van de component hierin valt (p(c)). Op deze manier is een maat gecreëerd voor de duur waarop de concentratie een bepaalde hoogte heeft. Voor iedere blootstellingscategorie wordt een bijbehorend RR bepaald, waarbij als uitgangspunt het RR voor 10 µg/m³ wordt gebruikt⁴.

Met het RR en p(c) voor iedere blootstellingscategorie wordt via formule 1 het attributieve risico van de betreffende component en effect berekend. Dit is het percentage van het effect dat kan worden toegeschreven aan blootstelling aan de component.

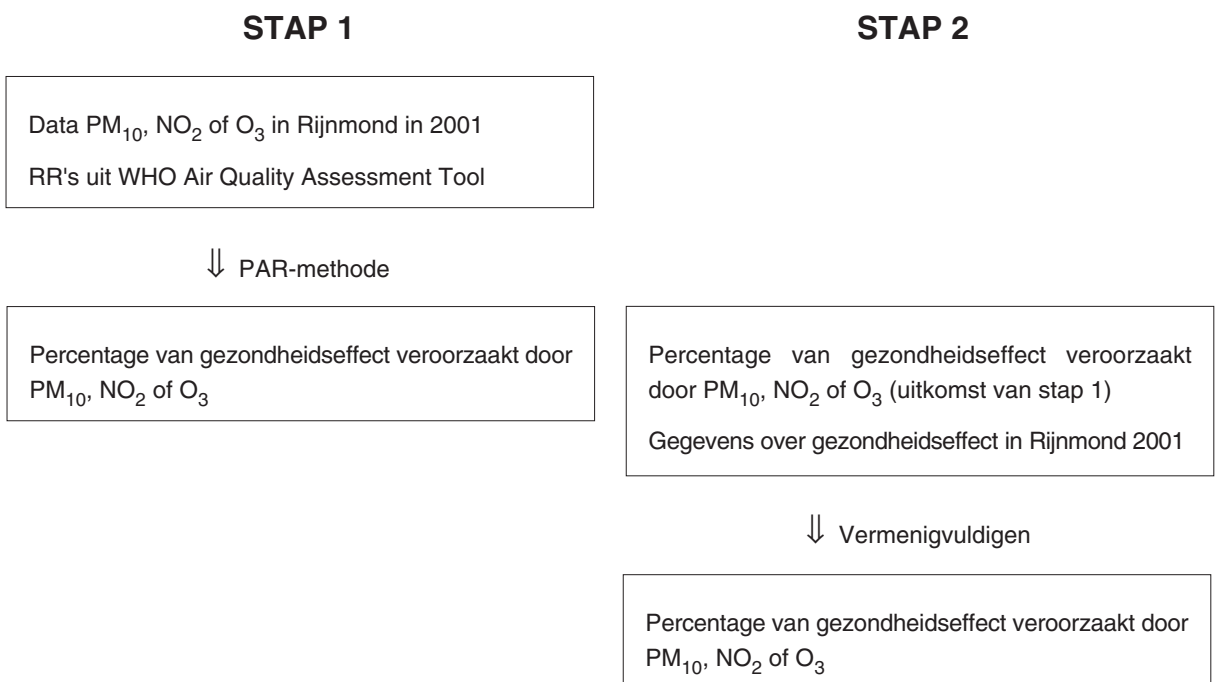
$$AP = 100 * (\text{SUM} \{ [RR(c) - 1] * p(c) \} / \text{SUM} [RR(c) * p(c)]) \quad (1)$$

AP = attributief risico

RR = relatief risico voor het gezondheidseffect in blootstellingscategorie c

p(c) = percentage van de tijd dat de blootstelling in categorie c valt

Figuur 3.1 Schematische weergave van berekening van acute gezondheidseffecten door kortdurende blootstelling aan PM₁₀, NO₂ of O₃ in Rijnmond in 2001.



⁴ Bijvoorbeeld bij een RR van 0,0074 (bij toename van 10 µg/m³) wordt het RR voor een concentratie van 20-29 µg/m³ berekend van 1,022 (=1,0074+0,0074+0,0074; per 10 µg/m³ wordt 0,0074 opgeteld).

De uitkomst van AP wordt gecombineerd met de bekende frequentie van het geselecteerde gezondheidseffect in de populatie (I), bijvoorbeeld het aantal ziekenhuisopnamen in het betreffende jaar. Het aantal gevallen toegeschreven aan de blootstelling (IE) wordt berekend als:

$$IE = I \cdot AP \quad (2)$$

Figuur 3.1 geeft een schematisch overzicht van de berekening en bijlage 2 werkt de PAR-berekening voor één voorbeeld van component en effect tot in detail uit.

De laatste stap in de berekening (van percentage naar absolute aantallen) is uitgevoerd voor sterfte en ziekenhuisopnames bij PM₁₀. Voor blootstelling aan O₃ en NO₂ zijn echter alleen voor sterfte berekeningen van absolute aantallen gedaan. De reden hiervoor is dat voor deze componenten alleen een RR bekend is voor ziekenhuisopnames in de leeftijdscategorie 15 t/m 64 jaar (zie bijlage 3). De absolute aantallen die hiermee gemoeid zijn liggen zo laag, dat het niet mogelijk is om een betrouwbare berekening te doen van het aantal ziekenhuisopnames veroorzaakt door kortdurende blootstelling aan O₃ en NO₂.

Informatie over het aantal astma-aanvallen (zowel bij kinderen als volwassenen) is niet te achterhalen. Daarom is voor dit gezondheidseffect alleen het percentage dat toe te schrijven is aan luchtverontreiniging berekend. Absolute aantallen veroorzaakt door een slechte luchtkwaliteit zijn voor deze indicator niet bepaald; stap 2 in figuur 3.1 is voor dit effect dus niet uitgevoerd.

3.4 Basismethode voor het bepalen van de bijdrage van luchtverontreiniging aan chronische gezondheidseffecten

Fijn stof en stikstofdioxide

Voor het berekenen van effecten van langdurige blootstelling aan luchtverontreiniging zijn jaargemiddelden van PM₁₀ en NO₂ over een periode van de dertig jaar gebruikt (1972-2001; zie tabel 3.1). Voor iedere component is een ander gezondheidseffect gebruikt waarvoor de bijdrage van blootstelling is berekend. Bij PM₁₀ is sterfte het gezondheidseffect waarvoor de berekeningen zijn uitgevoerd, bij NO₂ is dit gedaan voor luchtwegklachten.

Voor de bepaling van deze gezondheidseffecten van PM₁₀ en NO₂ is een PAR-berekening uitgevoerd, zoals in paragraaf 3.3 besproken.

Net als bij de PAR-berekening van acute effecten is de eerste stap het bepalen van een maat voor de tijdsduur waarop de concentratie een bepaalde hoogte heeft. Bij acute effecten gaat dat om de verdeling van de etmaal- of uurwaarden over het jaar 2001. Bij chronische effecten betreft het de verdeling van jaargemiddelde concentraties over de afgelopen dertig jaar.

In paragraaf 3.2 is reeds besproken welk RR is gebruikt bij de berekening van de bijdrage van PM₁₀ aan vroegtijdige sterfte en welke OR bij de bepaling van de bijdrage van NO₂ aan luchtwegklachten.

Benzeen

Concentraties van benzeen zijn in Rijnmond pas vanaf 1992 gemeten. Daarom zijn de chronische effecten van deze component bepaald over een periode van de laatste tien jaar. De bijdrage van langdurige blootstelling aan benzeen aan het ontstaan van leukemie is niet bepaald via een PAR-berekening, maar via een andere methode. De zogenaamde Unit Risk van de Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO) is gebruikt. Dit is een maat voor het hoogst te verwachten aantal leukemiepatiënten bij levenslange blootstelling aan benzeen: 4,4 tot 7,5 per 1.000.000 personen bij een blootstelling aan 1 µg benzeen/m³ (WHO, 1999). Bij de berekeningen is een gemiddelde van zes personen met leukemie per 1 µg benzeen/m³ per 1.000.000 personen aangehouden. In tegenstelling tot de berekeningen met Relatief Risico's, waarbij het gaat om een gemiddelde, gaat het bij een Unit Risk om de hoogste schatting.

Via de jaargemiddelde concentratie, de UR (zes leukemiepatiënten per 1 µg benzeen/m³ per miljoen inwoners) en het aantal inwoners van Rijnmond is per jaar het aantal leukemiepatiënten berekend dat kan worden toegeschreven aan benzeen. Dit is gedaan voor de periode van 1992 tot 2001. Omdat de UR geldt voor levenslange blootstelling is een gemiddelde levensduur van 75 jaar aangenomen om uiteindelijk te komen tot een schatting van het aantal leukemiepatiënten dat per jaar kan worden toegeschreven aan benzeenblootstelling.

3.5 Ziekte- en sterftcijfers

De regio Rijnmond bestaat uit de gemeenten Albrandswaard, Barendrecht, Bergschenhoek, Berkel en Rodenrijs, Bernisse, Bleiswijk, Brielle, Capelle aan den IJssel, Hellevoetsluis, Krimpen aan den IJssel, Maassluis, Ridderkerk, Rotterdam, Rozenburg, Schiedam, Spijkennisse, Vlaardingen en Westvoorne.

Het aantal inwoners in Rotterdam en de rest van de regio bestond op 1 januari 2001 uit ongeveer 595.000 en 580.000 respectievelijk. De totale bevolking van het gebied dat in dit project is meegenomen bestaat uit ongeveer 1.175.000 personen (COS, 2001).

Sterftecijfers van Rijnmond zijn voor iedere gemeente beschikbaar via het CBS voor totale sterfte en sterfte aan bloedsomlooporganen. Op de website van het CBS zijn echter voor gemeenten apart geen sterftecijfers voor ziekten aan de luchtwegen beschikbaar. Daarom is er gekozen voor het schatten van het aantal sterfgevallen door luchtwegziekten in Rijnmond op basis van landelijke CBS-cijfers. In tabel 3.3 zijn de waarden aangegeven waarmee de berekeningen zijn uitgevoerd.

Tabel 3.3 Totaal aantal overledenen aan alle doodsoorzaken en aan hart- en vaatziekten in Rijnmond in 2001 (CBS) en schatting van aantal overledenen aan luchtwegziekten op basis van landelijke gemiddelde (in vet de waarden waarmee berekeningen zijn uitgevoerd)

Sterfte	Aantal overledenen in Rijnmond (CBS)	Schatting van aantal overledenen op basis van landelijk gemiddelde (CBS)
alle doodsoorzaken	11.204	10.327
a.g.v. hart- en vaatziekten	3.790	3.505
a.g.v. ziekten luchtwegen	-	984

Bron voor gegevens over ziekenhuisopnames is wederom de WHO. Via de gemiddelde aantallen per 100.000 inwoners (WHO, 1999) en het aantal inwoners van Rijnmond is het aantal opnames in de regio berekend. Er is bewust voor gekozen geen gebruik te maken van de ziekenhuisgegevens voor de regio. Dit zijn namelijk gegevens over de ziekenhuizen in het gebied, niet over de woonplaats van de patiënten. Aangezien veel ziekenhuizen in Rijnmond een bovenregionale functie hebben, zou er op die manier een overschatting van het aantal opnames zijn gemaakt. De laatste kolom van tabel 3.4 geeft de aantallen waarmee gerekend is.

Tabel 3.4 Aantal ziekenhuisopnames voor hart- en vaatziekten en voor ziekten aan de luchtwegen in 2001 in Nederland en schatting aantal opnames in Rijnmond (WHO, 1999)

Ziekten	Aantal opnames per 100.000 inwoners (WHO)	Schatting van aantal opnames in Rijnmond (WHO)
Hart- en vaatziekten	436	5.128
Ziekten luchtwegen	1.260	14.819

De gegevens zoals aangegeven in tabel 3.3 en 3.4 zijn gebruikt voor stap 2 van de berekening van acute gezondheidseffecten van blootstelling aan luchtverontreiniging (zie figuur 3.1).

3.6 Trends en prognoses

Trends

Om eventuele trends te kunnen weergeven, is gekeken naar de blootstelling aan vervuulende stoffen in de buitenlucht in de afgelopen 10 tot 30 jaar. Ook hier is onderscheid gemaakt in acute en chronische effecten op de gezondheid. De veranderingen in concentraties worden vertaald in de consequenties hiervan op de gezondheidseffecten.

Acute effecten

Voor de componenten NO₂ en SO₂ zijn de acute gezondheidseffecten (totale sterfte en sterfte aan hart- en vaatziekten) bepaald voor 5 jaren: 1973, 1977, 1981, 1991 en 2001.

Chronische effecten

Voor de bijdrage van langdurige blootstelling aan PM₁₀, NO₂ en lood wordt gekeken naar de afgelopen 30 jaar.

Bij benzeen is de periode waarnaar wordt teruggekeken korter: 10 jaar. Benzeenmetingen worden sinds 1992 uitgevoerd.

Prognoses

Aan de hand van voorspelde jaargemiddelde waarden voor PM₁₀ en NO₂ in 2010 in Rijnmond wordt een prognose van gezondheidseffecten door blootstelling aan deze componenten gegeven (zie bijlage 1). Hierbij is de rekenmethode hetzelfde als de methode zoals die is gehanteerd voor het bepalen van chronische effecten (zie paragraaf 3.4). Er wordt geen voorspelling gedaan over eventuele veranderingen in de relatie luchtverontreiniging-gezondheidseffecten in de toekomst.

4.1 Acute gezondheidseffecten

Op basis van de RR's van de WHO is berekend wat de bijdrage van luchtverontreiniging aan de gezondheidseffecten is. Tabel 4.1 toont de percentages van sterfte, ziekenhuisopnames en astma-aanvallen die veroorzaakt worden door kortdurende verhoging van concentraties PM₁₀, NO₂ of O₃. Wat deze percentages betekenen in absolute aantallen is te zien in tabel 4.2.

Eén tot vier procent van de acute sterfte kan worden verklaard door blootstelling aan PM₁₀, NO₂ of O₃. Dit betreft ongeveer 100 tot 450 gevallen die eerder overlijden dan het geval zou zijn geweest zonder blootstelling⁵. Voor sterfte aan ziekten van de luchtwegen ligt dit percentage iets hoger: vier tot vijf procent.

Het absolute aantal mensen dat aan deze ziekten vroegtijdig overlijdt door kortdurende blootstelling aan verhoogde concentraties luchtverontreiniging beperkt zich echter tot enkele tientallen (zie tabel 4.2). De oorzaak hiervan is dat het aantal mensen dat overlijdt aan luchtwegziekten lager is dan bijvoorbeeld het aantal mensen dat overlijdt aan hart- en vaatziekten. De resultaten voor vroegtijdige sterfte aan hart- en vaatziekten laten zien dat het gaat om één tot vier procent van de sterfgevallen. In absolute aantallen betreft dit 30 tot 140 mensen.

Het aantal ziekenhuisopnames voor luchtwegklachten of hart- en vaatziekten in de regio Rijnmond dat veroorzaakt wordt door kortdurende blootstelling aan hoge concentraties luchtverontreiniging is één tot drie procent: ongeveer 150 tot 350 opnames.

Tabel 4.1 Percentage van acute gezondheidseffecten (vroegtijdige sterfte, ziekenhuisopnames en astma-aanvallen) in Rijnmond dat kan worden toegeschreven aan kortdurende blootstelling aan hoge concentraties van PM₁₀, O₃ of NO₂ zoals gemeten in 2001 (NB. gem=gemiddeld percentage; min-max = minimale - maximale percentage; - = niet berekend vanwege ontbrekend RR)

Gezondheidseffect	PM ₁₀			O ₃			NO ₂		
	gem	min	max	gem	min	max	gem	min	max
Vroegtijdige sterfte, alle doodsoorzaken	2,3	2,0	2,7	4,1	2,6	5,8	1,0	0,6	1,2
Vroegtijdige sterfte, aan hart- en vaatziekten	2,5	1,6	5,5	3,6	1,8	5,3	0,7	0,0	1,4
Vroegtijdige sterfte, aan ziekten aan luchtwegen	3,7	1,5	10,7	5,3 ¹	-	-	-	-	-
Ziekenhuisopnames hart- en vaatklachten	2,8	1,9	4,0	-	-	-	-	-	-
Ziekenhuisopnames luchtwegklachten	2,5	1,5	3,5	3,4	0,9	5,8 ²	0,7	0,0	2,4 ²
Astma-aanvallen kinderen	14,1	13,2	15,1	-	-	-	-	-	-
Astma-aanvallen volwassenen	1,3	0	2,5	-	-	-	-	-	-

¹ minimum en maximum waarde onbekend

² aantal ziekenhuisopnames luchtwegklachten, 15-65 jaar

Tabel 4.2 Berekende aantal personen dat jaarlijks vroegtijdig overlijdt of wordt opgenomen in het ziekenhuis met hart- en vaat- of luchtwegklachten als gevolg van blootstelling aan concentraties van PM₁₀, O₃ of NO₂ zoals die in 2001 voorkwamen in Rijnmond (NB. gem=gemiddeld aantal; min-max = minimaal – maximaal aantal; ; - = niet berekend omdat er geen RR beschikbaar is)

Gezondheidseffect	PM ₁₀			O ₃			NO ₂		
	gem	min	max	gem	min	max	gem	min	max
Vroegtijdige sterfte, alle doodsoorzaken	260	220	300	460	290	650	120	70	130
Vroegtijdige sterfte, aan hart- en vaatziekten	100	60	210	140	70	200	30	0	50
Vroegtijdige sterfte, aan ziekten aan luchtwegen	40	10	100	50 ¹	-	-	-	-	-
Ziekenhuisopnames hart- en vaatklachten	150	100	210	-	-	-	-	-	-
Ziekenhuisopnames luchtwegklachten	370	230	520	-	-	-	-	-	-

¹ minimum en maximum waarde onbekend

⁵ De uitkomsten voor de drie componenten kunnen niet zondermeer bij elkaar opgeteld worden, omdat er altijd een onderlinge relatie is tussen de aanwezigheid van de stoffen in de buitenlucht.

Veertien procent van het aantal astma-aanvallen bij kinderen kan worden verklaard door piekbelasting van fijn stof.

Ozon is de component die het grootste effect heeft op vervroegde sterfte en ziekenhuisopnames bij kortdurend verhoogde concentraties.

Stikstofdioxide is de component die het minst bijdraagt aan acute gezondheidseffecten (zie tabel 4.1). Dit kan verklaard worden door het weinig voorkomen van verhoogde NO₂ waarden in 2001. PM₁₀ zit tussen NO₂ en O₃ in wat betreft de mate van effect.

4.2 Chronische gezondheidseffecten

De concentraties fijn stof en NO₂ zijn niet in het hele Rijnmondgebied gelijk. Toch is er in dit project een berekening gedaan naar gezondheidseffecten door gebruik te maken van gemiddelde waarden voor de hele regio. De consequentie hiervan is dat er geen uitspraken kunnen worden gedaan over plaatselijke situaties met lagere of hogere concentraties.

Fijn stof

Uit de berekening blijkt dat bij ongeveer 13% van de sterfgevallen in Rijnmond in de periode van 1972 t/m 2001, er sprake is van vervroegd overlijden als gevolg van langdurige blootstelling aan fijn stof. Wanneer uitgegaan wordt van het sterftecijfer in 2001 (11.204 overledenen) zou dit betekenen dat er jaarlijks ongeveer 1.450 mensen eerder overlijden door langdurige blootstelling aan fijn stof. Zoals al eerder aangegeven gaat het hier meestal om patiënten met een long- of hartziekte; met andere woorden er sterven geen gezonde mensen aan blootstelling aan fijn stof, maar mensen die verzwakt zijn kunnen hierdoor wel eerder sterven dan het geval zou zijn geweest zonder blootstelling.

Stikstofdioxide

Voor de periode van 1973 t/m 2001 is berekend dat ongeveer 22% van de chronische luchtwegklachten kan worden toegeschreven aan langdurige blootstelling aan NO₂.

4.3 Trends

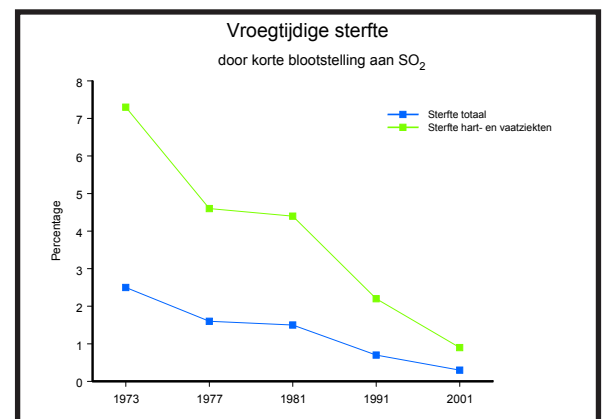
Het Rijnmondgebied heeft het imago van een industriële en vervuilde regio. Dat is ook niet verwonderlijk als je naar de luchtkwaliteitgegevens kijkt van zo'n dertig jaar geleden. Aan het begin van de jaren '70 waren de concentraties van zwaveldioxide en lood hoog.

De waarden van deze stoffen in de buitenlucht zijn in dertig jaar echter sterk afgenomen. Het verloop van de concentratie van andere componenten is echter minder positief. De hoeveelheid stikstofdioxide en ozon in de lucht is bijvoorbeeld nauwelijks afgenomen in de afgelopen periode van dertig jaar. In deze paragraaf wordt beschreven wat deze trends voor effect hebben gehad op gezondheidseffecten van de blootstelling aan de genoemde componenten. In eerste instantie wordt ingegaan op veranderingen in acute gezondheidseffecten, het tweede gedeelte gaat in op trends in chronische gezondheidseffecten.

Acute gezondheidseffecten

Zwaveldioxide concentraties in de buitenlucht zijn in Rijnmond de laatste dertig jaar sterk gedaald (van 84 µg/m³ in 1970 tot 13 µg/m³ in 2001). De daling in etmaalwaarden is omgerekend naar een daling in het aantal mensen dat vroegtijdig overlijdt door blootstelling aan een hoge concentratie van SO₂. Figuur 4.3 geeft hiervan het resultaat.

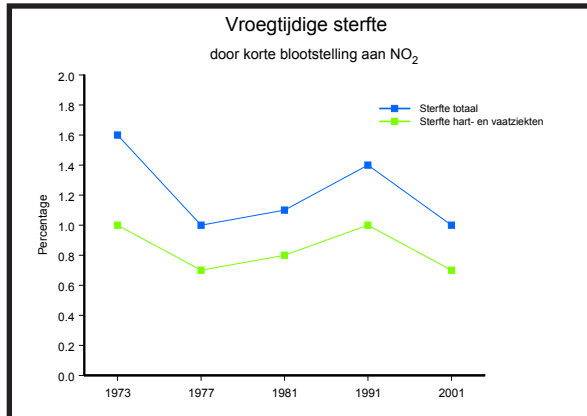
Figuur 4.3 Trends in percentage sterfte gerelateerd aan kortdurende blootstelling aan piekconcentraties SO₂ (1973-2001)



In 1973 was 7,3% van de sterfgevallen door hart- en vaatziekten gerelateerd aan blootstelling aan SO₂. In 2001 was dit nog maar 0,9%. Voor totale sterfte (alle doodsoorzaken) geldt een afname van 2,5% in 1973 tot 0,3% in 2001.

Figuur 4.4 presenteert dezelfde berekening voor NO₂. Hier is te zien dat het percentage aan NO₂ gerelateerde sterfgevallen slechts een geringe daling vertoont tussen 1973 en 2001. Dit komt door de geringe afname in de NO₂ concentratie in Rijnmond over die periode (zie bijlage 1).

Figuur 4.4 Trends in percentage sterfte gerelateerd aan kortdurende blootstelling aan piekconcentraties NO₂ (1973-2001)



Chronische gezondheidseffecten

Fijn stof

Metingen van PM₁₀ worden pas sinds 1994 in Rijnmond gedaan. Via een rekenmethode is het historisch verloop van de concentratie PM₁₀ in de jaren daarvoor geschat (zie bijlage 1). De resultaten laten zien dat de jaargemiddelde concentraties van PM₁₀ in de afgelopen 30 jaar enigszins gedaald zijn, maar dat de waarden nogal schommelen. Er is geen sprake van een duidelijke trend.

Het effect van PM₁₀ op vervroegd overlijden door langdurige blootstelling schommelt in deze periode mee met de jaargemiddelde waarden. De verschillen in bijdrage aan vroegtijdige sterfte tussen de hoogste en laagste concentratie zijn echter niet groter dan ongeveer vier procent. Dit betekent dat als de PM₁₀ concentratie jarenlang ongeveer 50 µg/m³ blijft, er in ongeveer zeventien procent van de sterfgevallen sprake is van vervroegd overlijden door die blootstelling. Wanneer de PM₁₀ concentratie jarenlang ongeveer 38 µg/m³ blijft zal ongeveer dertien procent van het aantal sterfgevallen gerelateerd zijn aan langdurige blootstelling aan fijn stof.

Wat belangrijk is bij PM₁₀, is dat gezondheidseffecten aanwezig blijven, ook bij waarden die onder de norm van 40 µg/m³ liggen. Gezondheidseffecten treden namelijk ook op bij concentraties lager dan de wettelijke grenswaarden. Er bestaat geen gezondheidkundige grenswaarde voor deze component.

Stikstofdioxide

Bij stikstofdioxide is er ook sprake van een lichte daling in jaargemiddelde waarden over de periode van 1973 tot 2001.

Echter, net als bij PM₁₀ schommelen de jaargemiddelde waarden nogal in de afgelopen 30 jaar (zie bijlage 1). Ondanks de afname van het aantal kortdurende pieken in de NO₂ concentraties ligt de jaargemiddelde waarde van NO₂ in 2001 nog steeds tegen de nieuwe Europese grenswaarde van 40 µg/m³ aan.

Toch is er met name in de laatste 10 jaar een gestage daling waar te nemen, wat positieve consequenties heeft gehad voor de gezondheidseffecten. Het aantal luchtwegklachten veroorzaakt door NO₂ zal hierdoor echter slechts met ongeveer 2% zijn afgenomen (van 24% naar 22%). De concentratie blijft dusdanig hoog dat er geen sprake is van een grote daling in effect.

Benzeen

Benzeen concentraties lagen 15 tot 20 jaar geleden nog boven de norm van 10 µg/m³. In het laatste decennium liggen de waarden veel lager. De benzeen concentratie in Rijnmond is de afgelopen tien jaar nog verder afgenomen van 4,3 µg/m³ in 1992 tot 2,3 µg/m³ in 2001. Dit betekent dat het risico op het krijgen van leukemie als gevolg van blootstelling aan benzeen is afgenomen van ongeveer vier patiënten per 10 jaar (1992) tot ongeveer twee patiënten per 10 jaar (2001).

Lood

In 1973 lag de jaargemiddelde waarde van lood in de Rijnmondse buitenlucht boven de norm van 500 ng/m³. Sindsdien is de lood concentratie sterk gedaald. In 2001 was de lood concentratie nog maar 12 ng/m³. Deze sterke afname van de lood concentratie in de buitenlucht is terug te vinden in een daling in de lood concentraties in het bloed bij kinderen (Slob, 1993). Negatieve effecten op de ontwikkeling van hersenen en zenuwstelsel van foetussen en jonge kinderen zijn bij de buitenluchtniveaus zoals die anno 2001 voorkomen niet meer te verwachten. Wanneer er tegenwoordig een verhoogde concentratie in bloed voorkomt, moet de oorzaak bij een andere bron dan luchtverontreiniging gezocht worden.

4.4 Prognose

Volgens de nieuwste inzichten van het RIVM zal de jaargemiddelde PM₁₀ concentratie in Rijnmond afnemen van 38 µg/m³ in 2001 naar 34 µg/m³ in 2010 (zie bijlage 1 voor meer informatie). Dit heeft positieve gevolgen voor de gezondheidseffecten van fijn stof. De acute effecten zullen afnemen, want de afname in jaargemiddelde concentratie is het gevolg van afname in etmaal-gemiddelde waarden.

Deze afname van acute gezondheidseffecten is in dit project echter niet gekwantificeerd, omdat er geen voorspellingen zijn voor etmaalwaarden in 2010.

Voor chronische gezondheidseffecten is wel een prognose gedaan. Hierbij is de rekenmethode hetzelfde als de methode zoals die is gehanteerd voor het bepalen van chronische effecten, waarbij consequent één RR is meegenomen (zie paragraaf 3.4). Omdat inzichten ontbreken over eventuele veranderingen in de relatie luchtverontreiniging-gezondheidseffecten in de toekomst is hiermee geen rekening gehouden bij de prognose.

Naar verwachting zal het percentage mensen dat in Rijnmond vervroegd overlijdt door langdurige blootstelling aan fijn stof afnemen van ongeveer 13% naar ongeveer 11% van het totaal aantal sterfgevallen. Bij deze berekening zijn de gemeten jaargemiddelde PM₁₀ concentratie voor 2001 en de voorspelde jaargemiddelde PM₁₀ concentratie voor 2010 gebruikt. Plaatselijke verschillen in prognose voor PM₁₀ binnen Rijnmond zijn niet meegewogen.

Bij deze voorspellingen dient opgemerkt te worden dat er in dit project slechts over PM₁₀ gesproken wordt, terwijl er steeds meer aanwijzingen zijn voor veel grotere gezondheidseffecten van stofdeeltjes die veel kleiner zijn 10 µm, zogenaamde ultrafijn stof. Voor deze extra kleine deeltjes zijn in dit project geen berekeningen gedaan, omdat er voor deze deeltjes (nog) geen algemeen geaccepteerde meetmethode voor handen is.

Het jaargemiddelde van NO₂ in Rijnmond zal volgens de prognoses afnemen van 40 µg/m³ in 2001 naar 34 µg/m³ in 2010. Dit heeft positieve consequenties voor de gezondheidseffecten. Uitgaande van de OR zoals gebruikt bij het berekenen van chronische effecten van NO₂, zal het percentage luchtwegklachten dat veroorzaakt wordt door blootstelling aan NO₂ dalen van ongeveer 22% naar ongeveer 17%.

In dit hoofdstuk wordt per projectdoel uiteengezet wat de conclusies zijn. Tot slot wordt een aantal aanbevelingen gedaan voor beleid en onderzoek.

Gezondheidseffecten door luchtverontreiniging in Rijnmond in 2001

Blootstelling aan luchtverontreiniging kan negatieve effecten op de gezondheid veroorzaken, dat ontkent niemand. Over de ernst en omvang van deze effecten is de wetenschap echter nog lang niet uitgediscussieerd. In dit project is gebruikt gemaakt van de dosis-effect relaties afkomstig uit wetenschappelijke studies.

Uitgaand van resultaten van recente studies blijkt dat de invloed van kortdurende blootstelling aan luchtverontreiniging op de gezondheid in Rijnmond anno 2001 procentueel gezien beperkt is (zie tabel 4.1). De negatieve effecten van blootstelling aan luchtverontreiniging zijn echter zeker niet te verwaarlozen. Ook al is het verklarende aandeel van luchtverontreiniging op acute gezondheidseffecten niet heel groot, in absolute aantallen gaat het om een behoorlijk aantal personen: ongeveer 100 tot 450 gevallen van vervroegde sterfte en ongeveer 150 tot 350 ziekenhuisopnames (zie tabel 4.2).

Bovendien zijn er steeds meer bewijzen voor een grotere invloed van een langdurige blootstelling op de gezondheid, ook bij vrij lage concentraties. De berekeningen voor het Rijnmondgebied laten zien dat het bij chronische effecten gaat om een groter aantal getroffen personen, namelijk ongeveer 1.450 mensen die vroegtijdig overlijden (zie paragraaf 4.2). Zoals reeds in de inleiding is aangegeven is er in dit project geen vergelijking gemaakt met de situatie in andere gebieden in Nederland. Uitspraken over eventuele verschillen binnen het land zijn op basis van deze uitkomsten daarom niet te doen. Ook is er in het project geen rekening gehouden met lokale verschillen binnen Rijnmond. Er is gerekend met gemiddelde concentratieniveaus voor de hele regio. De resultaten beperken zich daarom tot een indicatie voor het gebied als geheel. Berekeningen van gezondheidseffecten in plaatselijke situaties met een lagere of hogere concentraties (bijvoorbeeld vlak langs drukke wegen) zijn niet uitgevoerd.

Trends en prognose voor 2010

Het beleid van de afgelopen dertig jaar was succesvol in het terugdringen van de concentraties in de buitenlucht van een aantal componenten. Dit geldt met name voor lood, benzeen en zwaveldioxide.

Gezondheidseffecten die met deze stoffen gemoeid zijn, zijn anno 2001 te verwaarlozen.

De berekeningen in dit project onderschrijven dit voor wat betreft de effecten van zwaveldioxide (zie figuur 4.1) en voor benzeen (zie paragraaf 4.3).

Voor een aantal andere stoffen is er echter nauwelijks sprake van een afname in concentraties in de loop van de tijd. De concentratie van stikstofdioxide is bijvoorbeeld slechts weinig gedaald. De ozon concentratie is anno 2001 nog ongeveer gelijk aan die van tientallen jaren geleden.

Voor PM_{10} geldt dat er wel een daling in concentratie is geweest, maar dat het huidige niveau toch nog zo hoog is dat er wel degelijk negatieve effecten op de gezondheid van te verwachten zijn. De afname in concentratie in de afgelopen dertig jaar heeft niet geleid tot een grote afname in gezondheidseffecten. De oorzaak hiervan is dat er ook bij lagere concentraties een negatief effect op de gezondheid optreedt. Bij het concentratieniveau voor PM_{10} dat is voorspeld in Rijnmond voor 2010 zal nog steeds 11% van het totaal aantal sterfgevallen te maken hebben met langdurige blootstelling aan fijn stof deeltjes.

Eenzelfde trend is te zien bij NO_2 . Ook voor deze component wordt een daling voorspeld in de nabije toekomst, maar het gemiddelde niveau in Rijnmond in 2010 zal nog wel degelijk zorgen voor een aanzienlijk deel van de luchtwegklachten in de regio (ongeveer 17%).

Indicatoren

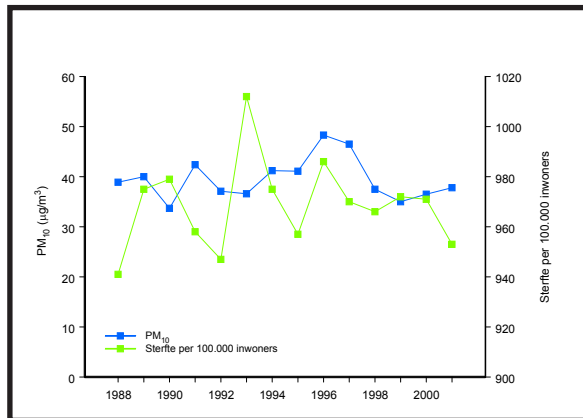
De bijdrage van blootstelling aan luchtverontreiniging op de gezondheid is procentueel gezien beperkt. Daarom is monitoring van algemene, niet-specifieke gezondheidseffecten, zoals sterfte of ziekenhuisopnames, weinig gevoelig voor veranderingen in luchtkwaliteit. Alleen bij zeer grote veranderingen in de luchtkwaliteit is het mogelijk om effecten te meten met behulp van algemene gezondheidseffecten. In Dublin bijvoorbeeld daalde het sterftecijfer voor long- en hartziekten met respectievelijk 15,5 en 10,3% na een enorme verbetering van de luchtkwaliteit als gevolg van het verbod op het gebruik van kolen (Clancy, 2002).

Echter, als bijvoorbeeld de concentratie aan PM_{10} over een aantal jaren afneemt, is dit niet direct terug te vinden in de cijfers voor sterfte aan hart- en vaatziekten (zie figuur 5.1). Sterfte aan hart- en vaatziekten wordt namelijk beïnvloed door een groot aantal factoren.

Factoren als leefstijl en voeding bijvoorbeeld, hebben in vergelijking tot luchtverontreiniging een veel grotere invloed.

Figuur 5.1 laat het bovenstaande zien aan de hand van jaargemiddelde waarden van PM_{10} en sterftecijfers in Rijnmond.

Figuur 5.1 Jaargemiddelde concentraties PM_{10} en sterfte in Rijnmond



Monitoring van het effect van luchtverontreiniging op de gezondheid is dus niet mogelijk aan de hand van indicatoren als sterfte, ziekenhuisopnamen of astma-aanvallen. Echter om beleidsmakers het gezondheidskundig belang van terugdringing van luchtverontreiniging duidelijk te maken, is het belangrijk om gezondheidskundige maten op te nemen in een monitoring. Dit geeft beleidsmakers houvast bij het bepalen van het beleid.

Het gefundeerd berekenen van het aandeel van luchtverontreiniging op bepaalde gezondheidseffecten kan hier uitkomst bieden. In dit rapport is hiervoor een standaardmethode beschreven. De basis van deze methode zijn gemeten waarden van luchtverontreinigende stoffen. Via de meetgegevens van luchtverontreiniging in Rijnmond kan er jaarlijks een berekening uitgevoerd worden van de bijdrage van blootstelling aan fijn stof, ozon en stikstofdioxide aan acute gezondheidseffecten. De uitkomsten leveren percentages van bijdrage op voor iedere combinatie van componenten en effect (zoals in tabel 4.1 voor 2001). Via jaarlijkse gegevens over sterfte en ziekenhuisopnamen kunnen deze percentages omgerekend worden naar absolute aantallen personen die gezondheidsschade hebben ondervonden door luchtverontreiniging in Rijnmond (zoals in tabel 4.2 voor 2001).

De RR's voor acute gezondheidseffecten zijn in de afgelopen jaren weinig veranderd door nieuwe inzichten.

De methode voor bijdrage van luchtverontreiniging aan acute gezondheidsschade kan daarom als goed gefundeerd beschouwd worden.

Voor het berekenen van de bijdrage van luchtverontreiniging aan gezondheidsschade op de lange termijn ligt dat anders. De studies die tot nu toe uitgevoerd zijn naar chronische gezondheidseffecten van luchtverontreiniging resulteren in verschillende RR's (zie bijlage 4). In dit project is de voorkeur gegeven aan één van de studies met bijbehorende RR (zie paragraaf 3.2 voor argumentatie). Voor een gefundeerde berekening in de toekomst dient echter rekening gehouden te worden met nieuwe inzichten. Om de methode 'up-to-date' te houden moet er constant een afweging worden gemaakt over welke recente studieresultaten de beste schatting opleveren voor de situatie in Rijnmond. Nieuwe kennis vereist aanpassing van de methode.

Echter, ook bij het constant bijhouden van nieuwe inzichten, zal een rekenmethode altijd gebaseerd zijn op een aantal aannames. Deze kwantitatieve berekening van gezondheidsschade door luchtverontreinigende stoffen zal daarom altijd een benadering zijn van de werkelijkheid.

Aanbevelingen

In een vervolgpriject zou het berekenen van de bijdrage van luchtverontreiniging aan gezondheidseffecten niet alleen voor Rijnmond gedaan moeten worden, maar ook voor andere gebieden in Nederland (of misschien zelfs voor heel Nederland). Op die manier is het mogelijk om een vergelijking te maken tussen verschillende gebieden.

In Rijnmond worden alleen fijn stof metingen gedaan van de fractie met een diameter kleiner dan $10 \mu m$ (PM_{10}). De laatste jaren komen er steeds meer aanwijzingen dat $PM_{2,5}$ en zelfs ultrafijn stof bepalender zijn voor de gezondheidseffecten. Om in de toekomst een beter inzicht te krijgen in de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging in Rijnmond is het aan te bevelen ook deze stoffracties te gaan meten. Bovendien nemen studies naar gezondheidseffecten vaak $PM_{2,5}$ i.p.v. PM_{10} mee in het bepalen van dosis-effect relaties.

Om een beter inzicht te geven in de gezondheidskundige gevolgen van luchtverontreiniging verdient het aanbeveling een jaarlijkse berekening van de bijdrage van luchtverontreiniging aan gezondheidseffecten uit te voeren en de resultaten uitgedrukt in aantallen slachtoffers op te nemen in de monitoring.

- Abbey, D.E., Nishine, N., McDonnell, W.F., et al. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers, American Journal of Respiratory Critic Care Medicine 159, p. 373-82, 1999.
- Burnett, R.T., Cakmak, S. and Brook, J.R. The effects of urban ambient air pollution mix on daily mortality rates in 11 Canadian cities. Canadese Journal of Public Health, 89, p. 152-6, 1998.
- Clancy, L., Goodman, P., Sinclair, H. et al. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study, The Lancet, Vol. 360, p. 1210-14, 2002.
- Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP). Quantification of the effects of air pollution on health in the United Kingdom. London. UK Department of Health, 1998.
- Delfino, R.J., Murphy-Moulton, A.M., Burnett, R.T. et al. Effects of ozone and particulate air pollution on emergency room visits for respiratory illnesses in Montreal. American Journal of Respiratory Critic Care Medicine 155, p. 568-76, 1997.
- Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X. et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. New England Journal of Medicine, 329, p. 1753-59, 1993.
- Gezondheidsraad, Deeltjesvormige luchtverontreiniging, rapportnummer 1995/14, 1995.
- Gezondheidsraad, Grote luchthavens en gezondheid, rapportnummer 1999/14, 1999.
- Hoek, G., Verhoeff, A. Fischer P. Daily mortality and air pollution in the Netherlands, 1986-1994. Report nr. 1997-481. Wageningen University, Wageningen, 1997.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S. et al. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands; a cohort study. The Lancet, Vol. 360, p. 1203-09, 2002.
- Janssen, N., Brunekreef, B., Hoek, G. et al. Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en gezondheid IRAS, 2002.
- Lin M., Chen Y., Burnett R.T. et al. Effect of short-term exposure to gaseous pollution on asthma hospitalisation in children: a bi-directional case-crossover analysis. Journal of Epidemiol Community Health, 57: 50-5, 2003.
- McConnell R., Berhane K, Gilliland F. et al. Asthma in exercising children exposed to ozone: a cohort study. The Lancet, Vol. 359, p. 386-91, 2002.
- Pope, C.A., Dockery, D.W., Schwartz, J. Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. Inhalation Toxicology, 7, p. 1-18, 1995.
- Pope, C.A., Thun M.J, Namboodiri M.M. et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults, American Journal of Critical Care Medicin, 151, p. 669-74, 1995.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun M.J. et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution, JAMA, 287 (9), p. 11342-41, 2002.
- RIVM, On health risks of ambient PM in the Netherlands, report number 650010033, 2002.
- Rombout, P., Bloemen, H., van Bree, L., et al. Health risks in relation to air quality, especially particulate matter, Report number 650010 020, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), 2000.
- Schwartz, J., Dockery, D.W. en Neas L.M. Is daily mortality associated specificalle with fine particles? Journal of the Air & Waste Management Association, Vol. 46, p. 927-39, 1996.
- Slob, R., van Wijnen, J.H., Jongmans-Liedekerken, G., van de Weerd, R., Woudenberg, F., Vaessen, H.A.M.G., Jongeneelen, F.J. De belasting met lood en PAK (pyreen) van jonge kinderen in verschillende omgevingsituaties. GG&GD Amsterdam, ISBN 90-5348-029-3, 1993.
- Vonk, J.M., Schouten, J.P. Daily emergency hospital admissions and air pollution in the Netherlands 1982-1986 and 1986-1995, RU Groningen, VROM reg. #96.140072.
- VROM, Rapportage emissieplafonds verzuring en grootschalige luchtverontreiniging 2002, VROM, 2002.
- WHO, Environmental Health Criteria 188, Nitrogen Oxides (second edition), International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, 1997.
- WHO, Guidelines for Air Quality, Geneva, 1999.

7

Begrippenlijst

acute sterfte	sterfte onmiddellijk na kortdurende blootstelling aan verhoogde concentraties van luchtverontreiniging, bijvoorbeeld op de dag na een zomersmog episode met hoge ozon concentraties.
chronische sterfte	sterfte na langdurige blootstelling aan luchtverontreiniging
incidentie	aantal ziekte- of sterftegevallen
MSR	Milieumonitoring Stadsregio Rotterdam
OR	Odds Ratio = maat voor het verband tussen blootstelling en ziekte. De kans op het voorkomen van een effect gedeeld door de kans op het niet voorkomen van een effect. Is in het geval dat een effect niet vaak voorkomt ongeveer gelijk aan het RR.
PAR	Proportional Attributive Risk = het percentage van het effect dat wordt veroorzaakt door blootstelling
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RR	Relatief Risico = maat voor het verband tussen blootstelling en ziekte. Het quotiënt van twee (absolute) risico's
vervroegde sterfte of voortijdige sterfte	het eerder overlijden aan een bepaalde ziekte ten gevolge van een extra blootstelling
WHO	World Health Organisation (wereldgezondheidsorganisatie)

Algemeen

DCMR Milieudienst Rijnmond meet op verschillende plaatsen in het Rijnmond gebied permanent een groot aantal stoffen. Sommige stoffen, zoals zwaveldioxide, worden sinds het begin van de jaren '70 gemeten. In de loop der jaren zijn de meetnetten echter veranderd, zowel de te monitoren stoffen, de meetlocaties als de meetmethoden zijn soms gewijzigd. Het belangrijkste verschil is dat er voorheen veel meer stoffen werden gemeten en dat dit op veel meer plaatsen gebeurde. Door het verbeteren van de luchtkwaliteit is het meetnet gekrompen zowel in ruimtelijke zin als in het aantal te monitoren stoffen. Ook de functie van het meetnet is enigszins veranderd: in het verleden had bijvoorbeeld het zwaveldioxidemetnet, dat in concentrische cirkels rond de Botlek lag, de pretentie een waarschuwingsmeetnet te zijn. Inmiddels is de meetstrategie gewijzigd. De meetpunten staan vaak niet meer op de meest kritische locaties maar zijn zo gekozen dat ze naast een beeld van de industriële of de verkeersbelasting ook een representatief beeld geven van de belasting van de bevolking. Centraal in het huidige meetnet zijn de drie multi-componenten stations in Schiedam, Hoogvliet en Maassluis. Sinds 2001 is daar het meetpunt langs de A13 in Overschie bijgekomen.

De wijzigingen in het meetnet zijn gedaan met 'respect voor het verleden'. Er is veel aandacht besteed aan het zoveel mogelijk voorkomen van trendbreuken door locatie of methodewisselingen. De vergelijkbaarheid in de tijd is daarmee in algemene zin gewaarborgd. Voor dit onderzoek heeft dit aspect nog extra aandacht gekregen door, waar nodig, een selectie van meetpunten te gebruiken.

De resultaten van de luchtmetingen worden jaarlijks gepubliceerd in een rapport getiteld 'Lucht in cijfers' (DCMR, 2001). Bij het rapport hoort een tabellenboek waarin allerlei statistische kentallen zijn opgenomen. Het rapport is te krijgen via de DCMR en met ingang van de jaargang 2001 ook te downloaden vanaf de internetsite (www.dcmr.nl onder publicaties). Voor deze studie is rechtstreeks geput uit de historische data- bestanden.

Voor deze studie zijn steeds regiogemiddelde concentraties gebruikt. De regiogemiddelden zijn berekend aan de hand van geselecteerde meetpunten om een historisch consistent beeld te krijgen. Voor elk gebruikt meetuur is eerst het regio gemiddelde berekend. Vervolgens zijn de afgeleide parameters bepaald (24-uursgemiddelden, maximale uurwaarden, verdeling van de uurwaarden, enz.).

Specifieke details worden hieronder per stof besproken.

Extrapolatie 2010

De extrapolatie naar 2010 is voor elke stof gedaan aan de hand van de achtergrondbestanden die bij het CAR-II model worden geleverd (TNO MEP, 2002). Voor de Rijnmond is een bestand beschikbaar van 1.000 m * 1.000 m vakken met de jaargemiddelde concentraties van de meest relevante stoffen. Voor de locatie van elk meetpunt van de DCMR is de bijbehorende CAR-concentratie in 2001 en in 2010 opgezocht. De jaargemiddelde concentratie in 2010 op het meetpunt is geschat als:

$$\text{Schatting}_{2010} = \frac{\text{meetwaarde}_{2001}}{\text{CAR concentratie}_{2001}} * \text{CAR concentratie}_{2010}$$

Hierbij is verondersteld dat de in 2001 geconstateerde verhouding van een meetpunt ten opzichte van de, in CAR-II gebruikte, achtergrondconcentratie in 2010 nog steeds hetzelfde zal zijn. Dit is uiteraard enigszins speculatief. Anderzijds zou het rechtstreekse gebruik van de CAR achtergrond concentraties voorbij gaan aan de specifieke situatie ter hoogte van het meetpunt, iets dat wel in de historische trend aanwezig is. De correctiefactoren die op deze wijze zijn berekend bedroegen 1,22; 1,04 en 1 voor respectievelijk zwaveldioxide, stikstofdioxide en fijn stof.

Zwaveldioxide meetpunten

Zwaveldioxide ontstaat bij het verbranden van zwavelhoudende brandstof. Door rookgasreiniging, verandering van brandstof en het gebruik van zwavelarme diesel zijn de concentraties sterk afgenomen.

Het huidige meetnet bestaat uit 8 meetpunten. In het verleden waren er een 30-tal meetpunten. De historische trend van het zwaveldioxide jaargemiddelde die doorgaans in DCMR publicaties te vinden is, is gebaseerd op het regio gemiddelde van de in dat jaar beschikbare meetpunten.

Van de huidige meetpunten zijn er zes die nagenoeg ongewijzigd in bedrijf zijn gebleven. Op basis van deze meetpunten is voor dit onderzoek telkens een nieuw regio gemiddelde berekend. Er worden in principe uurwaarden verzameld. Voor het huidige onderzoek zijn die omgezet naar daggemiddelden.

Meetpunten zwaveldioxide

	X-coördinaat	Y-coördinaat	Opmerking
Maassluis	75,3	438,8	dit meetpunt stond voor 1987 op [77,4 436,8]
Vlaardingen	83,3	435,4	voor 1987 is gebruikt Vlaardingen [83,1 436,1]
Schiedam	87,2	437,4	voor 1987 is gebruikt Schiedam [86,0 437,4]
Pernis	86,3	433,7	ongewijzigd sinds 1969
Hoogvliet	83,9	431,4	voor 1987 is gebruikt Hoogvliet [84,5 431,9]
Zwartewaal	75,2	433,3	tussen 1987 en 1995 is gebruikt Heenvliet [87,2 436,4]

In de historische grafiek is te zien dat de zes meetpunten die in het onderzoek meedoen in het verleden gemiddeld iets zwaarder belast waren dan het gemiddelde van alle (op dat moment) beschikbare meetpunten. Dit valt te verklaren uit het feit dat bij inkrimping van het meetnet de meest relevante en in dit geval de meer belaste, meetpunten overblijven. De verschillen tussen de zes geselecteerde punten en de totale trend zijn overigens beperkt zoals uit de grafiek blijkt.

Multi-componenten meetpunten

	X-coördinaat	Y-coördinaat	NO ₂	PM ₁₀	Ozon	Ben-zeen
Schiedam	87,2	437,4	1977	2001	1973	1989
Hoogvliet	83,9	431,4	1973	2002	1974	1994
Maassluis	75,3	438,8	1973	2002	1974	1994
Overschie ⁶	89,3	439,3	2001	2001	2001	2001

Stikstofdioxide

Stikstofdioxide ontstaat vooral in de lucht uit stikstofmonoxide. Stikstofmonoxide en in beperktere mate stikstofdioxide ontstaan bij verbrandingsprocessen, zoals in de industrie maar ook in huis (koken en verwarming) en in het verkeer. Een deel van deze vervuiling wordt geïmporteerd van elders.

Meetcijfers zijn beschikbaar vanaf 1973, te Hoogvliet en Maassluis. Vanaf 1977 is het netwerk compleet met drie stations, maar in dat jaar was er nog vrij veel uitval van meeturen (databeschikbaarheid ongeveer 75%). Voor stikstofdioxide worden uurwaarden verzameld en beoordeeld.

Fijn stof

Fijn stof is een zogenaamd containerbegrip en omvat allerlei deeltjes van verschillende oorsprong en samenstelling. Dit kan verwaaiend materiaal zijn zoals fijn stof van op- en overslag, zeezout, (Sahara)zand maar ook roetdeeltjes van verbrandingsprocessen, deeltjes die ontstaan door slijtage van bijvoorbeeld banden of het kan in de lucht gevormd worden door chemische reacties, druppelvorming enz. Een belangrijk deel van deze vervuiling wordt geïmporteerd van elders.

De aandacht voor fijn stof is van vrij recente datum. Voorheen ging de aandacht vooral uit naar totaal stof (TSP, total suspended particulates) en zwarte rook. Totaal stof wordt gemeten met een filtermethode. Het doorgezogen volume en de massaverandering van het filter bepalen dan de stofconcentratie. Het gaat hier om 24-uursgemiddelde metingen. Het stof op de filters wordt periodiek geanalyseerd op zware metalen (zoals lood en cadmium) en op PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen). De zwarte rook meting is ook een filtermethode met 24-uursmetingen: door aanzuiging van lucht kleurt het filter zwart en dat is een maat voor de hoeveelheid in de lucht aanwezige roetdeeltjes.

Door medisch en epidemiologisch onderzoek is de nadruk verschoven van stof in het algemeen naar fijn stof: de fractie kleiner dan 10 µm (PM₁₀, particulate matter < 10 µm). Inmiddels is er ook belangstelling voor de nog kleinere fracties zoals PM_{2,5} of PM₁. Doordat er automatische meetapparatuur beschikbaar kwam voor PM₁₀ en omdat er luchtkwaliteitsnormen voor werden ontwikkeld is over het algemeen de aandacht verschoven van totaal stof en zwarte rook naar fijn stof metingen. In het Rijnmondgebied zijn de totaal stof en zwarte rook metingen echter gecontinueerd en is het meetnet uitgebreid met PM₁₀ monitoren. Die uitbreiding was echter pas in 2002 compleet. Het RIVM, met een meetpunt in Rotterdam centrum, voert daar sinds 1996 PM₁₀ metingen uit. Voor deze studie worden dus de RIVM meetcijfers gebruikt (locatie [82,0 436,3]). Het gaat dan om 24-uursgemiddelden. Aangezien de fijn stof concentraties over grote afstanden vrijwel identiek zijn wordt volstaan met de concentraties van een enkel stadsmeetpunt.

⁶ Het meetpunt in Overschie is buiten beschouwing gebleven in deze studie omdat er geen historische reeks voor bestaat. In Overschie zijn overigens wel al vanaf 1997 op diverse andere locaties PM₁₀ metingen uitgevoerd.

De historische trend van fijn stof kan geschat worden. Algemeen wordt aangenomen dat totaal stof voor ongeveer 80 á 90% uit fijn stof bestaat. Zwarte rook, een maat voor roetachtige substantie, bestaat uit ultra fijne deeltjes. Zowel zwarte rook als totaal stof hebben dus een relatie met fijn stof. De daling in de zwarte rook concentraties van begin jaren '70 valt samen met de maatregelen bij de raffinaderijen om de zwaveldioxide uitstoot te verminderen. Deze rookgasreinigende maatregelen hebben ook positieve effecten op de roet en fijn stof concentraties. De stijging in de daarop volgende jaren hangt waarschijnlijk samen met het toenemend energiegebruik als gevolg van de economische groei (bedrijvigheid, verkeer). De totaal stof concentratie is door de jaren heen gestaag gedaald door steeds schoner werken bij de belangrijkste bronnen. Aangezien het stofmeetnet zich concentreert op de Maasvlakte waar verwaaiend stof van op- en overslag een rol speelt, lijkt de trend in de totaal stof concentraties te gunstig. In 1996 treedt er een piek op als gevolg van de constructie van de Erasmusbrug in Rotterdam centrum, deze piek is in deze analyse buiten beschouwing gebleven. Besloten is om voor dit onderzoek de gemiddelde trend van totaal stof en zwarte rook te gebruiken en vanaf het jaar 2001 terug te rekenen.

Ozon

Ozon ontstaat in de lucht onder invloed van zonlicht. Het wordt gevormd onder invloed van stikstofdioxide en (tegenwoordig in mindere mate) van allerlei reactieve koolwaterstoffen. Een deel van deze vervuiling wordt geïmporteerd van elders. Door de daglichtafhankelijkheid is ozon vooral 's zomers in de loop van de middag een potentieel probleem.

Deze stof wordt gemeten op dezelfde stations als stikstofdioxide. Deze metingen zijn begonnen in 1973 te Schiedam en zijn vanaf 1974 van drie stations beschikbaar. Van ozon worden uurwaarden verzameld. Het berekenen van jaargemiddelde concentraties is wel mogelijk maar weinig illustratief voor de feitelijke problematiek. Ozon is een indicator voor smog. Gebruikelijke rapportagevormen zijn het aantal dagen dat smog voorkwam, de maximum uurconcentratie en de maximum 8-uurgemiddelde concentratie.

Benzeen

Benzeen is een vluchtige stof die in oplosmiddelen en benzine voorkwam. Vanwege de mogelijke gezondheidsrisico's is het gebruik ervan tegenwoordig sterk gelimiteerd.

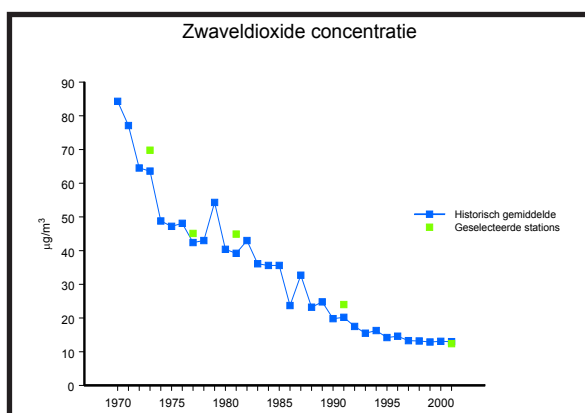
Benzeen wordt gemeten op dezelfde stations als stikstofdioxide en ozon. Vanaf 1989 gebeurt dit in Schiedam en vanaf 1994 ook in Maassluis en Hoogvliet. Van benzeen en een aantal verwante stoffen (tolueen, xylenen, ethylbenzeen, styreen en tetrachlooretheen) worden uurwaarden verzameld. De aandacht voor benzeen is dus ook van een relatief recente datum. Voorheen werd er veel aandacht besteed aan een twaalfal andere vluchtige koolwaterstoffen die een rol speelden bij de smogvorming. Door de verbetering van de luchtkwaliteit is de aandacht verschoven van acute problemen (zoals smog) naar stoffen die vooral bij langdurige blootstelling mogelijk een probleem veroorzaken.

Overzicht van gebruikte gegevens

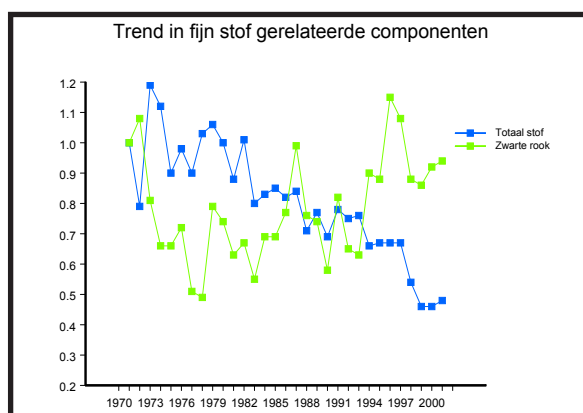
Component	1973	1977	1981	1991	2001	2010
SO ₂	BG1	BG1	BG1	BG1	BG1	SJ
NO ₂	BG1	BG1	BG1	BG1	BG1	SJ
Ozon		BG1	BG1	BG1	BG1	
PM ₁₀	S (TSP+ZR)	S (TSP+ZR)	S (TSP+ZR)	S (TSP+ZR)	BG1	SJ
TSP	BG24	BG24	BG24	BG24	BG24	
Zwarte Rook (ZR)	BG24	BG24	BG24	BG24	BG24	
Benzeen				BG1	BG1	
Lood	BG24	BG24	BG24	BG24	BG24	

BG1: berekend uit gemeten 1 uurwaarden; BG24: berekend uit gemeten 24 uurwaarden
 SJ: schatting jaargemiddelde; S (TSP+ZR): geschat uit TSP en Zwarte Rook.

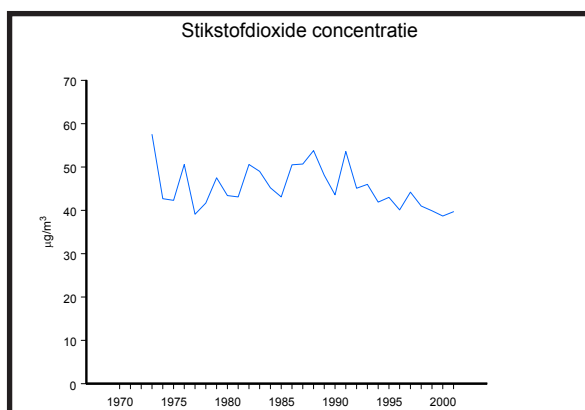
Figuren



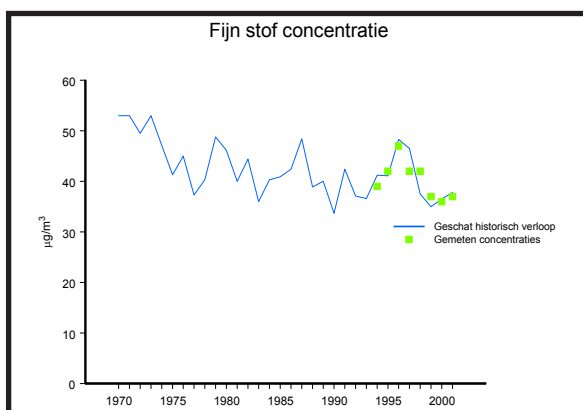
Gebiedsgemiddelde jaargemiddelde concentratie van zwavedioxide van alle beschikbare meetpunten (getrokken lijn) en van de in deze studie beschouwde meetpunten (zie tekst). Er was (tot 2001) een grenswaarde voor de jaargemiddelde concentratie van zwavedioxide van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



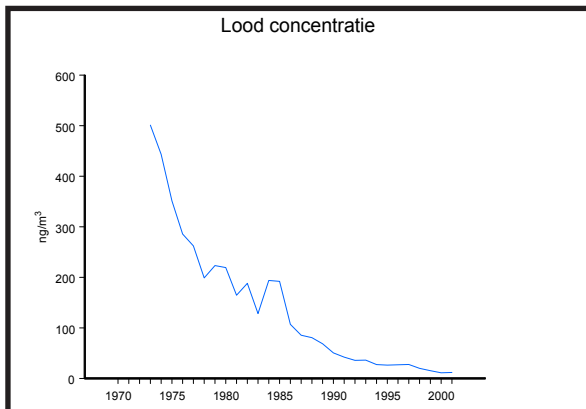
Trend in de concentraties zwarte rook en totaal stof (TSP). 1970 is op 1 gesteld.



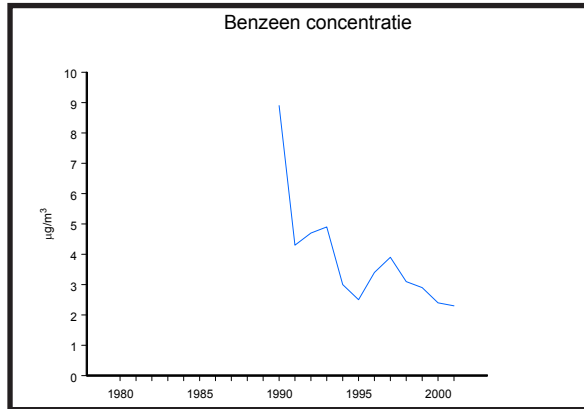
Gebiedsgemiddelde jaargemiddelde concentratie van stikstofdioxide van alle beschikbare meetpunten (vanaf 1977 is de samenstelling ongewijzigd). In 2010 moet het jaargemiddelde aan een grenswaarde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voldoen. Tot die tijd zijn beperkte overschrijdingen toegestaan.



Schatting van het verloop van de fijn stof concentratie uit de trends van totaal stof en zwarte rook. Het trendcijfer voor fijn stof is in elk jaar berekend als het gemiddelde van de trendcijfers voor zwarte rook en totaal stof in dat jaar. De aldus ontstane trendreeks is op de meetcijfers 1994-2001 geprojecteerd en daar vandaan teruggerekend naar 1970. Met een startconcentratie in 1970 van $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bleek een goede fit te ontstaan in de jaren waarvoor meetpunten beschikbaar waren. In 2005 moet het jaargemiddelde aan de grenswaarde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voldoen. Tot die tijd zijn beperkte overschrijdingen toegestaan.



Gebiedsgemiddelde jaargemiddelde concentratie van lood van alle beschikbare meetpunten. Door maatregelen in de industrie en door de komst van loodvrije benzine zijn de concentraties lood in de buiten lucht sterk verbeterd. Voor lood geldt een grenswaarde voor het jaargemiddelde van 500 ng/m³.



Gebiedsgemiddelde jaargemiddelde concentratie van benzeen van alle beschikbare meetpunten. Voor benzeen geldt een grenswaarde voor het jaargemiddelde van 10 µg/m³.

Voorbeeld van PAR-berekening

Voorbeeldberekening van de Proportional Attributive Risk van het effect van blootstelling aan PM₁₀ op acute sterfte in Rijnmond in 2001. Voor PM₁₀ zijn etmaalwaarden gebruikt.

Categorie (in µg/m ³)	aantal dagen PM ₁₀ in categorie	percentage van de tijd PM ₁₀ in categorie	RR ¹	(RR-1)* p(c)	RR*p(c)
<10	0	0,00	1	0	0
10 tot 19	18	4,93	1,0074	0,0365	4,9680
20 tot 29	121	33,15	1,0148	0,4906	33,6413
30 tot 39	114	31,23	1,0222	0,6934	31,9262
40 tot 49	64	17,53	1,0296	0,5190	18,0533
50 tot 59	19	5,21	1,0370	0,1926	5,3981
60 tot 69	18	4,93	1,0444	0,2190	5,1505
70 tot 79	2	0,55	1,0518	0,0284	0,5763
80 tot 89	3	0,82	1,0592	0,0487	0,8706
90 tot 99	2	0,55	1,0666	0,0365	0,5844
100 tot 109	1	0,27	1,0740	0,0203	0,2942
110 tot 119	1	0,27	1,0814	0,0223	0,2963
120 tot 129	0	0,00	1,0888	0	0
130 tot 139	0	0,00	1,0962	0	0
140 tot 149	0	0,00	1,1036	0	0
150 tot 159	0	0,00	1,1110	0	0
160 tot 169	1	0,00	1,1180	0,0364	0,3064
170 tot 179	0	0,00	1,1258	0	0
180 tot 189	0	0,00	1,1332	0	0
190 tot 199	0	0,00	1,1406	0	0
200 tot 249	1	0,27	1,1776	0,0487	0,3226
250 tot 299	0	0,00	1,2146	0	0
300 tot 349	0	0,00	1,2516	0	0
350 tot 399	0	0,00	1,2886	0	0
> 400	0	0,00	1,3256	0	0
			SOM=	2,3883	102,3883

Attributive Risk Proportion = $(2,39/102,39)*100 = 2,33$

Aantal overledenen³ = 11.204

Aantal overledenen in relatie tot PM₁₀ = 261

¹ RR voor iedere blootstellingscategorie is een RR bepaald op basis van het RR voor een toename van 10 µg/m³ (WHO: 1,0074 voor deze combinatie component-effect; bijlage 3)

² percentage van het aantal overledenen veroorzaakt wordt door kortdurende blootstelling aan PM₁₀

³ CBS gegevens voor gemeenten in Rijnmond

Overzicht van Relatief Risico's voor acute gezondheidseffecten van blootstelling aan luchtverontreiniging

Tabel 1 Overzicht van relatief risico's uit 'WHO Air Quality Assessment Tool' per component en per gezondheidseffect voor acute effecten van blootstelling aan luchtverontreiniging (- betekent geen RR beschikbaar)

Gezondheidseffect	RR per 10 µg/m ³ toename van 24 uur gemiddelde waarden van PM ₁₀ (minimum-maximum)	RR per 10 µg/m ³ toename van 24 uur gemiddelde waarden van NO ₂ (minimum- maximum)	RR per 10 µg/m ³ toename van 24 uur gemiddelde waarden van O ₃ (minimum-maximum)
Totale sterfte (alle doods-oorzaken)	1,0074 (1,0062-1,0086)	1,003 (1,0018-1,0034)	1,0046 (1,0028-1,0066)
Sterfte aan hart- en vaatziekten	1,008 (1,005-1,018)	1,002 (1-1,004)	1,004 (1,002-1,006)
Sterfte aan ziekten van de luchtwegen	1,012 (1,0048-1,037)	-	1,006*
Ziekenhuisopnames respiratoire aandoeningen	1,008 (1,0048-1,0112)	1,002 (1-1,0072)**	1,0038 (1,001-1,0066)**
Ziekenhuisopnames hart-aandoeningen	1,009 (1,006-1,013)	-	-
Astma-aanvallen, kinderen	1,051 (1,047-1,055)	-	-
Astma-aanvallen, volwassenen	1,004 (1-1,008)	-	-

* minimum en maximum waarde onbekend

** aantal ziekenhuisopnames luchtwegklachten, 15-65 jaar

Overzicht van Relatief Risico's uit verschillende onderzoeken naar chronische effecten luchtverontreiniging

In onderstaande tabel is aangegeven welke studies er zijn verricht naar het verband tussen langdurige blootstelling aan luchtverontreiniging en vervroegde sterfte. Naast de hoofdauteur en jaar van publiceren is aangegeven hoe groot de studiepopulatie is, voor welke component de studie is gedaan, bij welke concentratie van deze component de effecten zijn gemeten en wat het relatief risico is bij een toename in concentratie van 10 µg/m³ volgens de resultaten van het betreffende onderzoek.

Overzicht studies naar effect chronische blootstelling luchtverontreiniging en vervroegde sterfte (alle doodsoorzaken)

Auteur, jaartal	Studiepopulatie	Component	Concentratie range (gemiddelde)	RR	Concentratie waarbij RR geldt	RR per 10 µg/m ³
Dockery, 1993	8.000	PM _{2,5}	11-30 (18 µg/m ³)	1,26	18,6	1,14
Pope, 1995	500.000 ^a	PM _{2,5}	(18,2 µg/m ³)	1,17	24,5	1,07
Abbey, 1999	6.000	PM ₁₀	(51,2 µg/m ³)	1,11	24	1,05 ^b
WHO, 1999 ^c	?	PM ₁₀	?	1,1	5	1,20
Hoek, 2002	5.000	black smoke	9,6-21,6 (15,1 µg/m ³)	1,37	12	1,31 ^d
Pope, 2002	500.000	PM _{2,5}	17,7 µg/m ³	1,04	10	1,04

^a voor berekeningen fijn stof gegevens van ongeveer 300.000 personen gebruikt

^b alleen positieve associatie aangetoond bij mannen, bij vrouwen negatieve associatie gevonden

^c uit Air Quality Assessment Tool

^d ongecorrigeerde resultaten (gecorrigeerde resultaten leveren een RR van respectievelijk 1,14 en 1,03)