



PM_{2.5} in de regio Rijnmond

Gevolgen voor luchtkwaliteit, klimaat en gezondheid

E.P. Weijers¹

H.M. ten Brink¹

G. Hoek²

R. Rodink¹

C.W. de Gier³

M. Schaap⁴

¹ Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), Luchtkwaliteit & Klimaatverandering

² Universiteit Utrecht, Institute of Risk Assessment Sciences (IRAS)

³ Milieudienst Rijnmond (DCMR)

⁴ TNO Environment and Geosciences

Verantwoording

Deze studie is verricht door ECN en IRAS op verzoek van DCMR (contactpersoon: Sef van der Elshout) en bij ECN administratief bekend onder projectnummer 6.00151. De hier gebruikte concentratiekaarten zijn afkomstig van het PBL zoals gepubliceerd op hun website (<http://www.pbl.nl/nl/themasites/gcn/>; contactpersoon: G. Velders) in april 2010. Dank is verschuldigd aan Ger Boersen van TNO (B&O) voor het uitvoeren van de LOTOS-EUROS modelberekening.

Abstract

This inventory describes scientific and political implications of current and future PM_{2.5} levels in the urban and industrialised region of Rijnmond (the Netherlands). The study further discusses possible consequences of the presence of PM_{2.5} in ambient air for the (urban) climate and human health. The work was executed in assignment of the DCMR (Local Environmental Protection Agency in the Rijnmond Region).

Inhoud

Lijst van tabellen	4
Lijst van figuren	4
Samenvatting	7
1. Achtergrond	9
2. Haalbaarheid PM _{2.5} grenswaarden en effect emissiereducties in de regio Rijnmond	10
2.1 Inleiding	10
2.2 Scenario's	11
2.3 Concentratiekaarten	12
2.3.1 Landelijke resultaten	12
2.3.2 Resultaten met betrekking tot de Rijnmond.	16
2.3.3 Verschilkaarten 2010 - 2020	19
2.3.4 Vergelijking met stedelijke agglomeraties.	21
2.3.5 Conclusies voor het Rijnmondgebied.	24
2.4 Berekening LOTOS-EUROS	26
2.5 BOP meetgevens	27
2.6 Conclusies	28
2.7 Referenties	28
3. Interactie tussen klimaat(verandering) en (veranderende) PM _{2.5} niveaus in de Rijnmond	30
3.1 Inleiding	30
3.2 Effect van PM _{2.5} op het klimaat/klimaatverandering	30
3.2.1 Koelende werking: SIA en OC	30
3.2.2 Opwarming: Roet/EC/BC	30
3.2.3 Effect van PM _{2.5} op de temperatuur	31
3.2.4 Urban Heat-island effect en PM _{2.5}	31
3.2.5 Indirecte effecten van PM _{2.5}	31
3.2.6 Reductie van PM _{2.5} en effecten op het klimaat	33
3.3 Klimaatverandering en de gevolgen voor PM _{2.5}	33
3.4 Referenties	34
3.5 Literatuur voor verdere lezing	34
4. Relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid in een stedelijk gebied	36
4.1 Inleiding	36
4.2 Karakterisering gezondheidseffecten	36
4.3 Gezondheidsrelevante componenten van het mengsel	38
4.3.1 Genormeerde stoffen	38
4.3.2 Primair en secundaire stof componenten	39
4.3.3 Ultrafijn stof	41
4.3.4 Oxidatieve stress	42
4.3.5 Afstand tot drukke wegen	42
4.3.6 Conclusie	42
4.4 Referenties	43
Bijlage A De verstoring (forcing) van stralingsbalans door menselijke invloeden	45

Lijst van tabellen

Tabel 2.1	<i>Gemiddelde concentratie per agglomeratie en de Rijnmond (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	23
Tabel 2.2	<i>Gemiddelde, minimum en maximum concentratie voor Regio Rijnmond en Nederland voor 2009 (feitelijke situatie), en voor 2010 en 2020 (vaststaand en voorgenomen beleid)</i>	25

Lijst van figuren

Figuur 2.1	<i>Boven: Concentratiekaart Nederland 2009 (feitelijke omstandigheden). Gemiddelde waarde: $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; hoogste waarde: $39,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IJmond). Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak</i>	13
Figuur 2.2	<i>Boven: Concentratiekaart Nederland 2010, scenario: vaststaand en voorgenomen beleid. Gemiddelde concentratie: $14,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak</i>	14
Figuur 2.3	<i>Boven: Concentratiekaart Nederland 2020, scenario: vaststaand en voorgenomen beleid. Gemiddelde concentratie: $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hoogste waarde : IJmond, $30,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak</i>	15
Figuur 2.4	<i>Regio Rijnmond</i>	16
Figuur 2.5	<i>Boven: Concentratiekaart 2009, uitsnede Rijnmond (feitelijke omstandigheden).. Gemiddelde waarde $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nederland: $14,5$ van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$); maximale waarde $21,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak tezamen met de verdeling voor Nederland</i>	17
Figuur 2.6	<i>Boven: Concentratiekaart 2010, scenario: vaststaand en voorgenomen beleid. Gemiddelde waarde $15,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nederland $14,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$); maximale waarde $20,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied, tezamen met die van Nederland</i>	18
Figuur 2.7	<i>Boven: concentratiekaart 2020, scenario: vaststaand en voorgenomen beleid. Gemiddelde waarde $13,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nederland: $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$); maximale waarde $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied, tezamen met die van Nederland</i>	19
Figuur 2.8	<i>Verskil kaart tussen 2010 en 2020 (scenario: vaststaand en voorgenomen beleid) voor Nederland en Rijnmondgebied</i>	20
Figuur 2.9	<i>De zestal stedelijke agglomeraties in Nederland</i>	21
Figuur 4.1	<i>Relatie tussen lange termijn blootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$ en sterfte in de grootste Amerikaanse studie (Pope, Burnett et al. 2002). RR is relatief risico, 95% CI is 95% betrouwbaarheidsinterval. De verticale as is weergegeven als de natuurlijke logaritme van het RR, waarbij een $\text{RR}=1$ ($\ln \text{RR}=0$) is gedefinieerd bij de gemiddelde $\text{PM}_{2,5}$ concentraties. Bij concentraties lager dan het gemiddelde is het RR daarom kleiner dan 1. De figuur kan gebruikt worden om de relatieve risico's van lage en hoge concentraties te vergelijken, maar is hier opgenomen om de afwezigheid van een drempelwaarde te illustreren.</i>	37
Figuur 4.2	<i>Relatie tussen reductie in $\text{PM}_{2,5}$ concentratie (1980-2000, horizontale as) en de verandering in levensverwachting (verticale as, jaren) in de Verenigde Staten</i>	38
Figuur 4.3	<i>Risico op ischemie (risicofactor voor hartinfarct) en bronnen / componenten van fijn stof</i>	40

Figuur 4.4	<i>Procentueel effect van bronnen van fijn stof op dagelijkse sterfte in zes Amerikaanse steden</i>	40
Figuur A.1	<i>Illustratie van de verschillende aerosol-effecten; uit het derde assessment rapport van IPCC (TAR)</i>	45
Figuur A.2	<i>Stralingforcering door de aerosolcomponent sulfaat; eenheid is $W m^{-2}$</i>	46

Samenvatting

In 2008 is de nieuwe Europese Richtlijn Luchtkwaliteit in werking getreden met daarin o.a. grens- en streefwaarden voor het zgn. ‘fijnere’ stof (verder aangeduid als $PM_{2,5}$). Deze nieuwe regelgeving was aanvullend op de reeds bestaande voor PM_{10} . Voor DCMR was de uitvaardiging van de nieuwe richtlijn aanleiding zich verder te verdiepen in de betekenis van $PM_{2,5}$ voor het gebied waarvoor zij de verantwoordelijkheid draagt (Regio Rijnmond). Het gebied kenmerkt zich door grotere dan landelijk gemiddelde industriële emissies en doorgaans hogere gemiddelde (fijnstof-)concentraties. Vanuit dit gegeven werd de vraag gesteld of men meer dan elders opties heeft de lokale $PM_{2,5}$ -niveaus te beïnvloeden. En, als een logisch vervolg, indien zo'n opties daadwerkelijk wordt uitgevoerd, heeft dit dan ook een effect op het (lokale) stedelijke klimaat (waarbij gedacht wordt aan het zgn. ‘warmte-eilandeffect’) en op de gezondheid van inwoners uit de regio.

Al snel bleek er behoefte aan meer informatie met betrekking tot deze onderwerpen. ECN en IRAS zijn daarom verzocht om in deze kennisvraag te voorzien en daarbij enkele specifieke vragen te beantwoorden gebruikmakend van gegevens in de literatuur en andere bronnen. De uitkomst van deze studie is terug te vinden in dit rapport. Aspecten die aan de orde komen zijn:

- Haalbaarheid van de nieuwe grenswaarden van $PM_{2,5}$ in de regio Rijnmond, nu en in de toekomst (2020)
- Vergelijking van de situatie in de Regio Rijnmond met andere stedelijke agglomeraties
- Noodzaak lokaal reductiebeleid t.a.v. $PM_{2,5}$ in aanvulling op reeds bestaand nationaal en internationaal beleid
- Implicaties van lokale $PM_{2,5}$ emissies voor het (stedelijke) klimaat
- Gezondheidsaspecten in relatie tot fijn stof

Dit rapport is ingedeeld in een viertal hoofdstukken: na de Inleiding (Hoofdstuk 1) wordt in hoofdstuk 2 de haalbaarheid van de $PM_{2,5}$ regelgeving voor de Regio Rijnmond aangegeven. Hiervoor is gebruik gemaakt van de GCN-kaarten zoals deze gepubliceerd zijn door PBL in maart 2010. Hoofdstuk 3 beschrijft de actuele stand van kennis over de relatie tussen $PM_{2,5}$ en het (stedelijke) klimaat op basis van beschikbare literatuur. Het laatste hoofdstuk gaat dieper in op de mogelijke gezondheidseffecten die verband houden met de aanwezigheid van $PM_{2,5}$ in de lucht (verricht door IRAS).

De belangrijkste conclusies zijn hieronder gegeven.

$PM_{2,5}$ en luchtkwaliteit:

- Nergens in de Regio Rijnmond wordt in 2009 op een schaal van 1x1 km een overschrijding berekend van de jaargemiddelde grenswaarde voor $PM_{2,5}$ van $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Slechts op enkele plaatsen ligt in dit jaar het jaargemiddelde boven de streefwaarde van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Overschrijdingen op kleinere schaal, zoals nabij snelwegen zijn niet uit te sluiten.
- In 2009 is de concentratie gemiddeld over het hele Rijnmondgebied $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het landelijke gemiddelde over Nederland ligt ca. $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lager. Lokale verhogingen (tot ca. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bovenop het landelijk gemiddelde van $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bevinden zich voornamelijk in het oostelijke deel van het gebied en dan met name in de omgeving van snelwegen. Piekconcentraties veroorzaakt door op- en overslag van droge bulkgoederen zijn te herkennen op de Maasvlakte.
- De prognose voor 2020, gemaakt op grond van het vaststaand en voorgenomen beleidsscenario, laat een daling zien van de gemiddelde concentratie van $15,8$ in 2010 tot $13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2020. Landelijk is dit in 2020 gedaald naar $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In 2020 is de hoogst optredende gemiddelde waarde ca. $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (overslagbedrijf Maasvlakte).

- Het Rijnmondgebied vormt geen uitzondering op de andere stedelijke agglomeraties maar heeft vergelijkbare waarden en een vergelijkbare concentratieverdeling voor de PM_{2.5} concentraties als de andere stedelijke agglomeraties.
- Uit de prognose is eveneens gebleken dat de daling van concentraties in het Rijnmondgebied gelijke tred houdt met die in de andere stedelijke agglomeraties, met gemiddelde waarden die gelijk zijn aan die van de gemiddelde agglomeraties.
- Aannemelijk is dat voor de Regio Rijnmond de gemiddelde blootstellingsindex beneden de 18 µg/m³ ligt.
- De modelberekening met LOTOS-EUROS geeft aan dat een reductie van 50% in lokale emissies een verlaging in de PM_{2.5} niveaus van hooguit 1 µg/m³ tot gevolg heeft. Deze afname is vooral toe te schrijven aan de vermindering in verkeersemissies. Maatregelen uitgevoerd in het kader van een (louter) lokaal beleid zullen derhalve niet veel (extra) rendement opleveren. In het gunstigste geval zal de afname in emissies die voortkomen in het vaststaandbeleidsscenario (zoals EURO normen, NEC plafonds voor NO_x, etc.) eerder in de tijd plaatsvinden.
- Ofschoon maatregelen in een stedelijk gebied een gering resultaat hebben ter plaatse, zal lokaal reductiebeleid toch zinvol kunnen zijn. Zo zal een (georkestreerde) actie in 'veel meer' steden (dus op Europese schaal) naar verwachting een grootschalig effect hebben, en dus ook weer gunstig zijn voor de afzonderlijke stedelijke gebieden (met knelpunten). Daar komt nog bij dat het terugdringen van met name rotemissies door verkeer gunstig is voor gezondheid en klimaat (zie hieronder).

PM_{2.5} en klimaat:

- Het grootste deel van de componenten in PM_{2.5} heeft een koelende werking. Echter, het zwarte "roet", of in dit verband BC (Black Carbon), absorbeert het zonlicht en heeft daarmee een opwarmende werking. Het opwarmende effect in onze omgeving is beperkt vergeleken met de koelende werking van de overige componenten.
- De afkoelende werking van PM en de opwarming door roet is een grootschalig gebeuren. Op grote schaal zal het terugdringen van PM (bijvoorbeeld via reductie van precursor-emissies) kunnen leiden tot een verdere (versnelde) opwarming.
- Lokaal geëmitteerd PM_{2.5} heeft geen grote invloed vergeleken met het totaal aan PM_{2.5}. Het verminderen van de lokale PM emissies heeft wellicht een opwarmend effect in specifieke weerssituaties (windstil weer waarbij de lucht in de regio circuleert).

PM en gezondheidseffecten:

- Een toename van de etmaalgemiddelde fijn stof concentratie met 10 µg/m³ leidt tot circa 0.3-0.6% toename in sterfte ten gevolge van korte termijn blootstelling, terwijl het effect van een verhoging van de lange termijn blootstelling met 10 µg/m³ circa 6% extra sterfte is (WHO, 2006). Gezondheidseffecten omvatten onder meer vervroegde sterfte t.g.v. hart- en vaatziekten en luchtwegziekten, verminderde longfunctie(-groei) en chronische luchtwegklachten. Experimenteel onderzoek heeft verder laten zien oxidatieve stress en daaruit voortvloeiende ontstekingsreacties hierbij een rol spelen.
- Verkeer lijkt in de stad de belangrijkste oorzaak van gezondheidseffecten. Voor het monitoren van lokaal/regionaal beleid is vooralsnog zwarte rook of daaraan gelieerde parameters (EC, BC) de meest praktische aanvullende maat voor zwevend stof. Zwarte rook is ook een goede maat voor diesel verkeersemissies. Daarnaast zijn eenvoudige indicatoren zoals afstand tot een drukke weg zinvol als aanvulling op bestaande normen.

1. Achtergrond

In het kader van het Beleidsgeoriënteerd Onderzoek Programma Fijn Stof (BOP) is een zogenaamd 'distance-to-target' document opgesteld (PBL report 500099015/2009: Attainability of PM_{2.5} air quality standards). Dit rapport is deels gebaseerd op studies die in het kader van BOP verricht zijn. De voornaamste vraag die in dit document beantwoord wordt, is of de grens- en streefwaarden voor PM_{2.5} (zoals gedefinieerd in de Nieuwe Luchtkwaliteits-Richtlijn uit 2008) gehaald zullen worden in Nederland. Het rapport geeft gemiddelde gegevens op landelijke schaal maar geen regionale details. "Gemiddelde gegevens" zijn PM_{2.5} concentratieniveaus en uitkomsten van emissie scenario's gebaseerd op huidig en toekomstig emissiebeleid (nationaal en Europees).

Vanuit DCMR bestaat behoefte aan informatie omtrent regionale details, en dan in het bijzonder die voor de Regio Rijnmond. ECN is verzocht om, gebruikmakend van de onderliggende gegevens uit bovengenoemd rapport en andere literatuurbronnen, in deze informatie te voorzien, en enkele hieruit voortvloeiende vragen specifiek voor het gebied te beantwoorden.

De vraag over de haalbaarheid van grens- en streefwaarden van PM_{2.5} nu en in de toekomst in Rijnmondgebied komt voort uit de combinatie van een grotere dan landelijk gemiddelde emissiedichtheid en hogere dan landelijk gemiddelde concentraties in de buitenlucht. Hierdoor lijkt de vraag relevant of het Rijnmondgebied daarmee meer dan elders lokale opties heeft om de concentraties te beïnvloeden. Te beantwoorden vragen zijn of de concentratieniveaus in de Rijnmond daadwerkelijk hoger liggen dan het landelijk gemiddelde en in hoeverre deze concentraties met lokaal beleid zijn te beïnvloeden. Het streven is uiteindelijk de concentraties op leefniveau verder terug te dringen door reductie van industriële emissies maar ook die van sectoren als wegverkeer, energie, op- en overslag, zeevaart. Dit wordt besproken in hoofdstuk 2.

Naast ambities op het gebied van de verbetering van de luchtkwaliteit, bestaat er ook een ambitie op het gebied van beperking van klimaatverandering door het versterkte broeikas-effect. Deze ambitie is verwoord in het Rotterdam Climate Initiative. Daardoor is ook de vraag relevant of eventuele emissiebeperkingen ten behoeve van de (lokale) luchtkwaliteit een effect kunnen hebben op het (lokale) stedelijke klimaat, bijvoorbeeld op de sterkte van het zgn. 'Heat Island Effect'. Dit laatste past ook in het streven naar een verbetering van de leefomgevingskwaliteit en de zorg om de gezondheid van inwoners in stedelijke gebieden, een onderwerp dat in toeneemende mate aandacht krijgt en verdient. Om deze redenen wordt in Hoofdstuk 3 ook de betekenis die PM_{2.5} (en fijn stof in het algemeen) kan hebben voor het (lokale) klimaat in de stad (Hoofdstuk 3) nader besproken, gevolgd (Hoofdstuk 4) door een beschrijving van de relatie tussen enerzijds fijnstofconcentraties en anderzijds geassocieerde gezondheidseffecten bij stadsbewoners (verzorgd door IRAS, Utrecht).

2. Haalbaarheid PM_{2.5} grenswaarden en effect emissiereducties in de regio Rijnmond

2.1 Inleiding

De Europese Unie heeft in 2008 een nieuwe Richtlijn Luchtkwaliteit aangenomen. De richtlijn bevat onder andere nieuwe normen voor de fijnere fractie van het fijn stof (PM_{2.5}). DCMR anticipeert hierop door ECN te vragen een studie uit te voeren naar de haalbaarheid van deze normen in het gebied van Regio Rijnmond, nu en in de toekomst (2020). De basis voor deze studie zijn de zgn. Concentratiekaarten voor grootschalige luchtverontreiniging in Nederland (GCN) zoals onlangs (april 2010) gepresenteerd door PBL (<http://www.pbl.nl/nl/themasites/gcn/index.html>). Het resultaat hiervan wordt vergeleken met de normen geformuleerd in de nieuwe richtlijn.

De nieuwe Richtlijn Luchtkwaliteit voor PM_{2.5} omvat een jaargemiddelde en een blootstellingsindex. Voor het jaargemiddelde bestaat er een grenswaarde van 25 µg/m³ waaraan vanaf 2015 moet worden voldaan. Er geldt een indicatieve waarde voor het jaargemiddelde van 20 µg/m³ vanaf 2020. Deze waarde wordt door de Commissie in 2013 geëvalueerd in het licht van nieuwe informatie over gevolgen voor gezondheid en milieu, technische haalbaarheid en ervaring die met de streefwaarde is opgedaan in de lidstaten, met als doel na te gaan of hij kan worden omgezet in een bindende grenswaarde.

De gemiddelde blootstellingsindex (GBI) is het nationaal gemiddelde van de gemeten concentraties in stedelijke agglomeraties in Nederland. Voor deze GBI geldt:

- i. een grenswaarde van 20 µg/m³ vanaf 2015, en
- ii. een blootstellings-reductie-doelstelling (BRD) in 2020 van 15% bij een GBI van 13-18 µg/m³ in 2010 (en van 20% bij een BRD boven de 18 µg/m³). De GBI's voor 2010 en 2020 worden berekend als nationaal gemiddelde over drie jaar (2008-2010 en 2018-2020) en betreft alleen stedelijke agglomeraties in Nederland. Deze is daarom (voor DCMR-Rijnmond en de andere agglomeraties) slechts voor een beperkt deel te beïnvloeden.

In april 2010 heeft PBL de nieuwe concentratiekaarten voor Nederland gepresenteerd. Hierin is voor het eerst het resultaat van berekeningen voor PM_{2.5} meegenomen (voorheen werden de PM_{2.5}-berekeningen als 'indicatief' aangeduid). De berekeningen zijn gebaseerd op vaststaand en voorgenomen beleid.

De vragen die in deze studie behandeld worden zijn:

- hoe zien de concentratiekaarten PM_{2.5} eruit voor het Rijnmondgebied, nu en in de toekomst?
- is het mogelijk de PM_{2.5} concentraties verder te verminderen in het gebied? Is aanvullend beleid zinvol?
- welke invloed heeft het verlagen van lokale SO₂ en NO_x emissies op de vorming van SIA en daarmee op PM_{2.5}?

Om hierop antwoorden te formuleren is ingezoomd op het Rijnmondgebied. Het resultaat wordt beschreven in de volgende paragrafen. Tevens is het resultaat van een (verschil-)berekening met LOTOS-EUROS beschreven. Hierin zijn emissies binnen het betreffende gebied met 50% teruggebracht. Tot slot zijn uit studies uitgevoerd binnen het BOP-programma resultaten geciteerd met betrekking tot het stedelijk increment in PM_{2.5} zoals vastgesteld in Rotterdam.

2.2 Scenario's

Bij verkenningen hanteert het PBL (2009) de volgende definities met betrekking tot beleidsmaatregelen:

- i. Vaststaande beleidsmaatregelen (RGE=Raming Global Economy)
- ii. Voorgenomen beleidsmaatregelen (BGE=Beleid Global Economy)
- iii. Aanvullende beleidsmaatregelen (AGE= Aanvullend Global Economy)

De emissieramingen behorende bij deze scenario's zijn terug te vinden in Daniëls en van der Maas (2009).

- i. Vaststaande beleidsmaatregelen (RGE)

De afgelopen jaren is er door de overheid (Nederland en EU) een reeks van generieke maatregelen afgekondigd ter verbetering van de luchtkwaliteit. De maatregelen die voldoende uitgewerkt en duidelijk zijn, en waarvan het verwachte effect zeker is maken deel uit van dit scenario. Lokale NSL-maatregelen zijn niet in de ramingen verwerkt.

Het pakket aan Nederlandse maatregelen in dit scenario omvat o.a. stimulerings- en subsidieregelingen ten aanzien van lichte en zware voertuigen en afspraken met elektriciteitsproducenten en raffinaderijen met betrekking tot plafonds voor SO₂. Op Europees niveau zijn de afgelopen jaren nieuwe emissienormen afgekondigd voor personen- en bestelauto's, de zogenoemde Euro5- en Euro6-normen en voor zwaar wegverkeer, de Euro VI-normen.

Het vaststaandbeleidsscenario toont een afname in emissies van NO_x en primair PM₁₀ in Nederland in de komende jaren. Naar verwachting zullen in 2010 de emissies van NO_x met ongeveer 30-40% en van primair PM₁₀ met 20-30% afgenomen zijn ten opzichte van het jaar 2000. Na 2010 dalen de emissies van NO_x in de verkenningen verder, voornamelijk door invoering van Euro5 en Euro6 normen bij licht verkeer en de Euro VI-normen bij zwaar verkeer

- ii. Voorgenomen beleidsmaatregelen (BGE)

In het BGE scenario staan maatregelen die regering of EC van plan zijn te nemen maar nog verder moeten worden ontwikkeld, en waarover moet nog een beslissing genomen worden. In de scenarioberekeningen komen deze bovenop de maatregelen beschreven in RGE. Bij dit scenario wordt ervan uitgegaan dat de landen van de EU tenminste hun emissieplafonds (NEC) voor NO_x, SO₂ en NH₃ voor 2010 (EU, 2001) en plafonds voor NO_x, SO₂, NH₃ en PM_{2.5} behorende bij de ambitie van de Thematische Strategie voor 2020 (EU, 2005) zullen nakomen.

- iii. Aanvullende beleidsmaatregelen (AGE)

Hierin zitten optionele maatregelen waarover nog geen standpunt is ingenomen. Enkele voorbeelden zijn aanscherping prestatienorm NO_x-emissiehandel voor industrie, raffinaderijen, energie en afvalverwerking; stimulering dieselpersonenauto's die voldoen aan Euro 6-normen vanaf 2010; en stimulering vrachtauto's en bussen die voldoen aan de Euro VI-normen voor zwaar verkeer vanaf 2012.

Het ministerie van VROM heeft de keuze gemaakt dat een beleidsscenario op basis van het vaststaande beleid plus voorgenomen beleid de basis van de GCN-kaarten vormt¹. De verkregen concentratiekaarten bevatten dan ook alleen de uitkomsten van dit scenario. Deze keuze wordt hier gevolgd. Bij de scenario's wordt uitgegaan van een bepaalde effectiviteit van de genomen of nog te nemen maatregelen. Mee- en tegenvallers in deze effectiviteit vormen een onzekerheid in de hier gepresenteerde resultaten.

¹ PBL (2010) duidt dit aan als vaststaand en voorgenomen beleid scenario op basis van bovenraming (BBR).

De scenario's die worden gebruikt bevatten emissietotalen per sector. Deze worden ruimtelijk verdeeld op basis van bestaande ruimtelijke verdelingen van emissies. De emissies van PM_{2.5} zijn bepaald op basis van de PM₁₀ emissies en de verhoudingen tussen PM₁₀ en PM_{2.5} emissies (in 2005). Ontwikkelingen en maatregelen die PM₁₀ emissies reduceren werken naar verwachting dus ook door in de emissies van PM_{2.5}.

Bij de emissieramingen uitgevoerd in 2009 is in de verschillende scenario's is nog uitgegaan van een hoge economische groei (bijna 3% per jaar). Dit is, gezien de huidige recessie, niet meer realistisch. Het effect van de recessie is daarom meegenomen in de concentratieberekeningen uitgevoerd voor het jaar 2009 (pers. comm. G. Velders, PBL). In de rapportage gemaakt in 2009 was al wel aangegeven dat door de recessie de emissies van SO₂, NO_x, PM₁₀ en PM_{2.5} ca. 5-10% lager uitvallen dan die zouden zijn in geval van hoge economische groei. Voor NH₃ werd nauwelijks een afname verwacht. In de PBL rapportage van 2009 wordt tevens vermeld dat het effect op de luchtkwaliteit voor 2010 in de Randstad een verlaging met ca. 0,6 µg/m³ voor PM₁₀ zou zijn. Voor PM_{2.5} is geen schatting gemaakt.

2.3 Concentratiekaarten

Op basis van de huidige kennis maakt het PBL sinds 2009 concentratiekaarten van PM_{2.5} voor Nederland. De kaarten zijn gebaseerd op de best beschikbare informatie. Opgemerkt dient te worden dat rondom de concentratie van PM_{2.5} nog veel onzekerheden bestaan o.a. met betrekking tot emissies en metingen. De resultaten, op grond van deze kaarten, worden nu besproken waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen de landelijke resultaten (paragraaf 2.3.1), de resultaten met betrekking tot de regio Rijnmond (2.3.2), de verschilkaarten (2010 – 2020) (2.3.3), en de vergelijking tussen de stedelijke agglomeraties (2.3.4).

2.3.1 Landelijke resultaten

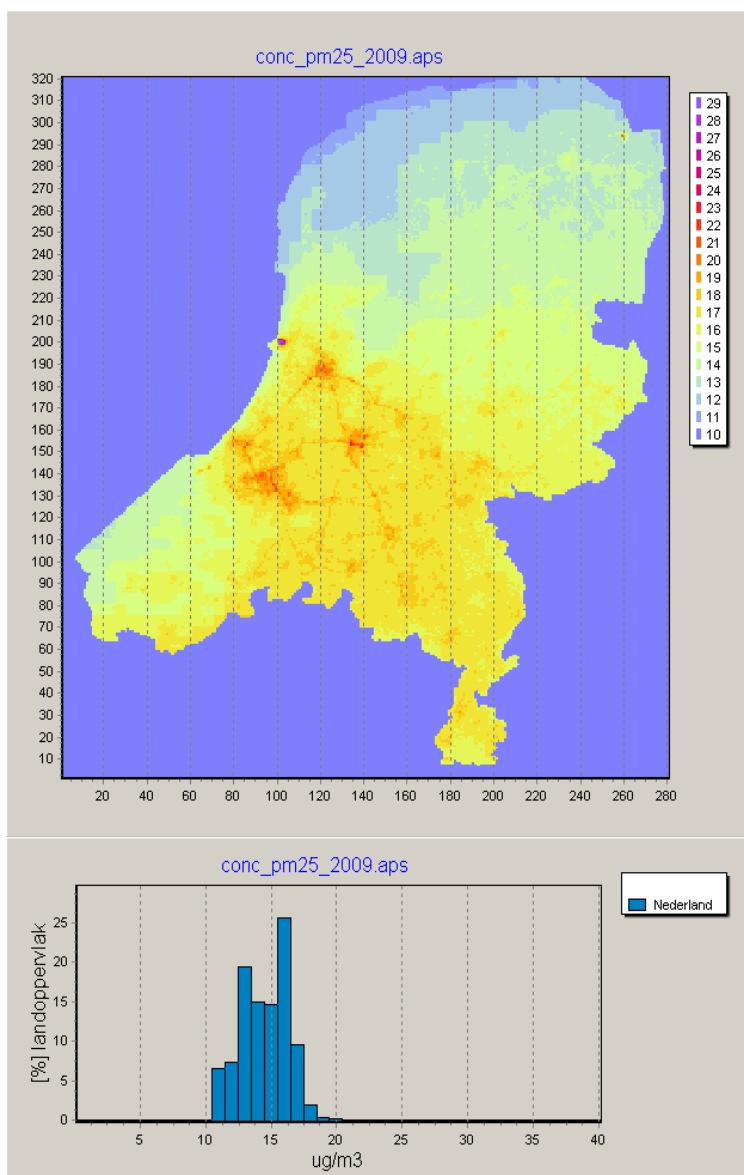
Hieronder zijn de grootschalige concentratiekaarten voor PM_{2.5} weergegeven voor de (feitelijke) omstandigheden in 2009 (figuur 2.1), en voor 2010 en 2020 op basis van het BGE-scenario (figuur 2.2 en 2.3). De concentraties zijn jaargemiddelde waarden per vierkante kilometer in stappen van 1 µg/m³. De in deze kaarten optredende onzekerheidsmarges zijn door PBL gesteld op ±2,5 µg/m³. Tevens is bij elke kaart een histogram gegeven dat het percentage landoppervlak van Nederland weergeeft dat in een bepaalde concentratieklasse valt. Zo is in figuur 2.1 bijvoorbeeld af te lezen dat voor ca. 25% van het landoppervlak een gemiddelde PM_{2.5} concentratie geldt van 16 µg/m³. In het IJmondgebied is een enkele uitschieter van 40 µg/m³ (deze waarde is in het histogram niet terug te zien omdat het bijbehorende oppervlak te gering is).

De kaart voor 2009 vertoont een redelijk homogene concentratieverdeling over Nederland. In het algemeen bevinden de hogere waarden zich in de Randstad en in het midden, zuiden en zuidoosten van Nederland. Het patroon lijkt veel op dat van PM₁₀ maar lokale verhogingen zijn kleiner dan bij PM₁₀ (door het ontbreken van het grove aandeel in de fijnstoffractie). Duidelijk is te zien op deze kaarten dat de hogere concentraties zich bevinden bij de snelwegen en dan met name in de buurt van de knooppunten, en in en nabij de grote steden (Amsterdam, Den Haag, Rotterdam en Utrecht). De hogere waarden in het zuiden (Noord-Brabant en Limburg) worden toegeschreven aan landbouwstallen. De aanwezigheid van lokale industrie is vooral onderscheidbaar als deze zich bevindt in een relatief schone omgeving (Corus in Noord-Holland; Delfzijl: industrie Eemshaven). Lokale industriële bronnen in en rondom Rotterdam zijn op deze kaarten minder goed te identificeren. Uitzondering hierop vormen de op- en overslag van droge bulkgoederen op de Maasvlakte (te vinden in het westen van het Rijnmondgebied).

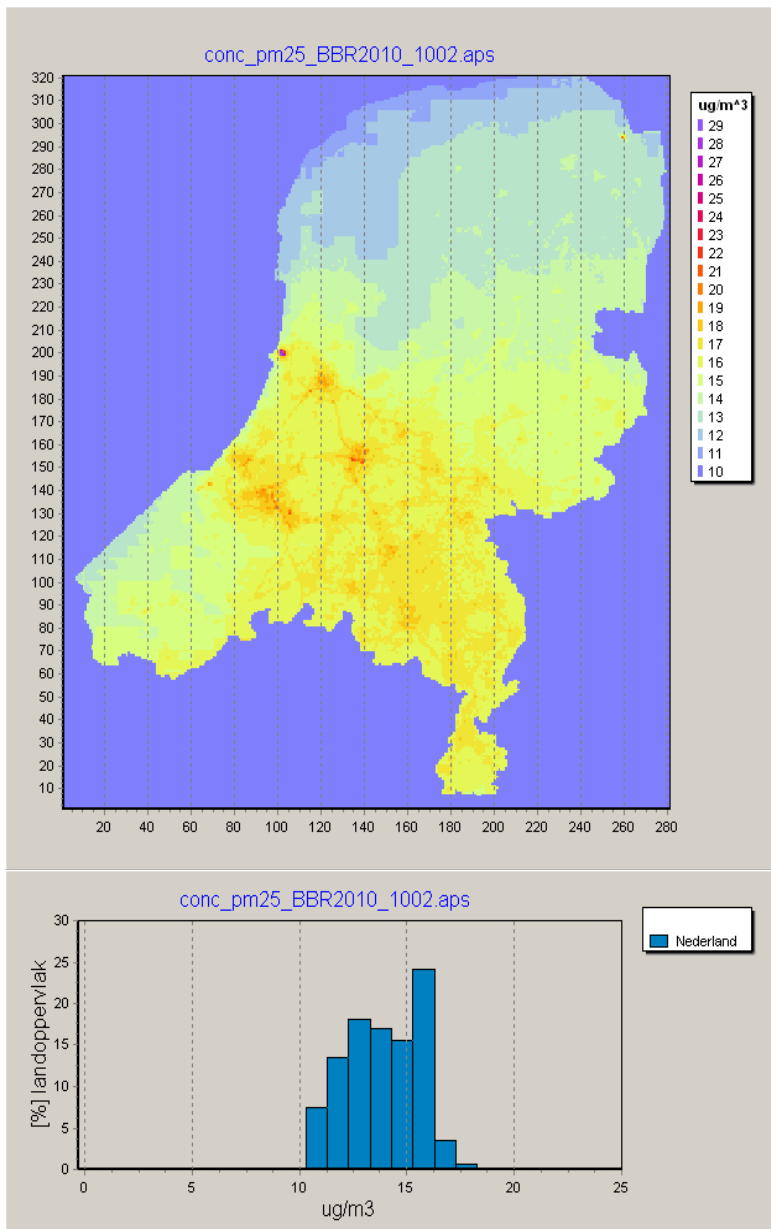
In 2009 bedraagt de gemiddelde concentratie voor PM_{2.5} over Nederland 14,5 µg/m³, tussen 2010 en 2020 neemt dit niveau af met 1,9 µg/m³ (tot 14,1 tot 12,2 µg/m³). Het IJmondgebied blijft in 2020 een opvallend maximum met een gemiddelde concentratie van ca. 31 µg/m³ (een

daling van ca. $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ten opzichte van 2009). Relatieve maxima (d.w.z. boven de 20 en beneden de $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bevinden zich eveneens in het IJmond gebied, en zijn berekend voor het verkeersknooppunt Oudenrijn ($22 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De laagst optredende waarde is ca. $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en komt voor op 7% van het landoppervlak. In 2020 is de verwachting dat dit daalt tot ongeveer $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor 10% van het totale landoppervlak. Deze niveaus zijn te beschouwen als achtergrondwaarde voor Nederland.

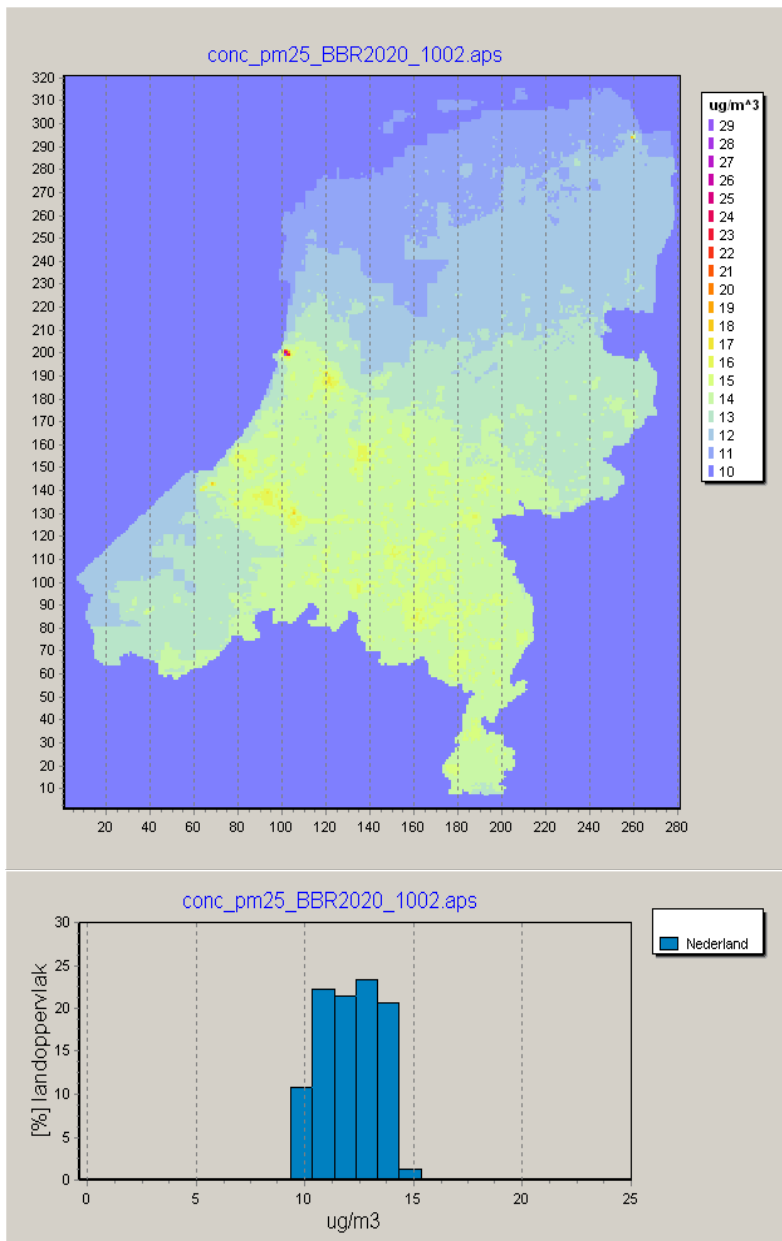
Op grond van deze uitkomsten is de conclusie dat het zeer waarschijnlijk is dat met het huidige en voorgenomen nationale en Europese beleid de grens- en richtwaarden voor $\text{PM}_{2,5}$ in 2020 kunnen worden gehaald. De grootschalige concentratie is in 2009 en, op basis van het BGE scenario, in de periode 2010-2020 overal in Nederland lager dan de Europese grenswaarde voor het jaargemiddelde van $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$; alleen in het IJmondgebied worden voor het jaar 2020 nog enkele overschrijdingen berekend. Overschrijdingen van de streefwaarde van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ worden eveneens alleen voor het IJmondgebied berekend.



Figuur 2.1 Boven: Concentratiekaart Nederland 2009 (feitelijke omstandigheden). Gemiddelde waarde: $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; hoogste waarde: $39,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IJmond). Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak.



Figuur 2.2 Boven: Concentratiekaart Nederland 2010, scenario: vaststaand en voor- genomen beleid. Gemiddelde concentratie: 14,1 µg/m³. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak



Figuur 2.3 Boven: Concentratiekaart Nederland 2020, scenario: vaststaand en voorgenomen beleid. Gemiddelde concentratie: $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hoogste waarde : IJmond, $30,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak

2.3.2 Resultaten met betrekking tot de Rijnmond.



Figuur 2.4 *Regio Rijnmond*

Van de grootschalige concentratiekaarten van Nederland is een uitsnede gemaakt (figuur 2.4) behorende bij Regio Rijnmond. Dit is gedaan voor de feitelijke kaart behorende bij 2009, en de scenarioberekeningen voor 2010 en 2020, en samen met een histogram hieronder weergegeven. Ter vergelijking is achter het histogram dat bij de regio Rijnmond hoort dat van Nederland gezet.

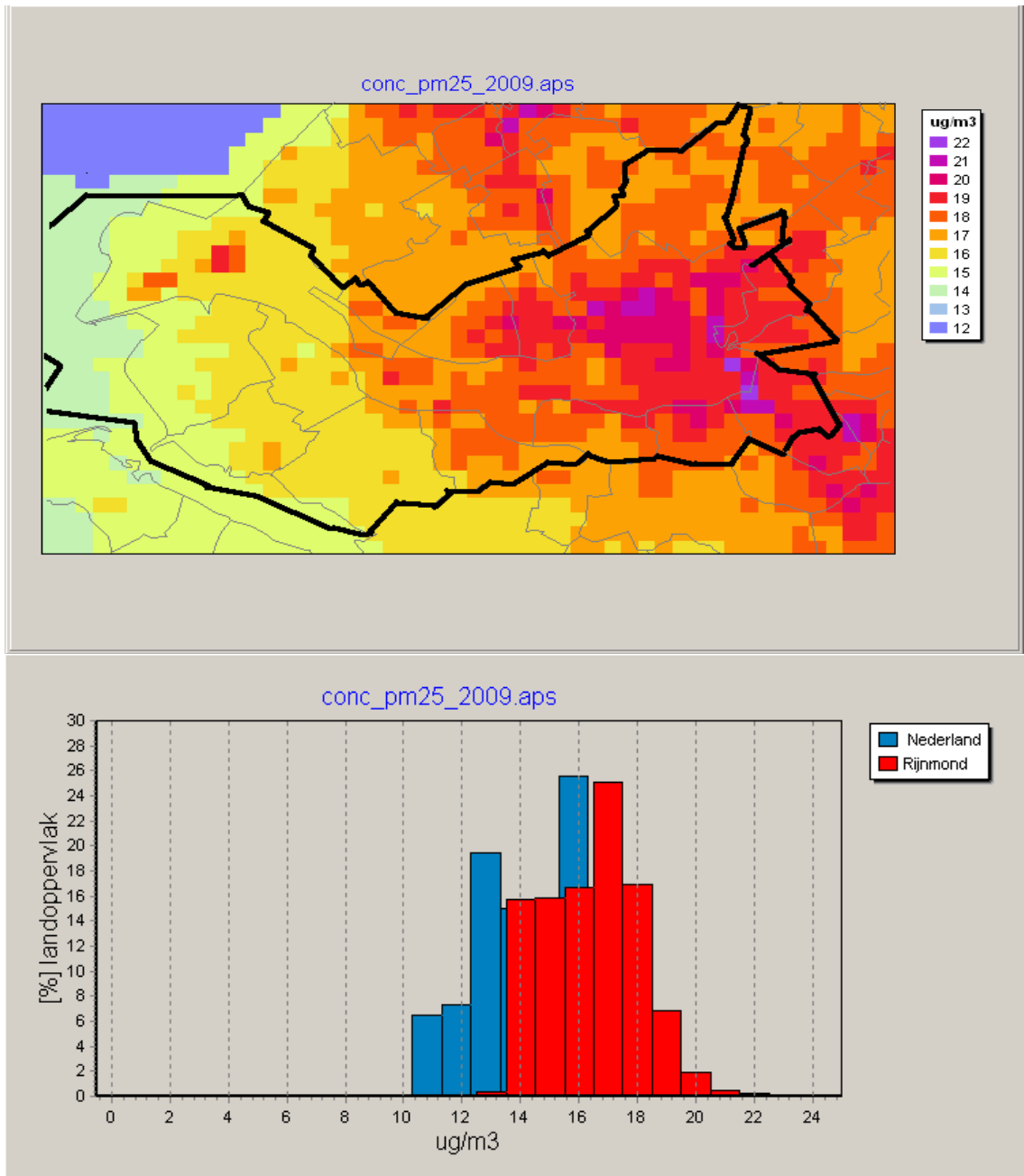
In 2009 bedroeg volgens de GCN berekening de gemiddelde waarde voor regio Rijnmond $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, met een maximale waarde van $21,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In figuur 2.5 is te zien dat de concentratie in het oostelijke deel van de Rijnmond als geheel zich boven het landelijke gemiddelde van $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bevindt en geconcentreerd is rondom de snelwegen A15, A16 en A20. De hoogste waarden treden op in de buurt van Ridderkerk op het kruispunt van de A15 en de A16. De bijdragen van een tweetal overslagbedrijven zijn op deze $\text{PM}_{2,5}$ kaart waar te nemen (EMO, EECV; op de Maasvlakte boven Westvoorne). Dit leidt tot een tweetal hotspots van ca. 18 (EMO) en $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EECV).

Uit de figuren 2.6. en 2.7 blijkt dat dit gemiddelde in de jaren 2010 en 2020 afneemt van $15,8$ naar $13,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en dat de hoogst voorkomende waarde afneemt van $20,2$ naar $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In vergelijking met Nederland (op basis van de histogrammen) laat de Rijnmond eenzelfde concentratieverdeling zien maar zijn de concentraties gemiddeld ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hoger (in 2009). In 2020 bedraagt dit verschil nog $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De hoogste concentraties tussen de 15 en $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ worden berekend voor het centrum (nabij Hofplein en Coolsingel). De hotspot op de Maasvlakte veroorzaakt door EECV blijft van dezelfde orde van grootte in de prognose voor 2020 en veroorzaakt het maximum in dit gebied van ca. $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Zoals al afgeleid kon worden uit de vorige paragraaf is de conclusie dat er in het Rijnmondgebied in 2009 *geen* overschrijding van de $\text{PM}_{2,5}$ grenswaarde wordt gevonden. Wel zijn er dat jaar (en in 2010) op enkele locaties nog overschrijdingen van de streefwaarde van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In 2020 zijn ook deze verdwenen en wordt deze streefwaarde gehaald in het gehele Rijnmondgebied.

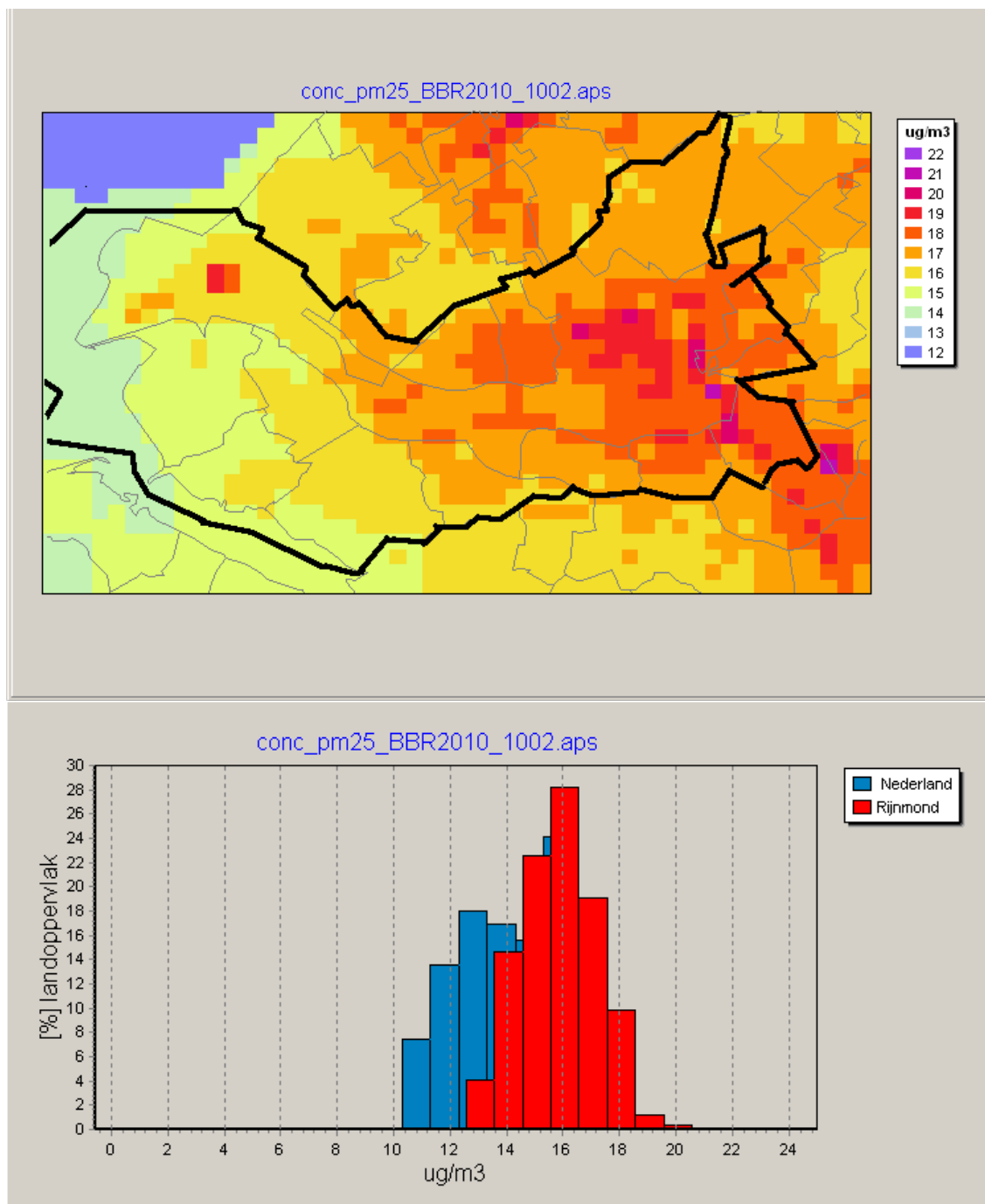
Op basis van de feitelijke concentratie in 2008 ($< 18 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 2009 ($16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en de berekende concentratie in 2010 ($15,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) lijkt voor het Rijnmondgebied een GBI tussen 13 en $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wel aannemelijk. In het geval van het Rijnmondgebied zou dan een blootstellingsreductie-doelstelling van 15% gelden. Echter, de GBI is een nationaal gemiddelde berekend

over *alle* stedelijke agglomeraties en, zoals eerder opgemerkt, de BRD is slechts ten dele door een agglomeratie te beïnvloeden².

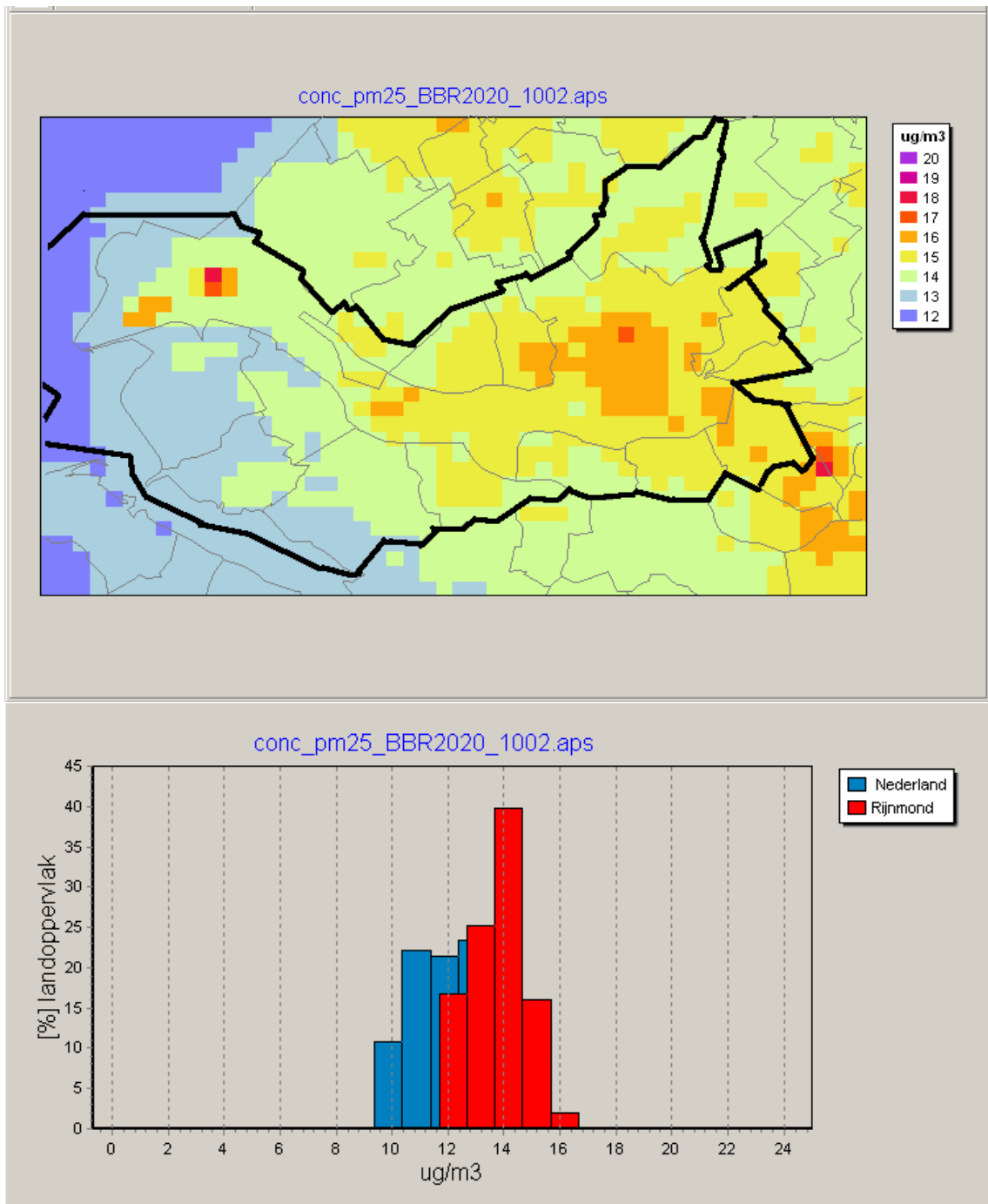


Figuur 2.5 Boven: Concentratiekaart 2009, uitsnede Rijnmond (feitelijke omstandigheden).. Gemiddelde waarde $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nederland: $14,5$ van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$); maximale waarde $21,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied in percentage landoppervlak tezamen met de verdeling voor Nederland

² De huidige schatting van dit nationale gemiddelde is eveneens gemiddeld lager dan $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PBL, 2009). Gesteld wordt dat een blootstellings-verminderingdoelstelling van 15% te verwachten valt, maar dat 20% is ook nog mogelijk gezien de onzekerheden in de schattingen.



Figuur 2.6 Boven: Concentratiekaart 2010, scenario: vaststaand en voorgenomen beleid. Gemiddelde waarde $15.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nederland $14,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$); maximale waarde $20,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied, tezamen met die van Nederland



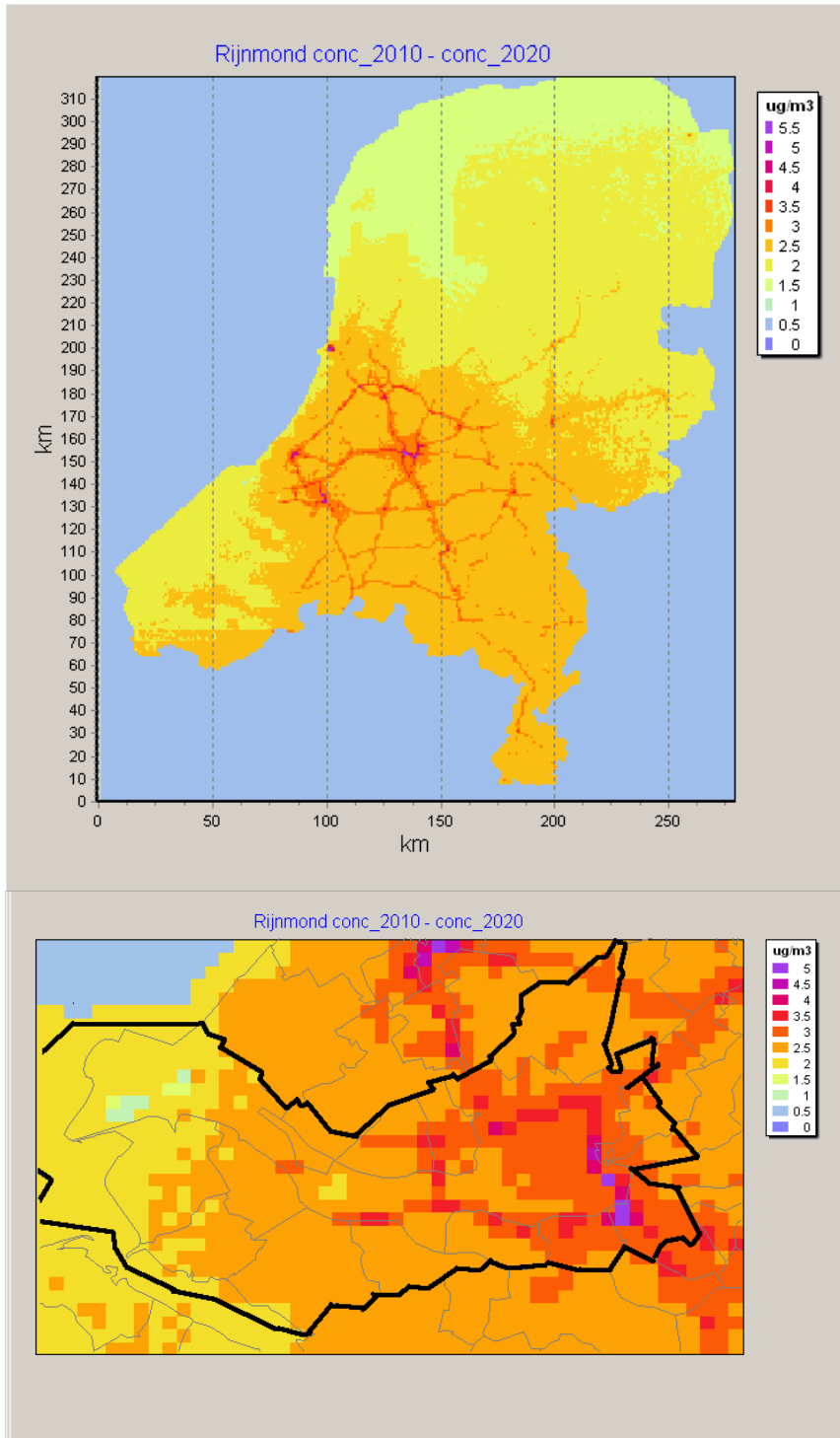
Figuur 2.7 Boven: concentratiekaart 2020, scenario: vaststaand en voorgenomen beleid. Gemiddelde waarde $13.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nederland: $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$); maximale waarde $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Onder: histogram van de concentratieverdeling in bovenstaand gebied, tezamen met die van Nederland

2.3.3 Verschilkaarten 2010 - 2020

Hieronder zijn de absolute concentratieverschillen afgebeeld in te verwachten concentraties tussen de jaren 2010 en 2020, voor Nederland en ingezoomd op het Rijnmondgebied. Op deze wijze wordt zichtbaar waar het gekozen scenario het meest bijdraagt aan vermindering van de PM_{2.5} concentraties.

Te zien is dat er globaal een reductie wordt voorzien in het midden en zuiden van Nederland van $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en langs de snelwegen van meer dan $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De grootste verschillen blijken ca. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ te zijn en treden op in de buurt van de snelwegen en in de steden.

Het Rijnmond gebied blijft hier niet bij achter, de afname voor het hele oostelijke deel van de Rijnmond bedraagt $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tot ca. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De afname is het sterkst langs de wegen, die duidelijk te identificeren zijn. De daling blijkt relatief gering bij de overslagbedrijven op de Maasvlakte.



Figuur 2.8 *Vershil kaart tussen 2010 en 2020 (scenario: vaststaand en voorgenomen beleid) voor Nederland en Rijnmondgebied*

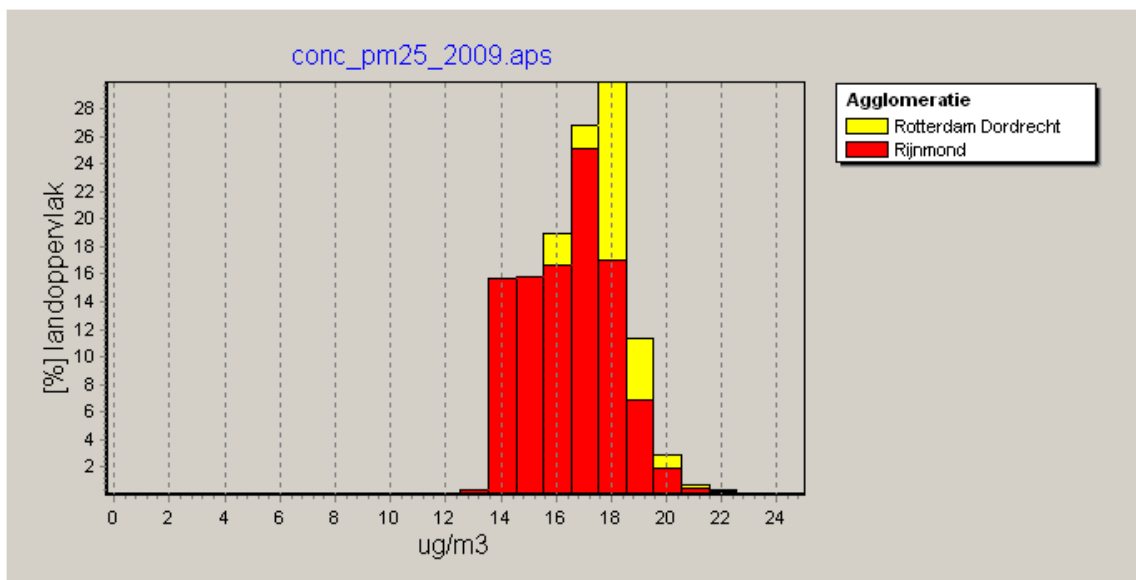
2.3.4 Vergelijking met stedelijke agglomeraties.

Nederland is opgedeeld in een zestal stedelijke agglomeraties, te weten Heerlen-Kerkrade, Eindhoven, Utrecht, Den Haag-Leiden, Amsterdam-Haarlem en Rotterdam-Dordrecht, zie figuur 2.9.



Figuur 2.9 De zestal stedelijke agglomeraties in Nederland

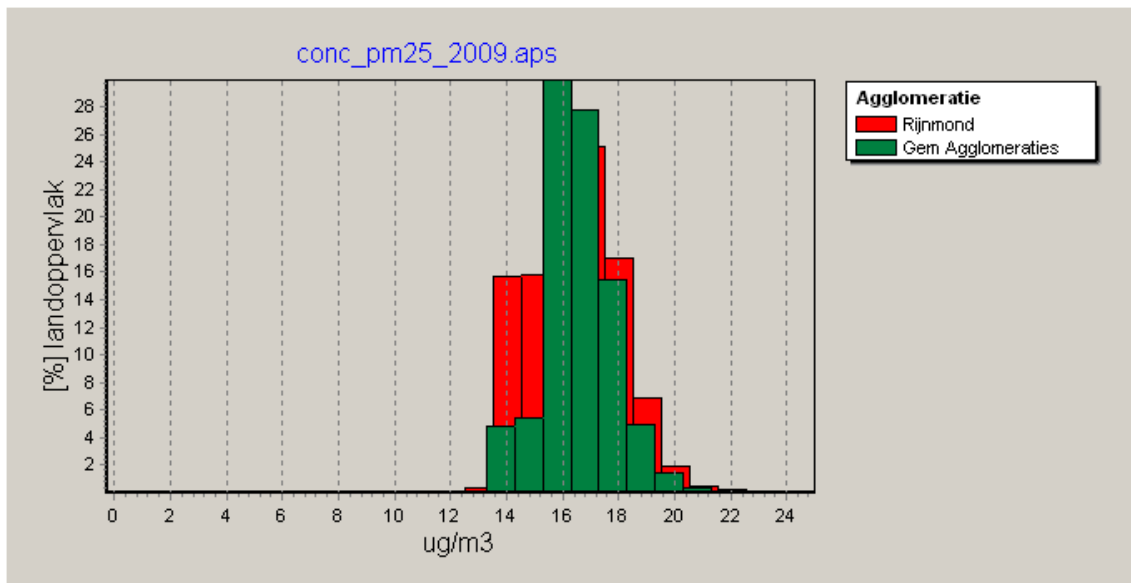
Rotterdam-Dordrecht en de Rijnmond zijn gebieden die elkaar voor een belangrijk deel overlappen en hebben een oppervlak van respectievelijk ca 645 en 900 km². De concentratieverdeling verschilt echter weinig, de Rijnmond heeft alleen relatief meer landelijk gebied met de daarbij horende lagere concentraties, dan Rotterdam-Dordrecht en resulteert in een iets breder histogram, zie figuur 2.10.



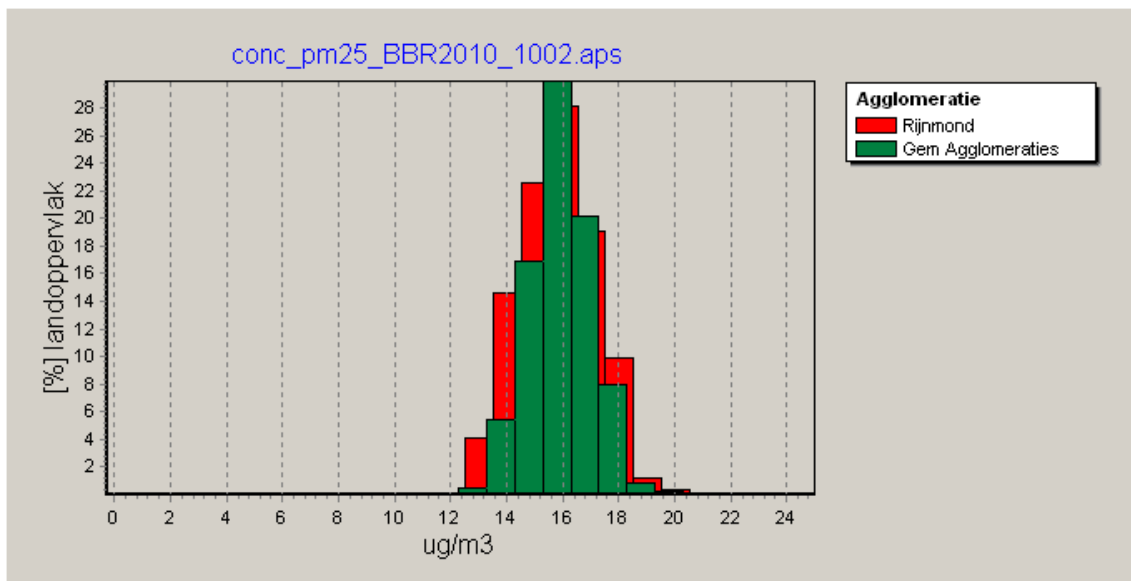
Figuur 2.10 Verdeling concentraties Rijnmond versus Rotterdam-Dordrecht

Van alle agglomeraties samen is een histogram bepaald en vergeleken met die van de Rijnmond. In onderstaande figuren 2.11, 2.12 en 2.13 is dit weergegeven volgens de feitelijke omstandigheden 2009 en vaststaand en voorgenomen beleid voor 2010 en 2020. Te zien is dat de Rijnmond verhoudingsgewijs niet erg verschilt ten opzichte van de samengenomen agglomeraties en tevens dat volgens het vaststaande en voorgenomen beleid de concentratie

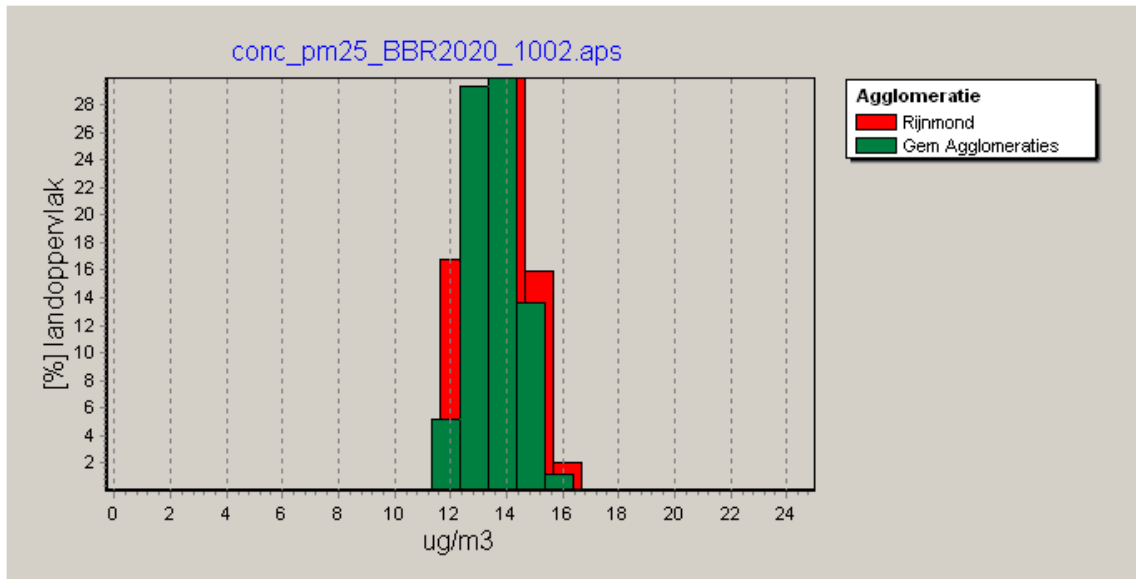
afname in dezelfde mate plaatsvindt. De concentraties in de Rijnmond zijn iets lager dan die van de agglomeraties tezamen.



Figuur 2.11 2009: Gem waarde Rijnmond 16,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, gem waarde Gem Agglomeraties is 16,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



Figuur 2.12 2010: Gem waarde Rijnmond 15,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, gem waarde Gem Agglomeraties is 16,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

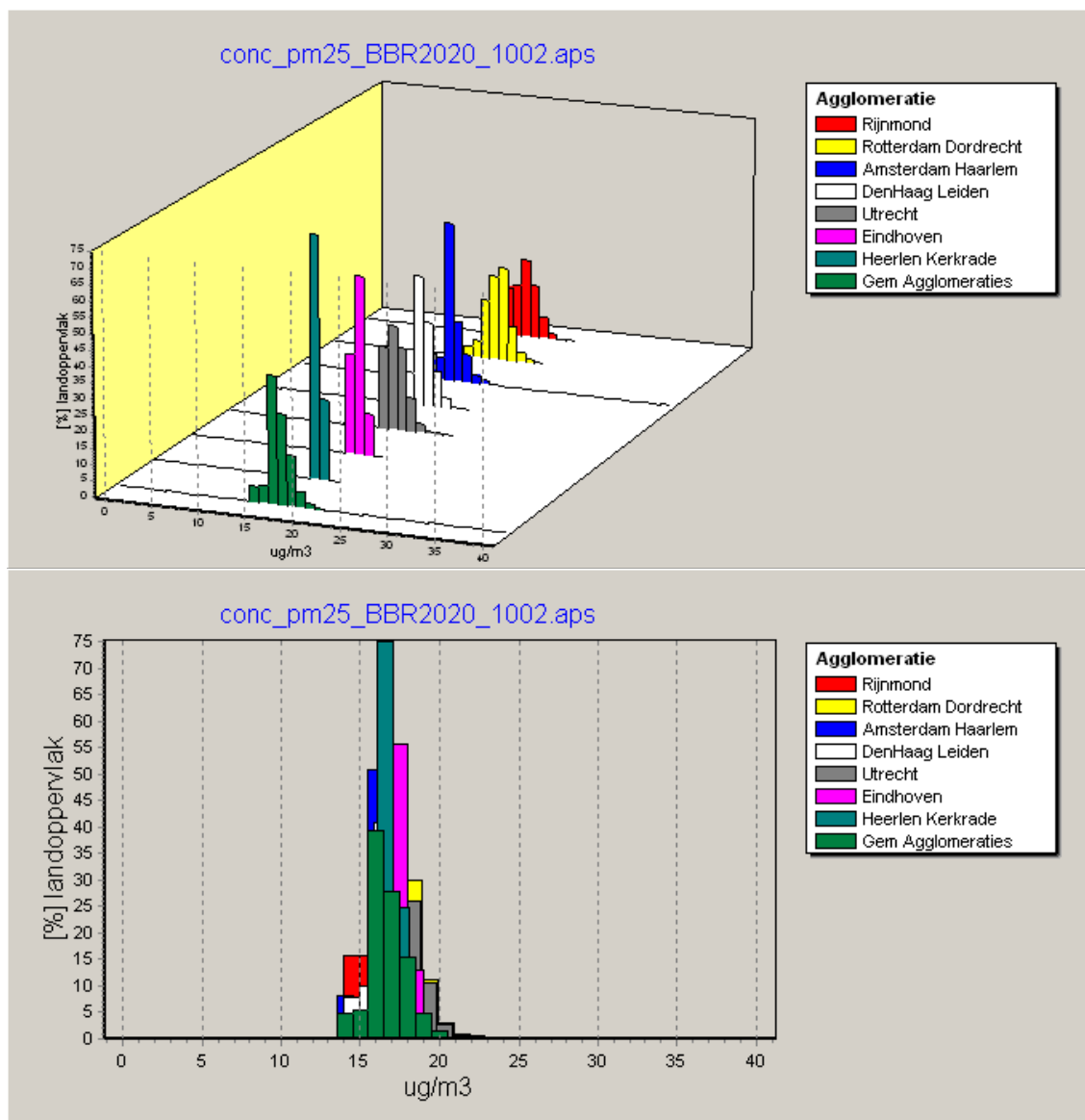


Figuur 2.13 2020: Gem waarde Rijnmond $13,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gem waarde Gem agglomeraties is $13,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$

In onderstaande tabel zijn de gemiddelde concentraties voor elke agglomeratie gegeven. Tevens is aangegeven hoe groot het oppervlak bedraagt van elke agglomeratie. De vergelijking tussen de agglomeraties afzonderlijk is te zien in figuur 2.14 De smalste concentratieverdeling heeft Heerlen-Kerkrade, hetgeen betekent dat er weinig spreiding optreedt in de concentratieverdeling over het beschouwde gebied.

Tabel 2.1 *Gemiddelde concentratie per agglomeratie en de Rijnmond (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)*

Jaar	Aagglomeraties samen	Heerlen-Kerkrade	Eindhoven	Utrecht	Den Haag-Leiden	Amsterdam-Haarlem	Rotterdam – Dordrecht	Rijnmond
Gem conc	2954 km ²	217 km ²	307 km ²	283 km ²	523 km ²	979 km ²	645 km ²	902 km ²
2009	16,7	16,3	16,9	17,4	16,4	16,4	17,3	16,4
2010	16,1	15,8	16,8	16,8	15,8	15,7	16,5	15,8
2020	13,8	13,6	14,2	14,0	13,6	13,5	14,1	13,6



Figuur 2.14 *Percentage landoppervlakt in 2009 met een bepaalde concentratie, getoond voor de Rijnmond en de stedelijke agglomeraties zoals PBL deze onderscheidt in Nederland. Gemiddelde van Gem Agglomeraties is $16,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$*

2.3.5 Conclusies voor het Rijnmondgebied.

De kwantitatieve uitkomsten voor het Rijnmondgebied zijn samengevat in Tabel 2.2. Ter vergelijking is ook het resultaat voor heel Nederland gegeven.

Tabel 2.2 *Gemiddelde, minimum en maximum concentratie voor Regio Rijnmond en Nederland voor 2009 (feitelijke situatie), en voor 2010 en 2020 (vaststaand en voorgenomen beleid)*

Regio Rijnmond concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
Scenario	Feitelijke omstandigheden	Vaststaand en voorgenomen beleid	Vaststaand en voorgenomen beleid
Concentratie	2009	2010	2020
gemiddeld	16,4	15,8	13,6
Max	21,7	20,2	17,5
Min	13,4	13,3	11,7

Nederland concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
Scenario	Feitelijke omstandigheden	Vaststaand en voorgenomen beleid	Vaststaand en voorgenomen beleid
Concentratie	2009	2010	2020
gemiddeld	14,5	14,1	12,2
Max	39,6	36,7	30,9
Min	10,7	10,6	9,5

Rekening houdend met de beperking dat de GCN-kaarten een spatiële resolutie hebben van 1x1 km, en dat er dus geen uitspraken over kleinere gebieden kunnen worden gedaan, zijn er de volgende bevindingen:

2009:

- Nergens in de Regio Rijnmond wordt in 2009 een overschrijding berekend van de jaargemiddelde grenswaarde voor $\text{PM}_{2,5}$ van $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Slechts op enkele plaatsen ligt in dit jaar het jaargemiddelde boven de streefwaarde van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- In 2009 is de concentratie gemiddeld over het hele Rijnmondgebied $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het landelijke gemiddelde over Nederland ligt ca. $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lager. Lokale verhogingen (tot ca. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bovenop het landelijk gemiddelde van $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bevinden zich voornamelijk in het oostelijke deel van het gebied en dan met name in de omgeving van snelwegen. Piekconcentraties veroorzaakt door op- en overslag van droge bulkgoederen zijn te herkennen op de Maasvlakte.

2010-2020:

- De prognose voor 2020, gemaakt op grond van vaststaand en voorgenomen beleidsscenario, laat een daling zien van de gemiddelde concentratie van $15,8$ in 2010 tot $13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2020. Landelijk is dit in 2020 gedaald naar $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en is daarmee gemiddeld nog $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lager dan in de Rijnmond. In 2020 is de hoogst optredende gemiddelde waarde ca. $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (overslagbedrijf Maasvlakte).
- De reductie die voorzien wordt is voornamelijk een gevolg van afname van fijn stof langs de snelwegen en knooppunten; lokaal treedt een vermindering op tot $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Agglomeraties:

- Het Rijnmondgebied vormt geen uitzondering op de andere stedelijke agglomeraties maar heeft vergelijkbare waarden en een vergelijkbare concentratieverdeling voor de $\text{PM}_{2,5}$ concentraties als de andere stedelijke agglomeraties.
- Uit de prognose is eveneens gebleken dat de daling van concentraties in het Rijnmondgebied gelijke tred houdt met die in de andere stedelijke agglomeraties, met gemiddelde waarden die gelijk zijn aan die van de gemiddelde agglomeraties.
- Aannemelijk is dat voor de Regio Rijnmond de gemiddelde blootstellingsindex beneden de $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ligt.

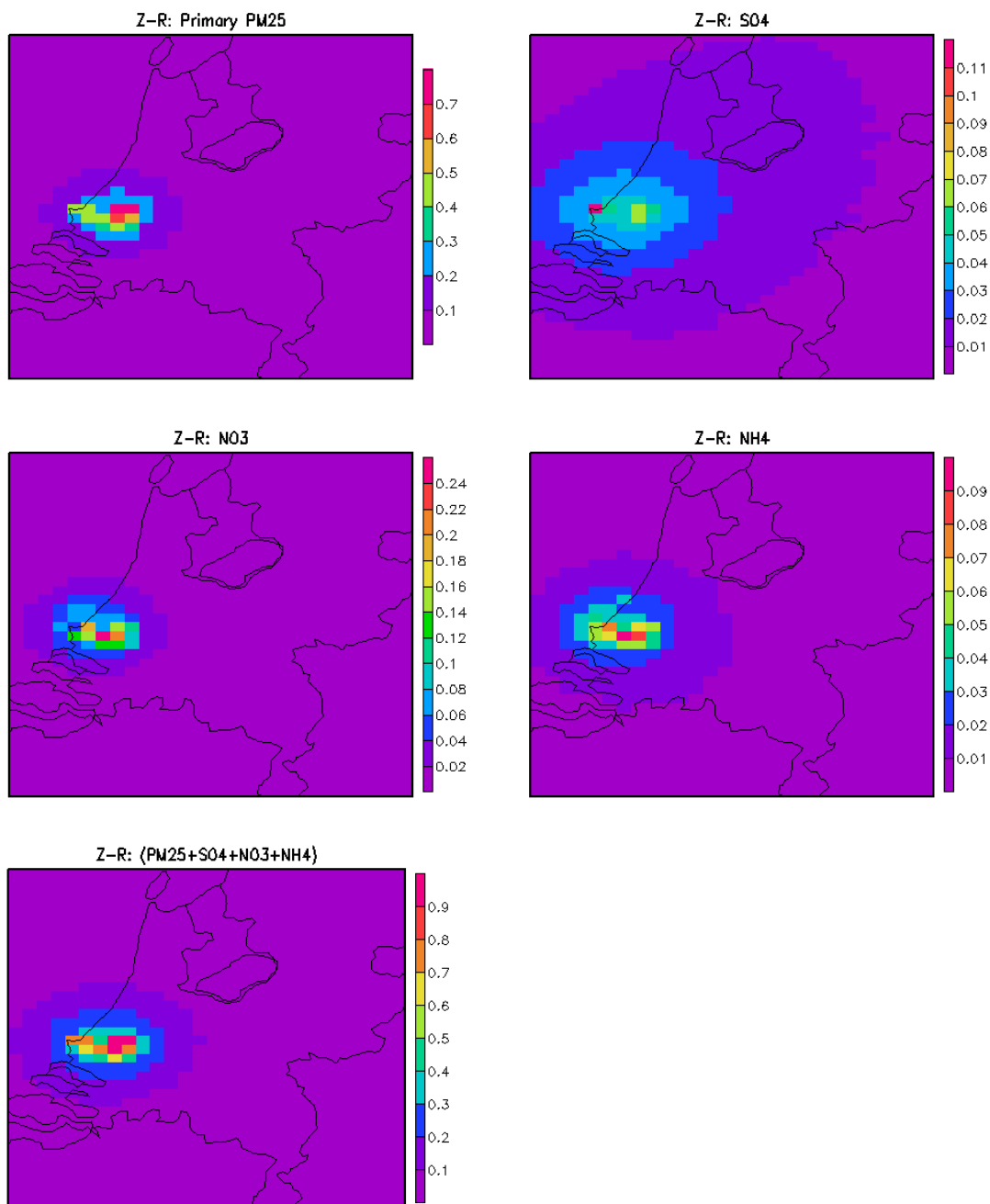
2.4 Berekening LOTOS-EUROS

De tweede vraag was in welke mate beleid, gevoerd door de overheden binnen de Regio Rijnmond, zal leiden tot een verdere afname van $PM_{2.5}$ in het betrokken gebied. Anders gesteld, zullen emissiereducties (bovenop het nationale en EU beleid) in deze regio leiden tot een substantiële (verdere) verlaging van de (lokale) $PM_{2.5}$ concentraties? Om een antwoord te geven op deze vraag worden uitkomsten gepresenteerd van een LOTOS-EUROS voor de periode augustus 2007-augustus 2008. Het betreft de gemodelleerde jaargemiddelde concentraties van $PM_{2.5}$ en enkele bestanddelen. Hier wordt 'ingezoomd' op de Regio Rijnmond. Om een beeld te krijgen van de bijdrage van lokale bronnen is de berekening ook uitgevoerd in het geval dat *alle* bronemissies zijn gehalveerd. Deze emissies betreffen zowel industrie, elektriciteitscentrales als verkeer (d.w.z. wegverkeer, zee- en binnenvaart en de luchtvaart in de nabijheid van het vliegveld).

De hier gebruikte versie van LOTOS-EUROS is dezelfde als die binnen het nationale BOP programma is gebruikt. Voor een beschrijving van het model wordt verwezen naar Schaap et al. (2009). Het model berekent de concentraties van primaire deeltjes ($PPM_{2.5}$), welke als inerte tracers gezien worden. Deze primaire deeltjes bevatten EC, OC en metalen maar zijn niet uitgesplitst in deze modelsimulatie. Voorts wordt de formatie van de secundaire anorganische componenten berekend vanuit de precursors NO_x , SO_x en NH_3 . Het model is toegepast op de BOP periode augustus 2007-augustus 2008.

Het verschil in de uitkomsten van deze twee scenario's is afgebeeld in onderstaande figuur 2.14. De eerste observatie is dat de verschilconcentraties voor $PM_{2.5}$ betrekkelijk gering zijn. Op basis van deze figuren is het *maximum* verschil voor $PPM_{2.5}+SO_4+NO_3+NH_4$ tussen de simulaties bij benadering $1 \mu g/m^3$. Dit is een overschatting omdat de (maximale) verschilconcentraties niet per sé in dezelfde gridcel optreden (zoals de figuren laten zien). Het modelresultaat laat verder zien dat $PPM_{2.5}$ voor het grootste deel dit verschil bepaalt met een bijdrage van $0,7 \mu g/m^3$. Bedacht moet worden dat de schaal van LOTOS-EUROS in deze simulaties ($7 \times 7 \text{ km}^2$) representatief is voor een stedelijke achtergrond. De resultaten zeggen dan ook niets over de effectiviteit van lokale maatregelen om hotspots te reduceren.

De impact van een 50%-reductie in de bronemissies binnen de Regio Rijnmond is dus het hoogst voor de primaire componenten. Van de secundaire componenten is nitraat het meest gevoelig. De reden is dat NO_x voor een groot deel uit wegverkeer komt en aan het oppervlak wordt uitgestoten. SO_2 emissies zijn met name op grotere hoogte (m.u.v. die van zee- en binnenvaart) en hebben minder impact op de grond. De hogere effectiviteit van de primaire emissies is gerelateerd aan de nabijheid van de bron.



Figuur 2.15 *Vershilconcentraties($\mu\text{g}/\text{m}^3$) berekend met LOTOS-EUROS tussen 100% en 50% emissiewaarden (periode augustus 2007-augustus 2008)*

2.5 BOP meetgevens

Aanvullende informatie komt uit studies die verricht zijn binnen het BOP-programma. Onderdeel hierin was een meetcampagne waarin op elke tweede dag de concentratie $\text{PM}_{2.5}$ is bepaald volgens de referentiemethode KFG (EN14907). De meetperiode was augustus 2007 - augustus 2008. Deze metingen vonden o.a. in Schiedam (stadsachtergrond) en in het landelijke gebied vlak bij Cabauw (op ca. 40 km afstand van Schiedam). Het verschil in concentratie en chemische samenstelling tussen beide locaties geeft een aanwijzing omtrent de mate waarin de Regio Rijnmond bijdraagt aan de $\text{PM}_{2.5}$ concentratie.

Deze metingen geven aan dat er geen significant verschil is in concentratie, sterker nog het lijkt erop dat de concentratie in Cabauw hoger is (vermoedelijk veroorzaakt door ammoniak emissies in de omgeving). Nu is het zo dat de meetmethode een marge van onzekerheid kent van ca. 15% door toegestane meeton nauwkeurigheden. Het verschil past in deze marge. Het geeft wel aan dat een toename in concentratie gebaseerd op een meting op slechts één stadslocatie niet voldoet om een meetbaar verschil te kunnen registreren.

Naast de massa aan PM_{2,5} is ook de samenstelling bepaald in het BOP-onderzoek. Alleen de concentratie van de component koolstof is op de locatie Schiedam hoger dan in Cabauw (ten Brink et al., 2009). Het verschil bedraagt 1,0 µg/m³. Op een absolute concentratie van 4.9 µg/m³ in Schiedam is dit verschil, gezien de meeton nauwkeurigheden, statistisch niet significant. De waarde komt wel goed overeen met de geschatte verkeersbijdrage van de omgeving, in de vorm van koolstofemissies, zoals gepresenteerd in paragraaf 2.4. Naast EC is in de Rijnmond regio sprake van (wat) meer zeezout en minder ammoniumnitraat. Ook is het aandeel "onbekend" geringer in stedelijk gebied.

2.6 Conclusies

Resumerend, een reductie van 50% in alle lokale emissies zal een verlaging in de PM_{2,5} niveaus geven van hooguit 1 µg/m³. Dit is ca. 6% van de gemiddelde concentratie in 2009 (16,4µg/m³) waaruit af te leiden valt dat de achtergrondbijdrage voor PM_{2,5} de lokale bijdrage sterk overheerst. Een niet onbelangrijk deel van de afname in concentraties vindt plaats buiten het gebied waar emissies worden gereduceerd. De afname is vooral toe te schrijven aan een vermindering van de verkeeremissies (naast die van wegverkeer ook zee- en luchtvaart). Gesteld kan worden dat maatregelen uitgevoerd in het kader van lokaal beleid dus niet veel (extra) rendement zullen opleveren. In het gunstigste geval zal de afname in emissies (en dus in concentraties) die voortkomen uit de vaststaandbeleidscenari'o's (EURO normen, NEC plafond voor NO_x, SO_x) eerder in de tijd plaatsvinden.

Niettemin heerst de opvatting dat lokaal reductiebeleid wel zinvol kan zijn maar dan om andere redenen. Verkeeremissies, en dan met name de roetdeeltjes die uit de uitlaat komen, spelen een rol in het klimaat effect (zwarte deeltjes in de atmosfeer leiden tot het vasthouden van warmte). Ook zijn roetdeeltjes verdacht als het gaat om gezondheidseffecten; dit wordt verder toegelicht in Hoofdstuk 4. Vermindering van dergelijke emissies is derhalve zeker zinvol. Een bijkomende overweging is dat ofschoon maatregelen in een stedelijk gebied een gering resultaat hebben ter plaatse, een (georkestreerde) actie in 'veel meer' steden (op Europese schaal) naar verwachting een grootschalig effect zal hebben, en dus ook weer gunstig zal zijn voor elk stedelijk gebied afzonderlijk.

2.7 Referenties

- Daniëls, B.W., W.M. van der Maas (Ed.) (2009): *Actualisatie referentieramingen, Energie en emissies 2008-2020*. ECN rapport ECN-E--09-010, Petten.
- Planbureau voor de Leefomgeving (2009): *Concentratiekaarten voor grootschalige luchtverontreiniging in Nederland*. Rapportage 2009, PBL rapport 500088005, Bilthoven.
- Planbureau voor de Leefomgeving (2010): *Grootschalige concentratiekaarten luchtverontreiniging*, Rapportage 2010, PBL rapport 500088006, Bilthoven (nog niet beschikbaar).
- Planbureau voor de Leefomgeving (2010): <http://www.pbl.nl/nl/themasites/gcn/index.html>
- Schaap, M., A.A.M. Manders, E.C.J. Hendriks, J.M. Cnossen, A.J.S. Segers, H.A.C. Denier

van der Gon, M. Jozwicka, F.J. Sauter, G.J.M. Velders, J. Matthijsen en P.J.H. Builtjes (2009): *Regional Modelling of Particulate Matter for the Netherlands*. Technical Background report BOP 5000099008

Ten Brink, H.M., E.P. Weijers, F.Th. van Arkel en D. de Jonge (2009): Carbon (EC/OC) concentrations as derived from routine PM measurements in the Netherlands. BOP report 500099005.

3. Interactie tussen klimaat(verandering) en (veranderende) PM_{2.5} niveaus in de Rijnmond

3.1 Inleiding

De interactie tussen PM_{2.5} en het klimaat is wederkerig. Enerzijds beïnvloedt PM_{2.5} de inkomende zonnestraling en daarmee de zonnewarmte die het aardoppervlak opwarmt; anderzijds wordt de concentratie PM_{2.5} beïnvloed door de klimaatverandering. Hieronder worden deze twee aspecten separaat besproken.

3.2 Effect van PM_{2.5} op het klimaat/klimaatverandering³

3.2.1 Koelende werking: SIA en OC

Op het punt van de beïnvloeding van PM_{2.5} van het klimaat bestaan nog grote wetenschappelijke onzekerheden (IPCC, 2007). Om de interactie te verduidelijken is het van belang te melden dat PM_{2.5} uit verschillende componenten bestaat. Het grootste deel van deze componenten heeft een koelende werking. Deze stoffen zijn “wit” en weerkaatsen een deel van het zonlicht. De weerkaatsing van zonlicht houdt in dat er minder zonnewarmte het aardoppervlak bereikt en daarom hebben die componenten een (directe) koelende werking. Deze is het sterkst afhankelijk van de aantallen deeltjes tussen de 0.1 en 0.5 micrometer, terwijl PM_{2.5} een maat is voor de massa, en daarom veel sterker beïnvloed wordt door de grotere deeltjes.

Vooraf het bestanddeel SIA (Secondary Inorganic Aerosol) is actief. SIA is de benaming voor ammoniumnitraat en ammoniumsulfaat. Ze heten zo omdat ze op een secundaire manier in de lucht komen; ze ontstaan namelijk uit gassen die in de lucht via chemische reacties tot vaste deeltjes (PM) worden omgevormd. De belangrijkste component van SIA, maar ook van PM_{2.5}, in onze contreien is ammoniumnitraat. Dat ontstaat via fotochemische reacties uit NO_x dat voornamelijk van verkeer afkomstig is en uit ammoniak uit de veeteelt. In de regio Rijnmond is er ook een substantiële emissie van NO_x door de industrie. Echter de lokale bijdrage daarvan aan PM is beperkt. In andere gebieden in Europa is ammonium sulfaat belangrijk met zwaveldioxide als een van de voorloper.

Organisch koolstof, bekend onder het acroniem OC, is wit en werkt ook koelend. De hoeveelheid van dit witte koolstof is vaak geringer dan de hoeveelheid SIA in de Rijnmond. Verder trekt SIA sterker water aan en dat is extra weerkaatsend. Vandaar dat SIA effectiever is in haar afkoelende werking dan OC.

3.2.2 Opwarming: Roet/EC/BC

Alle componenten van PM_{2.5} weerkaatsen zonlicht⁴. Echter, het zwarte “roet”, in de vakliteratuur beter bekend als EC (Elementary Carbon) of in dit verband BC (Black Carbon), absorbeert

³ Aerosol is de benaming voor PM in de meteorologie. Het effect van PM op het klimaat heet daarom (ook) het aerosol-effect in de bekende rapporten van het IPCC. Het effect van PM-deeltjes, “aerosolen”, is beperkt tot het zonlicht van een korte golflengte omdat de interactie tussen licht en PM-deeltjes het sterkst is voor deeltjes met dezelfde of kleinere golflengte als het licht. Een gemiddeld deeltje heeft een grootte van ca. 0.5 micrometer en dat is midden in het zichtbare gebied.

het zonlicht en heeft daarmee een opwarmende werking. Dat komt omdat de opgenomen zonnearmte bijna direct wordt afgegeven aan de omringende lucht. Roet neemt veel zonnearmte op, maar toch is het opwarmende effect in onze omgeving beperkt vergeleken met de koelende werking van de componenten SIA en OC. Dit komt omdat PM maar voor een relatief klein deel uit EC (of BC) bestaat, en voor het grootste deel uit reflecterend materiaal. SIA en OC reflecteren de rechtstreeks inkomende straling die anders voor het overgrote deel zou worden geabsorbeerd aan het aardoppervlak.

Begin deze eeuw is een groot onderzoek uitgevoerd naar de grootte van de invloed van PM op de stralingsbalans op Cabauw (ten Brink et al., 2001). De metingen wezen uit dat de directe lokale koelende werking van PM gemiddeld -3 W/m^2 is en de opwarmende werking $+1 \text{ W/m}^2$. Dat is veel in vergelijking met de globaal gemiddelde 3 W/m^2 opwarming door broeikasgassen. De modellen van IPCC geven een vergelijkbare voorspelling (zie figuur A1 in Bijlage A). Daarmee lijkt de grootte van de directe afkoeling door aerosol toch redelijk te kunnen worden ingeschat. De instantane koeling door het aerosol was op de meetdagen, met oostenwind, -11 W/m^2 . Dit is een waarde die ook op dergelijke dagen (met stagnerend weer) in de zomer zou kunnen gelden voor het urban Heat Island Effect (zie hiervoor verder in paragraaf 3.2.4). Anders is het met het indirecte effect waarvan de onzekerheid veel groter is (zie paragraaf 3.2.5 en figuur A1).

3.2.3 Effect van $\text{PM}_{2.5}$ op de temperatuur

Het is momenteel niet goed bekend op welke wijze $\text{PM}_{2.5}$ het klimaat op de schaal van een continent als Europa beïnvloedt. Daartoe zijn de klimaat- en weermodellen nog niet verfijnd genoeg. Recent is een poging ondernomen (Vautard et al., 2009) via statistische weg het effect in te schatten. Dat is gebeurd via een correlatie van de trend in de temperatuur tegen de trend in de hoeveelheid PM. Daarbij is de component sulfaat gebruikt als surrogaat voor PM. De analyse is gebeurd over het laatste decennium en voor een groot aantal meetstations. Daaruit blijkt een duidelijke opwarming. De studie geeft aan dat de helft van de opwarming in Europa in de afgelopen jaren verklaard zou kunnen worden door een vermindering in PM.

De vermindering in $\text{PM}_{2.5}$ lijkt vooral te danken aan een sterk verminderde uitstoot van zwaveldioxide in de Oost-Europese landen.

3.2.4 Urban Heat-island effect en $\text{PM}_{2.5}$

Er is wellicht een effect van $\text{PM}_{2.5}$ op het klimaat dat wel lokaal van aard is, en dan op dagen dat de temperatuur in de stad duidelijk hoger is dan er buiten, dit is het zgn. Urban Heat-Island (UHI) effect. Het modererende effect van de koelende $\text{PM}_{2.5}$ -componenten op het lokale Heat-Island Effect door deze verhoogde reflectie van zonnearmte lijkt nog niet te zijn gekwantificeerd volgens een eigen literatuur-onderzoek. Aangetekend moet worden dat het grootste UHI-effect 's nachts plaats heeft omdat er dan de minste luchtbeweging is. Aerosolen hebben hun werking juist overdag als de zon schijnt. De zonneinstraling leidt echter dan tot het optreden van convectiewinden waardoor temperatuursverschillen kleiner worden of zelfs verdwijnen (o.a. door de aanvoer van koelere lucht van buiten de stad).

3.2.5 Indirecte effecten van $\text{PM}_{2.5}$

Naast de directe invloed van $\text{PM}_{2.5}$ door de interceptie van zonnearmte heeft $\text{PM}_{2.5}$ door het deeltjeskarakter ook effecten op de wolken, mist en neerslag. Dit effect staat bekend als indirect effect, zie figuur A.2 in bijlage A. Het is een vrij gecompliceerde materie omdat het een effect is

⁴ Bedacht dient te worden dat de effecten van $\text{PM}_{2.5}$ op het klimaat grootschalig zijn. In het hypothetische geval dat er één grote lokale aerosolbron zou zijn is er een instantane lokale afkoeling maar door de wind wordt warmere lucht uit de omgeving aangevoerd en dit 'verdunt' de afkoeling over een grotere ruimtelijke schaal.

dat $PM_{2.5}$ op zeer indirecte wijze uitoefent. $PM_{2.5}$ bestaat uit deeltjes. Rond deze deeltjes ontstaan de druppels waaruit wolken bestaan.

In gebieden waarin het aantal $PM_{2.5}$ deeltjes door emissies hoog is bevatten de wolken veel meer druppels. Dergelijke wolken weerkaatsen meer zonlicht en dat staat bekend als het Indirecte Aerosol Effect. Aerosol is de meteorologische benaming voor $PM_{2.5}$ -deeltjes.

Wolkendruppels groeien uit tot de veel grotere regendruppels en de vraag is of een andere wolkenamenstelling ook een andere neerslag oplevert. Dit is en was wel het uitgangspunt bij de pogingen om regen te stimuleren via inbreng van extra deeltjes. Nog altijd zijn de wetenschappers het niet geheel eens over de werking van dit proces.

Wolken en neerslag

In de regio Rijnmond is het aantal deeltjes $PM_{2.5}$ lokaal iets verhoogd (zie Tabel 2.2) door lokaal verhoogde emissies. Dat zou lokaal de wolken kunnen beïnvloeden. Een dergelijke beïnvloeding is goed te zien bij een geïsoleerde pluim van een schip of grote centrale die in de wolken emitteert. Op die plek heeft de wolk een veel wittere kleur, een teken dat ze meer zonlicht weerkaatst.

Het effect wordt hier besproken onder de titel $PM_{2.5}$ maar de werkelijke effecten worden veroorzaakt door deeltjes die een grootte hebben van ca. 0.2 micrometer waarvan wordt aangenomen dat ook deze (enigszins) verhoogd optreden in het Rijnmondgebied. Die moeten dan wel als eigenschap hebben dat ze vocht aantrekken. SIA-deeltjes hebben die eigenschap en daarom zijn die componenten van het grootste belang in het indirecte effect.

Boers (privé mededeling, 1998) heeft uit vliegtuigmetingen in het nationale project CLARA een aanwijzing dat het aantal druppels aan de benedenwindse kant van de Rijnmond significant hoger was dan aan de bovenwindse zijde. De invloed van het indirecte aerosol effect is grootschalig. In een recent nationaal onderzoek is nagegaan wat de invloed op het klimaat zou kunnen zijn van het indirecte aerosol effect in Europa. Zelfs op een dergelijke schaal is het nog niet mogelijk gebleken dit effect goed te kwantificeren.

De emissies van $PM_{2.5}$ deeltjes in de Rijnmond veroorzaken een verandering in de lokale wolken, maar of dit leidt tot verandering in neerslaghoeveelheden is niet bekend. Zoals boven al is gemeld voor het maken van regen, is er over het effect van niet bedoelde extra deeltjes op de regen geen eenduidigheid. Er is een wat ouder KNMI-rapport (Slob, 1989) over het klimaat in het Westland met metingen waarbij het lijkt dat er daar meer neerslag is. Er lijkt wel een verandering (vermindering) van neerslag in de vorm van motregen te kunnen voorkomen, maar dat is dan in gebieden met langdurige laaghangende bewolking (IPCC, 2007). Maar zelfs hierover bestaat sinds recent geen wetenschappelijke eenduidigheid (meer).

Mist

Mist is een zeer lokaal fenomeen. Mist is bewolking aan de grond en de dichtheid van de mist wordt op dezelfde wijze door de $PM_{2.5}$ deeltjes (of aerosolen) beïnvloed als de wolken via het indirecte effect. Mist die op meer deeltjes ontstaat is veel dichter (meer en kleinere druppels). Een voorbeeld is de mist met oud en nieuw die ontstaat tijdens vuurwerk; in een dergelijke mist is het zicht soms beperkt tot enkele meters

Er lijkt een relatie tussen concentratie $PM_{2.5}$ en de dichtheid van de mist (van Oldenborgh et al., 2009) en derhalve is de verwachting dat bij afname van $PM_{2.5}$ ook de dichtheid en zelfs de frequentie van de mist zal afnemen.

3.2.6 Reductie van PM_{2.5} en effecten op het klimaat

Er is een duidelijk effect van PM_{2.5} op het klimaat. Echter, de afkoelende werking (en de opwarming door roet) is een grootschalig gebeuren en het is niet zo dat het de lokale PM_{2.5} een grote invloed kan hebben vergeleken met het totaal aan PM_{2.5}.

Een lokale invloed van PM_{2.5} is er wel op de mist. Deze neemt af bij afnemende PM levels. Echter de beïnvloeding van het zicht op Rotterdam-airport door PM vanuit het Rijnmondgebied is vermoedelijk beperkt doordat mist weinig optreedt bij een zuidwestelijke windrichting (vanuit het Rijnmondgebied) met de daarbij behorende (gemiddeld genomen) hogere windsnelheden.

Wat betreft het Heat-Island Effect heeft vermindering van de lokale emissies wellicht een opwarmend effect. Dit geldt dan in situaties met bijna volledig windstil weer waarbij de lucht in de regio circuleert. Over mogelijke effecten van PM_{2.5} (deeltjes) op de lokale neerslag via een aantoonbare verandering in de wolkenstructuur is geen eenduidige literatuur gevonden.

Vermindering van de hoeveelheid roet/EC is altijd voordelig. Roet warmt op en daarmee gedraagt het zich als een echte broeikascomponent. De vraag is of extra lokaal beleid voor roet/EC nodig is gezien de strikte regels voor de emissie van de diesellootvoertuigen die de roet uitstoten. Via de komende EURO-normen zal de emissie binnen tien jaar sterk zijn verminderd. Emissies van zgn. off-road voertuigen en vaartuigen lijkt in Nederland en in casu het Rijnmond gebied weinig bij te dragen aan de huidige roetniveaus. Hoe dit zal zijn na de invoering van de strikte EURO-normen voor het verkeer is niet bekend, maar in absolute zin zal deze bijdrage dan niet groot kunnen zijn.

3.3 Klimaatverandering en de gevolgen voor PM_{2.5}

De recente KNMI klimaat scenario's beschrijven 4 mogelijke veranderingen in de weerpatronen in het jaar 2050 vergeleken met 1990 (van den Hurk, 2006). Alle voorspelen ze een toename in de gemiddelde temperatuur. Voor de lokale concentratie PM_{2.5} is het van belang dat twee van de scenario's, een verandering voorspellen in de lucht circulatie patronen over Europa, met meer stagnerende weersomstandigheden in onze omgeving. Dit gaat samen met transport van of verontreinigde lucht vanuit de Europese brongebieden van PM_{2.5}, zoals het nabije Duitsland. Het stagnerende weer zorgt er verder voor dat ook de lokale verontreiniging blijft "hangen".

Continentele lucht heeft weinig bewolking waardoor de aanmaak van SIA via de fotochemie (dus onder invloed van zonlicht) wordt versterkt. Daarentegen zal de uitstoot van de voorlopergassen van de SIA in de toekomst verminderen door SO₂- en NO_x-reductie. Verder is het zo dat in onze regionen de belangrijkste component van PM_{2.5}, ammoniumnitraat, een halfvluchtige stof is waarvan de concentratie afneemt met de temperatuur. Dat gebeurt vooral in de zomer.

Het effect van een toename in de temperatuur op de concentratie ammoniumnitraat is voor de regio Los Angeles gemodelleerd (Jacob et al., 2009). In deze studie wordt op basis van metingen geconcludeerd dat de concentratie ammoniumnitraat (in de regio Los Angeles) vermindert met 15% per graad Celsius temperatuurverhoging. Zo'n verandering zou corresponderen met een reductie tussen 0.5 and 1 µg/m³ in de massa concentratie PM_{2.5} in Nederland.

Ammoniumnitraat is de belangrijkste PM-component in Nederland. In Los Angeles is ammoniumnitraat (ook) al lang de belangrijkste PM-component en wordt daar al sinds de jaren '70 gemeten. Door een ander temperatuursregime lijkt een exponentiele vermindering in de concentratie ammoniumnitraat voor Nederland meer voor de hand te liggen. Een vergelijkbare studie als die van Jacob lijkt dan ook gewenst voor de lokale Nederlandse situatie.

Resumerend

De verandering van klimaat die voor Nederland wordt voorzien zou vooral effect kunnen hebben op de concentratie van de belangrijkste component van PM_{2.5}, de stof ammoniumnitraat. Er

kan een versnelde vorming voorkomen en door meer stagnerend weer een grote ophoping. Daar staan twee effecten tegenover:

- er zal een sterke afname zijn van de NO_x-emissies.
- er is een afname in de hoeveelheid ammoniumnitraat door extra verdamping bij de voorspelde hogere temperatuur door het halfvluchtige karakter van de stof.

Bijkomend is de vraag hoeveel van de PM_{2.5} en dan vooral de PM_{2.5} die via een fotochemische weg wordt gevormd ook van lokale bronnen afkomstig is. De noodzakelijke ammoniak komt overigens uit de agrarische sector die zijn bronnen vooral kent in de meer oostelijke gebieden van ons land en het aanpalende buitenland.

Gezien de geringe invloed van lokale emissies op de PM_{2.5} niveau's ter plaatse, en het gegeven dat het gemiddelde weer (oftewel het klimaat) niet bepaald wordt door lokale effecten, is het belang van de eigen emissies in het Rijnmond gebied op het klimaat zeer beperkt.

3.4 Referenties

Brink, H.M. ten, P. Stammes, J.S. Henzing, W.H. Knap, D.P.J. Swart, A. Apituley en J.B. Bergwerff (2001): *The effect of aerosol on closure of the regional short-wave radiation balance : CLOSAeR Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change (NRP)*, Report no. 410 200 087, Bilthoven (2001). ECN-RX--01-042

Jacob, D.J. en D.A. Winner (2009): *Effect of climate change on air quality*. Atmospheric Environment, 43, 51-63.

Oldenborgh, G.J. van , P. Yiou en R. Vautard (2009): *On the roles of circulation and aerosols in the decline of mist and dense fog in Europe over the last 30 years*. Atmos. Chem. Phys. Discuss., 9, 23987-24027, 2009.

Slob, W.H. (1989): *Klimaat-onderzoek Westland ten behoeve van kustuitbreiding*. KNMI publicatie nr. 175.

Vautard, R., P. Yiou en G.J. van Oldenborgh (2009): *The decline of fog, mist and haze in Europe during the last 30 years: a warming amplifier?* Nature Geoscience, 2009, 2, 115-119.

3.5 Literatuur voor verdere lezing

IPCC-rapporten; vrij toegankelijk via internet:

http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.htm#1

Verder ook de onder wetenschappers populaire site www.realclimate.org:

<http://www.realclimate.org/index.php/archives/2007/02/aerosols-the-last-frontier/>
<http://www.realclimate.org/index.php/archives/2009/04/yes-more-aerosols-comment-on-shindell-and-faluvegi/>

<http://www.realclimate.org/index.php/archives/2009/04/aerosol-formation-and-climate-part-i/>

Groot, G.J. de; H.M. ten Brink, A.T. Vermeulen, P.J.H. Builtjes, M. Schaap, M. van Loon en G. de Leeuw (2003): *Klimaatverandering in relatie tot aerosolen: samenvattend rapport*. ECN-C--03-031.

Verheggen, B. en E.P. Weijers (2009): *Climate Change and the impact of aerosol, a literature review*. ECN-E--09-095.

4. Relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid in een stedelijk gebied

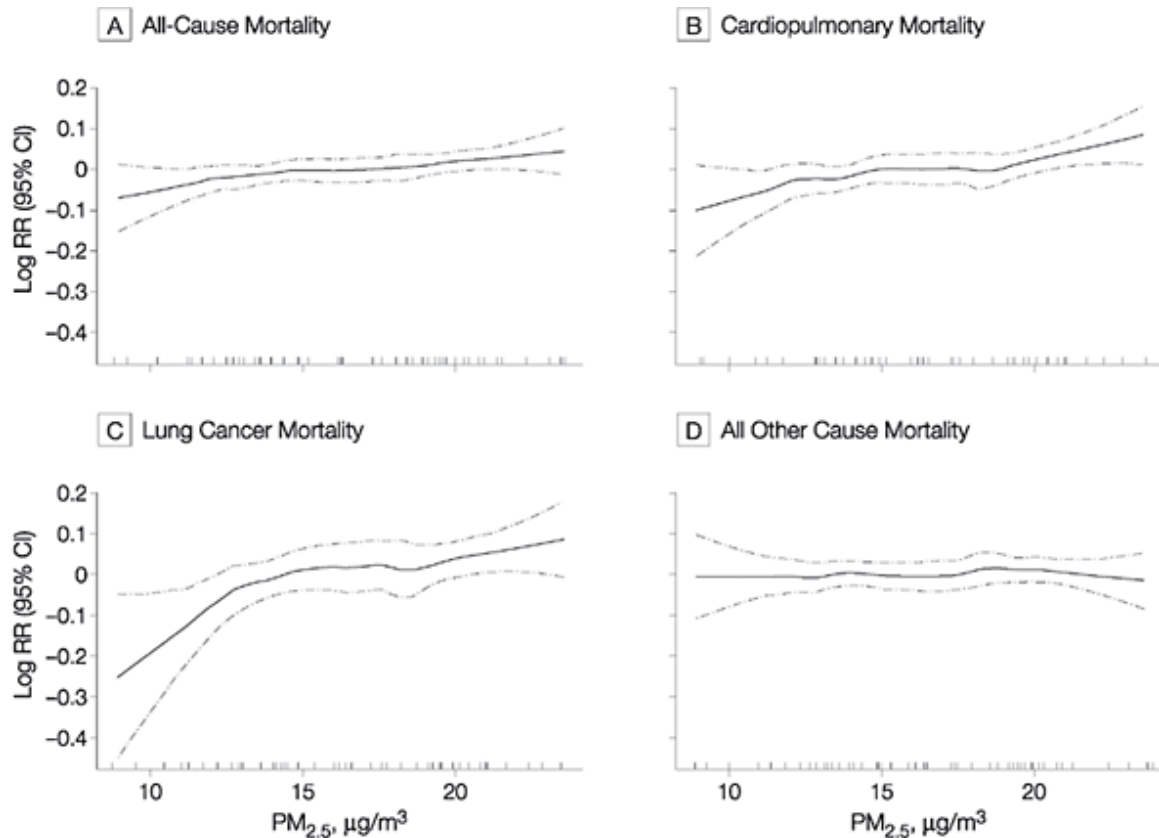
4.1 Inleiding

Een groot aantal studies heeft aangetoond dat verontreiniging van de buitenlucht effecten heeft op de volksgezondheid ((World Health Organization, 2006). Deze gezondheidseffecten treden ook op bij de hedendaagse concentraties luchtverontreiniging. In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de gevonden gezondheidseffecten (paragraaf 4.1), waarna vooral ingegaan wordt op welke componenten van het complexe mengsel van luchtverontreinigende stoffen belangrijk zijn (paragraaf 4.2). Uit recent onderzoek is wel duidelijk geworden dat meerdere componenten verantwoordelijk zijn voor de gevonden gezondheidseffecten.

4.2 Karakterisering gezondheidseffecten

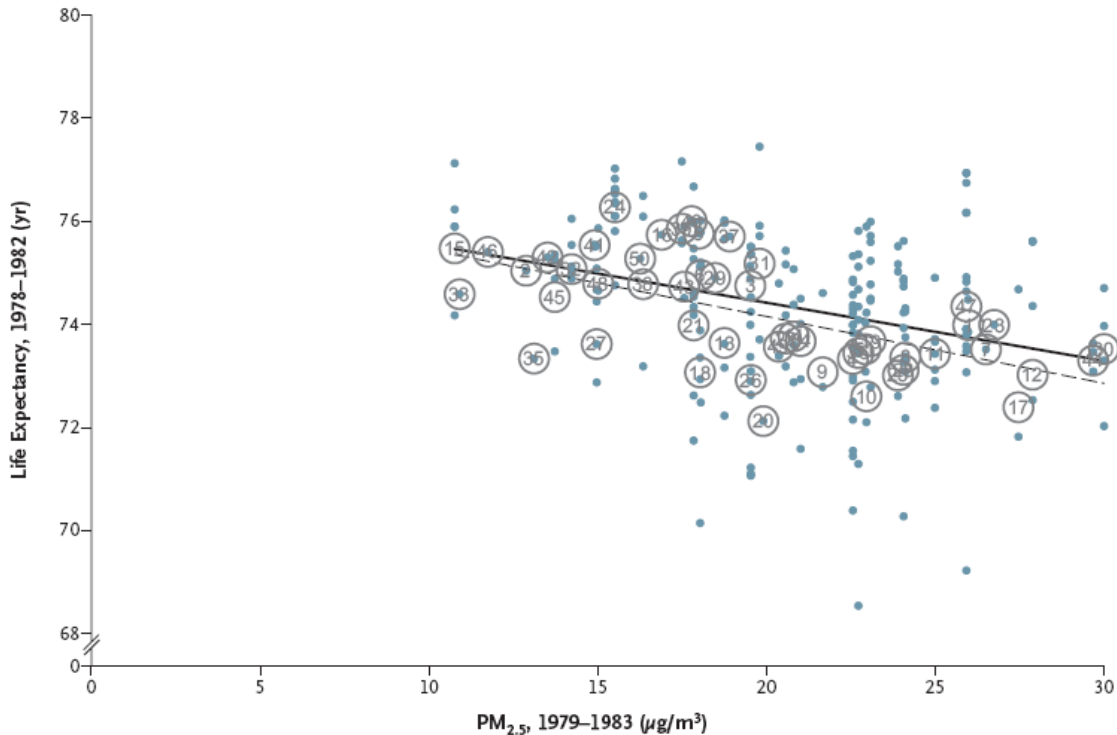
Een belangrijke bevinding van recent epidemiologisch onderzoek is dat er geen sprake lijkt te zijn van een drempelwaarde waar beneden geen effecten op de gezondheid optreden (World Health Organization 2006). De meeste studies vinden lineaire relaties tussen de hoogte van de concentratie luchtverontreiniging en de mate van gezondheidsverlies bijvoorbeeld aantal extra ziekenhuisopnamen voor astma. Figuur 4.1 geeft een voorbeeld. Dit heeft twee belangrijke consequenties voor het beleid. Ten eerste betekent het dat er ook onder de huidige luchtkwaliteitsnormen effecten op de gezondheid optreden. Ten tweede betekent het dat maatregelen die de luchtkwaliteit verbeteren, de volksgezondheid zullen verbeteren, ook als de concentraties boven de norm blijven. Ook geldt dat hoe verder de concentratie beneden de norm is, hoe meer gezondheidswinst geboekt wordt. Figuur 4.1 geeft ook een beeld welke aandoeningen met name beïnvloed worden: hart-en vaatziekten, luchtwegziekten en longkanker.

Onderzoek heeft duidelijk gemaakt dat buitenluchtverontreiniging tot een scala aan negatieve gezondheidseffecten kan leiden ((World Health Organization 2006). Verhoogde daggemiddelde concentraties leiden tot verhoogde dagelijkse sterfte aan vooral hart- en vaatziekten en luchtwegziekten, verhoogde ziekenhuisopnamen voor dezelfde ziekten. Ook is een verergering van (astmatische) luchtwegklachten en verminderde longfunctie aangetoond. Effecten van lange termijn blootstelling blijken uit volksgezondheidsoogpunt belangrijker te zijn. Dit uit zich in grotere relatieve risico's op dezelfde aandoening. Een toename van de fijn stof concentratie met $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ leidt tot circa 0.3-0.6% toename in sterfte tengevolge van korte-termijn-blootstelling, terwijl het effect van lange-termijn-blootstelling circa 6% extra sterfte is (WHO 2006). Gezondheidseffecten omvatten onder meer vervroegde sterfte t.g.v. hart- en vaatziekten en luchtwegziekten, verminderde longfunctie(groei) en chronische luchtwegklachten. Experimenteel onderzoek heeft verschillende mechanismen aan het licht gebracht waarmee luchtverontreinigende stoffen deze effecten kunnen veroorzaken (Brunekreef and Holgate 2002). Vooral oxidatieve stress en daaruit voortvloeiende ontstekingsreacties spelen een rol.



Figuur 4.1 *Relatie tussen lange termijn blootstelling aan $PM_{2.5}$ en sterfte in de grootste Amerikaanse studie (Pope, Burnett et al. 2002). RR is relatief risico, 95% CI is 95% betrouwbaarheidsinterval. De verticale as is weergegeven als de natuurlijke logaritme van het RR, waarbij een $RR=1$ ($\ln RR = 0$) is gedefinieerd bij de gemiddelde $PM_{2.5}$ concentraties. Bij concentraties lager dan het gemiddelde is het RR daarom kleiner dan 1. De figuur kan gebruikt worden om de relatieve risico's van lage en hoge concentraties te vergelijken, maar is hier opgenomen om de afwezigheid van een drempelwaarde te illustreren.*

Een belangrijke recente studie in de Verenigde Staten heeft onderzocht of maatregelen die de concentratie fijn stof ($PM_{2.5}$) verlaagd hebben tussen 1980 en 2000 ook tot gezondheidswinst hebben geleid (Pope, Ezzati et al. 2009). Figuur 4.2 laat zien dat in die gebieden met de grootste verbetering in luchtkwaliteit, de grootste winst in levensverwachting is geboekt. Dit zijn resultaten gecorrigeerd voor trends in de tijd van andere risicofactoren, zoals roken. Verder is duidelijk dat overal in de Verenigde Staten een toename van de levensverwachting optrad, onafhankelijk van de verandering in luchtkwaliteit. Dit is een gevolg van veranderingen in ander risicofactoren (bijvoorbeeld minder roken) en verbeteringen in medische zorg. De auteurs schatten dat de verlaging in $PM_{2.5}$ concentratie verantwoordelijk was voor 15% van de winst in levensverwachting, een substantiële en plausibele fractie. Het is niet te verwachten dat luchtverontreiniging een groter effect op de totale sterfte heeft.



Figuur 4.2 *Relatie tussen reductie in $PM_{2.5}$ concentratie (1980-2000, horizontale as) en de verandering in levensverwachting (verticale as, jaren) in de Verenigde Staten. Elke stip is een Amerikaanse regio.*

4.3 Gezondheidsrelevante componenten van het mengsel

Luchtverontreiniging is een complex mengsel van stoffen, veroorzaakt door een scala van bronnen. Voor het beleid is het belangrijk te weten welke stoffen het grootste risico voor de gezondheid met zich meebrengen.

4.3.1 Genormeerde stoffen

Van de stoffen waarvoor nu een luchtkwaliteitsnorm bestaat, zijn vooral fijn stof (PM_{10} , $PM_{2.5}$), stikstof dioxide (NO_2) en ozon (O_3) nu van belang voor de gezondheid (Brunekreef and Holgate 2002). Door de sterk gedaalde concentraties is de concentratie zwaveldioxide niet langer een belangrijke indicator voor gezondheidseffecten. Wel is zwaveldioxide een precursor voor de vorming van sulfaat aerosol een belangrijke component van fijn stof. Het blijft daarom ook vanuit het oogpunt van volksgezondheid van belang om zwaveldioxide emissies te reguleren. In sectie 4.3.2 wordt verder ingegaan op gezondheidseffecten van sulfaat.

Lang was de gedachte dat vooral deeltjes kleiner dan 2.5 micrometer verantwoordelijk zijn voor de aan fijn stof gerelateerde gezondheidseffecten. Meer recent is duidelijk geworden dat ook in de grove stof fractie toxische componenten aanwezig zijn ((Brunekreef and Forsberg 2005). De aangetroffen gezondheidseffecten van grof stof zijn vooral met kortdurende blootstelling. Zeer recent hebben studies in Barcelona en Cyprus effecten van Sahara-stofstormen laten zien (Middleton, Yiallourous et al. 2008). De auteurs speculeren dat dit vermoedelijk een gevolg is van aan grof stof gehechte toxische componenten bijvoorbeeld organische componenten of metalen uit emissies van scheepvaart, tijdens transport over de Middellandse Zee. De gedachte is dus niet dat zanddeeltjes sec gezondheidseffecten teweegbrengen. Er zijn geen aanwijzingen voor effecten van lange termijn blootstelling aan grof stof. Er zijn echter maar weinig studies naar lange-

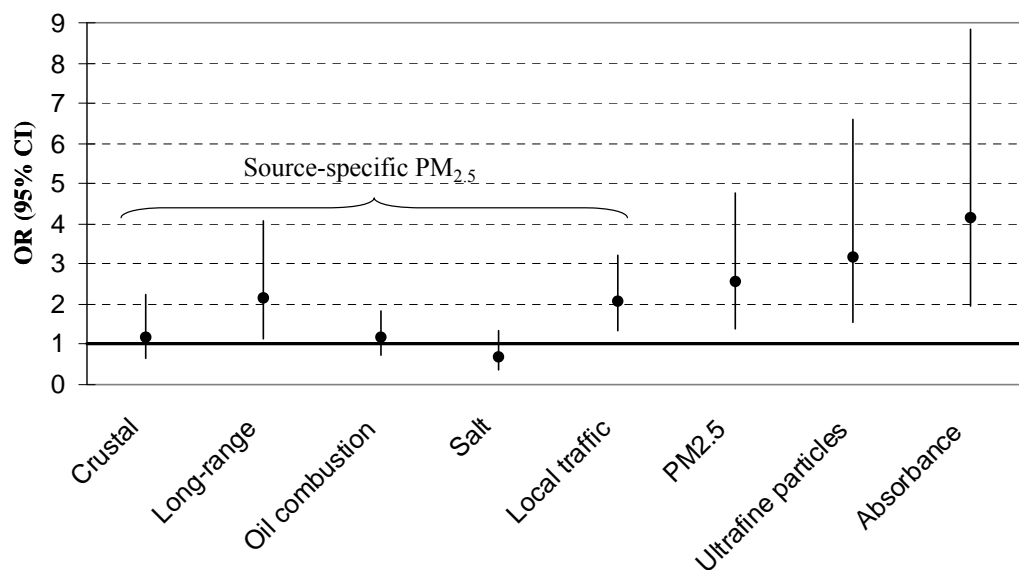
termijn-blootstelling aan grof stof uitgevoerd. In de grote Amerikaanse studie die veel gebruikt voor risicoschatting van $PM_{2.5}$, was geen relatie met grof stof aanwezig (Pope, Burnett et al. 2002). Een experimentele studie in ratten bevestigde dat zowel de fijne als de grove stoffractie gezondheidsrelevant is (Gerlofs-Nijland, Dormans et al. 2007). In het grove stof waren elementen afkomstig van slijtage van remmen en banden van belang. In de Verenigde Staten is daarom naast een norm voor fijn stof ook een norm voor grof stof opgenomen. In Europa is ervoor gekozen om zowel een $PM_{2.5}$ als een PM_{10} norm te hanteren.

Zowel voor PM_{10} als voor $PM_{2.5}$ geldt dat ze niet geschikt zijn om het effect van lokale verkeersemissies op luchtkwaliteit en gezondheid te beschrijven. De invloed van een weg is gewoonlijk gering, tengevolge van de hoge achtergrondbelasting. Een geringe verandering van de PM_{10} of $PM_{2.5}$ concentratie geeft dus slechts een beperkte indicatie over de verwachte verandering in gezondheid. Dit geldt zowel voor verhoging van de concentratie (nieuwe bron of bouw van een gevoelige locatie nabij een drukke weg) als vermindering van concentraties (verkeersmaatregelen). Er zijn andere componenten in het stof die gezondheidsrelevant zijn en grotere contrasten in relatie met gemotoriseerd verkeer geven, zoals roet, organische koolstof, ultrafijn stof of PAK's. PM_{10} en $PM_{2.5}$ blijven wel goed indicatoren voor het verwachte gezondheidsverlies op een grotere ruimtelijke schaal.

Over stikstofdioxide bestaat een uitgebreide discussie of de stof zelf verantwoordelijk is voor gezondheidseffecten of dat het vooral een indicator is van verbrandingsemissies (World Health Organization 2006). Zeer waarschijnlijk is het vooral een indicator, maar bij hoge concentraties zijn ook directe effecten in gevoelige personen niet uit te sluiten. Uit experimenten bij astmatische menselijke vrijwilligers blijken effecten op de luchtwegen pas op te treden vanaf uurgemiddelde concentraties boven de $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en ook dan zijn studies niet consistent. Bij gezonde mensen treden pas effecten bij uurgemiddelde concentraties van enkele 1000-en $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De WHO concludeert dan ook dat de korte-termijnnorm van $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voldoende bescherming biedt voor de directe effecten van stikstofdioxide. Voor het beleid is de belangrijkste consequentie dat specifieke maatregelen gericht op NO_2 mogelijk niet tot gezondheidswinst kunnen leiden terwijl bredere maatregelen die het gehele mengsel betreffen dit vermoedelijk wel doen.

4.3.2 Primair en secundaire stof componenten

Het wordt nu algemeen aangenomen dat niet alle componenten van fijn stof even schadelijk zijn. Twee onderzoeken laten zien dat vooral deeltjes uit verbrandingsprocessen schadelijk zijn, terwijl zeezout en door de wind opgewaaid stof niet schadelijk waren in deze studies (Laden, Neas et al. 2000; Lanki, de Hartog et al. 2006) zie figuur 4.3 en 4.4. Uit beide studies blijkt dat naast deeltjes uit het verkeer ook deeltjes uit andere bronnen schadelijk kunnen zijn, te weten lange afstandstransport in een studie en deeltjes uit kolenverbranding uit de tweede studie. Lange afstandstransport is op basis van deze studie niet nader te onderscheiden in secundair aerosol en primair aerosol dat over lange afstanden wordt getransporteerd. Mede op basis van deze studies heeft de Wereldgezondheidsorganisatie vastgesteld dat deeltjes afkomstig van verbrandingsprocessen in brede zin het meest schadelijk zijn (World Health Organization 2006).



Figuur 4.3 *Risico op ischemie (risicofactor voor hartinfarct) en bronnen / componenten van fijn stof*

Noot: OR is Odds Ratio, een maat voor het relatieve risico, hier uitgedrukt als de ratio van het optreden van ischemie bij matig hoge versus lage concentraties (het 75 versus 25 percentiel van de verdeling). De exacte getallen zijn van links naar rechts in de figuur 1.1, 7.6, 1.7, 0.9, 1.7, 7.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 9500 deeltjes per cm^3 en $1.1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^{-1}$. De OR van 2 voor Long-range transport betekent dat het risico op ischemie 2 groter is als de concentratie $7.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hoger is. De lijn geeft het betrouwbaarheidsinterval weer. Absorbance is een maat voor roet berekend uit meting van reflectie zoals in de standaard zwarte rook methode.

Table 6. Percent increase in daily deaths and 95% CIs associated with a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in mass concentration from a specific major source of fine particles by metropolitan area, six U.S. cities, 1979–1988.^a

City	Mean daily no. deaths	Crustal (Si)		Motor (Pb)		Coal (Se)	
		Percent increase	95% CI	Percent increase	95% CI	Percent increase	95% CI
Boston ^b	59	-	-	1.2	- 1.9- 4.3	2.8	1.2- 4.4
St. Louis	55	- 3.0	- 7.7- 1.6	4.3	1.6- 7.0	0.3	- 1.1- 1.6
Knoxville	12	- 1.7	- 20.0- 17.0	5.2	1.2- 9.2	0.8	- 2.7- 4.3
Madison	11	40.5	- 26.8- 112.5	6.3	- 3.1- 15.8	0.9	- 2.5- 4.2
Steubenville	3	- 1.4	- 7.1- 4.2	- 0.2	- 20.5- 20.5	1.1	- 1.2- 3.5
Topeka	3	- 7.9	- 42.4- 27.9	- 8.2	- 29.0- 13.1	- 3.9	- 11.2- 3.5
Summary ^c		- 2.3	- 5.8- 1.2	3.4	1.7- 5.2	1.1	0.3- 2.0

^aEach multivariate model includes Loess smooth function of date with a span of 0.05, Loess functions of temperature and dew point temperature with spans of 0.80, indicator variables for day of the week, and all source factors simultaneously.

^bThe crustal factor was not a statistically significant predictor of fine mass in Watertown (Boston); therefore, it was not included in the analysis. ^cSummary estimates obtained by combining the city-specific regression coefficients using inverse variance weights.

Figuur 4.4 *Procentueel effect van bronnen van fijn stof op dagelijkse sterfte in zes Amerikaanse steden*

Noot: De summary geeft de effectschatting (percent increase) en de betrouwbaarheid daarvan. Voor verkeer (Motor) en kolenverbranding (Coal) bevat het betrouwbaarheidsinterval niet de 0 (geen effect) en is er dus sprake van een statistisch significante toename. Voor opwaaiend stof (crustal) valt de 0 wel in het betrouwbaarheidsinterval, hetgeen betekent dat er geen statistisch significante relatie is met sterfte in deze studie.

De concentratie primair stof kan beschreven worden door de concentratie van elementair koolstof of roet. Een eenvoudige maat is de traditioneel gemeten indicator zwarte rook. Zwarte rook is in het verleden vooral gebruikt als maat voor deeltjes uit kolen verbranding, maar nu is het in

Nederland vooral een maat voor dieselroet uit het gemotoriseerde wegverkeer, scheepvaart en industriële bronnen. In Nederland bleek kortdurend verhoogde blootstelling aan zwarte rook samen te hangen met extra klachten van de luchtwegen, lagere longfunctie en verhoogd medicijngebruik bij kinderen (van der Zee, Hoek et al. 1999) en oudere volwassenen (van der Zee, Hoek et al. 2000) en verhoogde dagelijkse sterfte tengevolge van hart-en vaatziekten en luchtwegziekten (Hoek, Brunekreef et al. 2000). Lange termijn blootstelling aan zwarte rook in Nederland was geassocieerd met lagere longfunctie en verhoogd voorkomen van astmatische klachten bij kinderen die naar school gingen naar scholen binnen 400 meter van een snelweg (Brunekreef, Janssen et al. 1997; van Vliet, Knape et al. 1997; Janssen, Brunekreef et al. 2003). Tenslotte bleek lange termijnblootstelling aan zwarte rook in een grote studie van 120, 000 volwassenen Nederland samen te hangen met vervroegde sterfte (Beelen, Hoek et al. 2008). Ook internationaal is de interesse in zwarte rook of roet als indicator voor gezondheidseffecten groeiende. Een recente publicatie in het gezaghebbende blad the Lancet beschrijft effecten van zwarte rook op sterfte gebaseerd op Nederlandse en buitenlandse studies (Smith, Jerrett et al. 2009). Ook in de grote Amerikaanse studie waarop de $PM_{2.5}$ norm grotendeels is gebaseerd, bleken hogere concentraties elementair koolstof tot vervroegde sterfte te leiden (Smith, Jerrett et al. 2009). Juist voor stedelijk beleid is dit een interessante ontwikkeling omdat de ruimtelijke variatie in de genormeerde stofcomponenten (PM_{10} , $PM_{2.5}$) gering is tengevolge van de hoge achtergrond. Door toetsing aan PM_{10} en $PM_{2.5}$ worden vermoedelijk belangrijke variaties in emissies van bijvoorbeeld wegverkeer en scheepvaart gemist. Deze emissies zijn veel beter weerspiegeld in variaties in zwarte rook concentraties zoals in diverse studies in Nederland en buitenland is aangetoond ((Fischer, Hoek et al. 2000; Hoek, Meliefste et al. 2002).

Sommigen veronderstellen dat alle gezondheidseffecten aan primair verbrandingsaerosol zijn toe te schrijven. Dit is gebaseerd op experimenteel onderzoek waarbij van zuiver sulfaat en nitraat (componenten van stof die in de atmosfeer worden gevormd uit zwavel- en stikstofdioxide) bij vrijwilligers geen gezondheidseffecten worden gevonden. Echter, hetzelfde argument geldt ook voor zuiver elementair koolstof (Smith, Jerrett et al. 2009). In epidemiologische studies worden zowel met sulfaat als met zwarte rook relaties gevonden met gezondheid, die aangeven dat zowel het primaire verbrandingsaerosol als het secundaire aerosol mengsel schadelijk kan zijn (Smith, Jerrett et al. 2009). In een recent overzicht van de internationale epidemiologische literatuur blijkt dat sulfaat concentraties consistent geassocieerd zijn met zowel korte termijnseffecten als lange termijnseffecten op sterfte ((Smith, Jerrett et al. 2009). Omdat de verstorende variabelen in onderzoek naar korte- en lange termijnsblootstelling geheel verschillend zijn, is het zeer onwaarschijnlijk dat deze bevindingen door verstorende variabelen zijn te verklaren. De grote Amerikaanse studie naar lange termijnseffecten (Pope, Burnett et al. 2002) liet zowel relaties tussen primair aerosol (elementair koolstof) als sulfaat zien (Smith, Jerrett et al. 2009). De meest plausibele verklaring voor de verschillen tussen epidemiologische en toxicologische studies betreft het feit dat in epidemiologisch onderzoek sulfaat een indicator voor een complex mengsel van stoffen is. In het toxicologisch, experimenteel onderzoek wordt de zuivere stof onderzocht, die kennelijk zelf weinig toxisch is. De gevonden gezondheidseffecten met sulfaat ondersteunen beleid om zwaveldioxide (precursor voor sulfaat) emissies te blijven beperken. Voor het stedelijk en regionaal beleid is secundair aerosol minder interessant omdat de ruimtelijke variatie gering is en weinig beïnvloedbaar door lokaal beleid.

4.3.3 Ultrafijn stof

Met name uit experimenteel onderzoek komen aanwijzingen dat zeer kleine stofdeeltjes (kleiner dan 0.1 micrometer) gezondheidsschade kunnen veroorzaken. Recent heeft een groep internationale experts in een expert panel zich over de risico's van deze ultrafijne stofdeeltjes uitgesproken (Hoek, Boogaard et al. 2009; Knol, de Hartog et al. 2009). De experts vonden het bewijs voor effecten op sterfte, ziekenhuisopnamen en astma-aanvallen matig tot hoog. De experts hebben ook schattingen van de omvang van de effecten gemaakt op basis van studies. De omvang van het effect van ultrafijn stof op sterfte (3% toename in sterfte per 10 000 deeltjes per cm^3) was in dezelfde orde van grootte als het effect van fijn stof (6% toename in sterfte per 10

$\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Hoek, Boogaard et al. 2009). Deze toenames zijn zowel voor fijn als ultrafijn stof ongeveer 50% toename ten opzichte van een karaktersitieke stadachtergrondconcentratie.

Voor lokaal beleid is ultrafijn stof interessant omdat het grotere locale contrasten in relatie tot verkeer laat zien dan PM_{10} en $\text{PM}_{2.5}$ (Puustinen, Hameri et al. 2007). Een groot nadeel is echter de complexe meetmethode. Daardoor leent het zich minder voor routinematige metingen dan elementair koolstof of zwarte rook. Een recente nog ongepubliceerde studie in Utrecht liet zien dat het contrast van zwarte rook en ultrafijn stof concentraties tussen een drukke straat en de stadsachtergrond ongeveer gelijk was.

Ultrafijn stof kan zeker geen vervanging van fijn stof als indicator voor het mengsel zijn. Immers, diverse studies laten zien dat de correlatie tussen daggemiddelde concentraties van fijn en ultrafijn stof laag is (de Hartog, Hoek et al. 2005). Ultrafijn stof is dus niet de verklaring van de in studies gevonden effecten van fijn stof. Indien ontwikkelingen in meettechniek het praktisch mogelijk maken, zou het wel een aanvullende parameter kunnen zijn.

4.3.4 Oxidatieve stress

Omdat het werkingsmechanisme van fijn en grof stof op de gezondheid waarschijnlijk vooral via oxidatieve stress verloopt, zijn er methoden ontwikkeld om de oxidatieve activiteit van stof te meten (Kunzli, Mudway et al. 2006; Borm, Kelly et al. 2007). In de toekomst zou dit misschien een vervanging van de op massa gebaseerde metingen zoals PM_{10} en $\text{PM}_{2.5}$ kunnen betekenen, omdat het meer aansluit op biologische activiteit. Echter op dit moment zijn er nog teveel problemen met de meetmethode om op korte termijn de techniek in te zetten. Een recente workshop gaf aan dat er diverse technieken bestaan die elk op verschillende componenten van het fijn stof reageren (Ayres, Borm et al. 2008). Ten tweede is er ook nog geen afdoende bewijs dat metingen van oxidatieve stress een betere voorspeller van gezondheid is dan de relatief eenvoudige meting van massa (Ayres, Borm et al. 2008). Op dit moment is de techniek dus niet bruikbaar voor praktische toepassing. Nader onderzoek is wel gewenst.

4.3.5 Afstand tot drukke wegen

Naast relaties van gezondheid met concentraties van luchtverontreinigende stoffen zijn er ook een flink aantal studies waarin wonen of naar school gaan nabij drukke wegen geassocieerd is met negatieve effecten op de gezondheid. In Nederland zijn effecten op vervroegde sterfte en longkanker gevonden (Beelen, Hoek et al. 2008; Beelen, Hoek et al. 2008), luchtwegziekten bij kinderen en volwassenen (Brunekreef, Janssen et al. 1997; Vliet, Knape et al. 1997; Janssen, Brunekreef et al. 2003). Deze relaties zijn ook internationaal bevestigd. Gemiddeld over vier studies in Nederland, Duitsland en Canada, is wonen nabij een drukke weg geassocieerd met 8% hogere sterftcijfers (Hoek, Boogaard et al. 2009).

4.3.6 Conclusie

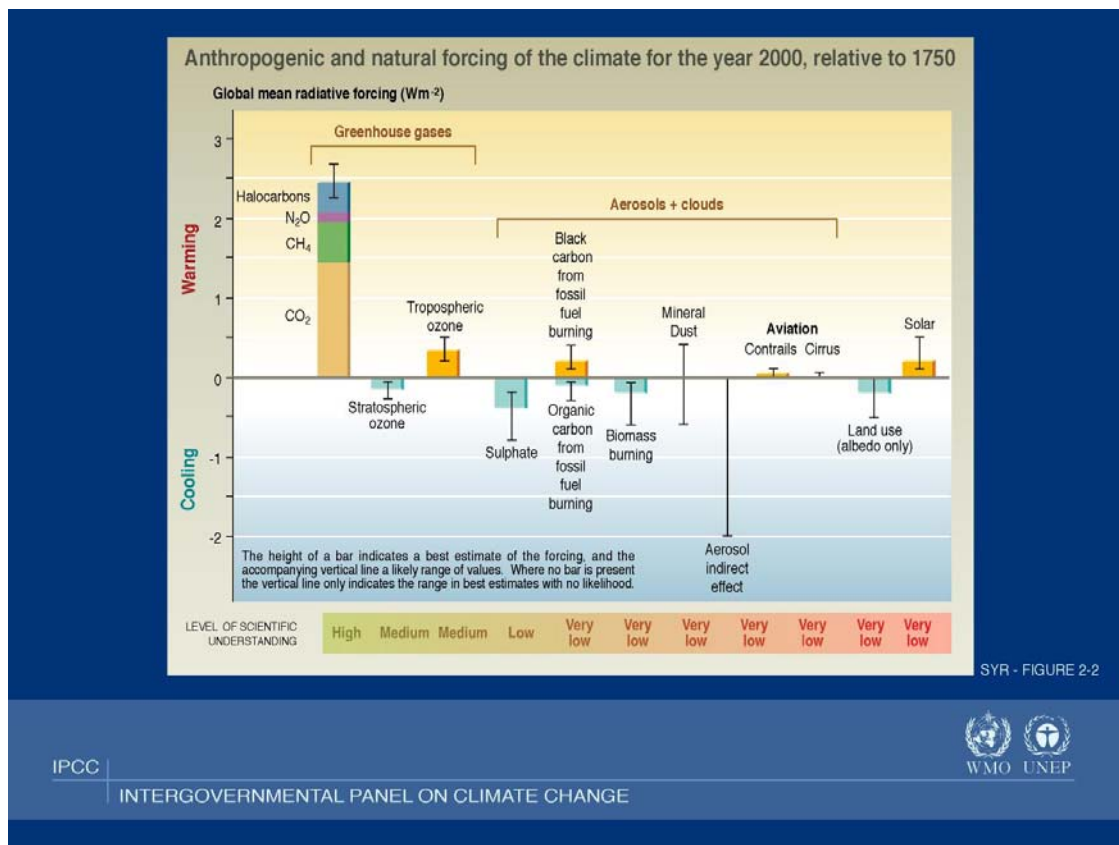
Alle fracties hebben gezondheidseffecten, verkeer lijkt in de stad de belangrijkste oorzaak van gezondheidseffecten. Voor het monitoren van lokaal/regionaal beleid is vooralsnog zwarte rook of daaraan gelieerde parameters (EC, BC) de meest praktische aanvullende maat voor zwevend stof. Deze maat heeft voor lokaal beleid aanzienlijke meerwaarde ten opzichte van de al genormeerde stoffen. Zwarte rook is ook een goed maat voor diesel verkeersemmissies. Daarnaast zijn eenvoudige indicatoren zoals afstand tot een drukke weg zinvol als aanvulling op bestaande normen.

4.4 Referenties

- Ayres, J.G., P. Borm, et al. (2008): *Evaluating the toxicity of airborne particulate matter and nanoparticles by measuring oxidative stress potential--a workshop report and consensus statement*. *Inhal Toxicol* 20(1): 75-99.
- Beelen, R., G. Hoek, et al. (2008): *Long-term exposure to traffic-related air pollution and lung cancer risk*. *Epidemiology* 19(5): 702-10.
- Beelen, R., G. Hoek, et al. (2008): *Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study)*. *Environ Health Perspect* 116(2): 196-202.
- Borm, P.J., F. Kelly, et al. (2007): *Oxidant generation by particulate matter: from biologically effective dose to a promising, novel metric*. *Occup Environ Med* 64(2): 73-4.
- Brunekreef, B. en B. Forsberg (2005): *Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health*. *Eur Respir J* 26(2): 309-18.
- Brunekreef, B. en S.T. Holgate (2002): *Air pollution and health*. *Lancet* 360(9341): 1233-42.
- Brunekreef, B., N. A. Janssen, et al. (1997): *Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways*. *Epidemiology* 8(3): 298-303.
- Fischer, P., G. Hoek, et al. (2000): *Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam*. *Atmos Environ* 34: 3713-3722.
- Gerlofs-Nijland, M.E., J.A. Dormans, et al. (2007): *Toxicity of coarse and fine particulate matter from sites with contrasting traffic profiles*. *Inhal Toxicol* 19(13): 1055-69.
- Hartog, J.J. de, G. Hoek, et al. (2005): *Relationship between different size classes of particulate matter and meteorology in three European cities*. *J Environ Monit* 7(4): 302-10.
- Hoek, G., H. Boogaard, et al. (2009): *Concentration Response Functions for Ultrafine Particles and All-Cause Mortality and Hospital Admissions: Results of a European Expert Panel Elicitation*. *Environ Sci Technol*.
- Hoek, G., B. Brunekreef, et al. (2000): *Daily mortality and air pollution in The Netherlands*. *J Air Waste Manag Assoc* 50(8): 1380-9.
- Hoek, G., K. Meliefste, et al. (2002): *Spatial variability of fine particles concentrations in three European areas*. *Atmos Environ* 36: 4077-4088.
- Janssen, N.A., B. Brunekreef, et al. (2003): *The Relationship between Air Pollution from Heavy Traffic and Allergic Sensitization, Bronchial Hyperresponsiveness, and Respiratory Symptoms in Dutch Schoolchildren*. *Environ Health Perspect* 111(12): 1512-8.
- Knol, A.B., J.J. de Hartog, et al. (2009): *Expert elicitation on ultrafine particles: likelihood of health effects and causal pathways*. *Part Fibre Toxicol* 6: 19.
- Kunzli, N., I. S. Mudway, et al. (2006): *Comparison of oxidative properties, light absorbance, total and elemental mass concentration of ambient PM_{2.5} collected at 20 European sites*. *Environ Health Perspect* 114(5): 684-90.
- Laden, F., L.M. Neas, et al. (2000): *Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities*. *Environ Health Perspect* 108(10): 941-7.
- Lanki, T., J.J. de Hartog, et al. (2006): *Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study*. *Environ Health Perspect* 114(5): 655-60.
- Middleton, N., P. Yiallouros, et al. (2008): *A 10-year time-series analysis of respiratory and cardiovascular morbidity in Nicosia, Cyprus: the effect of short-term changes in air pollution and dust storms*. *Environ Health* 7: 39.

- Pope, C.A., 3rd, R.T. Burnett, et al. (2002): *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution*. *Jama* 287(9): 1132-41.
- Pope, C.A., 3rd, M. Ezzati, et al. (2009): *Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States*. *N Engl J Med* 360(4): 376-86.
- Puustinen, A., K. Hameri, et al. (2007): *Spatial variation of particle number and mass over four European cities*. *Atmos Environ* 41: 6622-6636.
- Smith, K.R., M. Jerrett, et al. (2009): *Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants*. *Lancet*.
- Vliet, P. van, M. Knape, et al. (1997): *Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways*. *Environ Res* 74(2): 122-32.
- Vliet, P. van, M. Knape, et al. (1997): *Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways*. *Environ Res* 74: 122-132.
- WHO (2006): *Air quality guidelines, Global update 2005*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.
- World Health Organization (2006): *Systematic review of air pollution, a global update*.
- Zee, S. van der, G. Hoek, et al. (1999): *Acute effects of urban air pollution on respiratory health of children with and without chronic respiratory symptoms*. *Occup Environ Med* 56(12): 802-12.
- Zee, S.C. van der, G. Hoek, et al. (2000): *Acute effects of air pollution on respiratory health of 50-70 yr old adults*. *Eur Respir J* 15(4): 700-9.

Bijlage A De verstoring (forcing) van stralingsbalans door menselijke invloeden



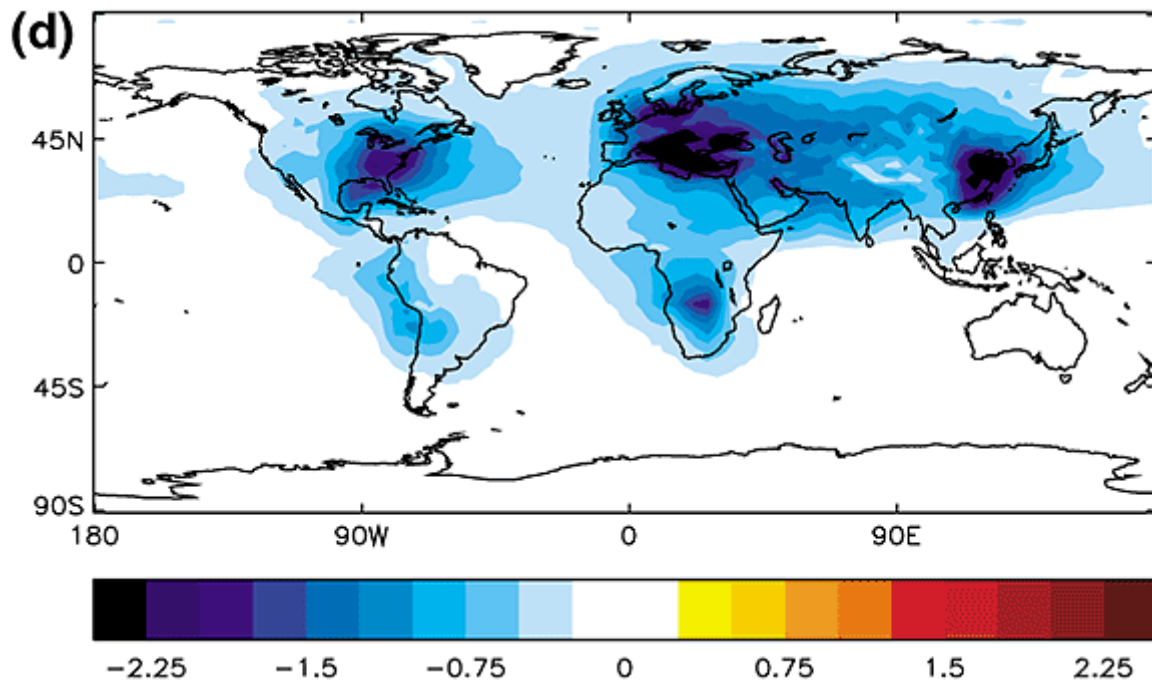
Figuur A.1 *Illustratie van de verschillende aerosol-effecten; uit het derde assessment rapport van IPCC (TAR)*

Uitgezet staat de mondiaal-gemiddelde stralingsforcering (W/m^2) door de aangegeven componenten. Een positief getal betekent dat de stof opwarmend werkt, een negatieve waarde dat een stof koelend is.

N.B. twee opvallende punten:

- de grote onzekerheid in het indirecte aërosol effect
- sulfaat wordt getabelleerd maar in W-Europa is nitraat van vergelijkbaar importantie

Om de balken in figuur A.1 in perspectief te brengen wordt ook, uit hetzelfde rapport, de ruimtelijke verdeling van de stralingsforcering door sulfaat weergegeven in figuur A.2. De aerosol-effecten zijn n.l. regionaal van aard. De opwarming door de broeikasgassen is een mondiaal verschijnsel.



Figuur A.2 *Stralingforcering door de aerosolcomponent sulfaat; eenheid is $W m^{-2}$*