



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Gemeten en berekende

Gemeten en berekende (NO₂) concentraties in 2010 en 2011

(NO₂)

Een test van de standaardrekenmethoden 1 en 2

concentratie



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Gemeten en berekende (NO₂) concentraties in 2010 en 2011

Een test van de standaardrekenmethoden 1 en 2

RIVM Rapport 680705027/2013

Colofon

© RIVM 2013

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

J. Wesseling
K. van Velze
R. Hoogerbrugge
L. Nguyen
R. Beijk
J. Ferreira

Contact:
J. Wesseling
MIL
Joost.Wesseling@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, in het kader van het project Stedelijke luchtkwaliteit

Rapport in het kort

Concentraties van stikstofdioxiden in de lucht die langs wegen zijn *berekend*, liggen in 2010 en 2011 gemiddeld dicht bij concentraties die daar zijn *gemeten*. Gemiddeld verschillen de berekende concentraties minder dan één microgram per kubieke meter van de gemeten waarden. Daarmee voldoen de rekenmethoden voor de luchtkwaliteit ruimschoots aan de eisen die de Europese commissie stelt. Overigens kennen zowel metingen als berekeningen onzekerheden van enkele microgrammen. Hoewel het mogelijk is om met berekeningen en metingen de luchtkwaliteit goed in beeld te krijgen en te beoordelen, is het van belang de onzekerheden te onderkennen.

Dit blijkt uit onderzoek van het RIVM, dat op verzoek van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) is uitgevoerd. Hieruit blijkt ook dat de invloed van bomen op de concentraties in straten nauwkeuriger kan worden gemodelleerd, zodat de resultaten beter overeenkomen met de gemeten waarden. Het RIVM stelt voor hoe de rekenmethode voor stedelijk gebied hiervoor kan worden aangepast.

Voor het onderzoek zijn op ruim 400 locaties metingen van stikstofdioxideconcentraties in 2010 en 2011 vergeleken met de resultaten van de Nederlandse standaardrekenmethoden voor luchtkwaliteit op diezelfde locaties. Voor fijn stof zijn minder metingen beschikbaar. Voor zover gegevens beschikbaar zijn, voldoen de berekende concentraties ook hiervoor aan de kwaliteitseisen.

Het RIVM beoordeelt elk jaar of de resultaten van de standaardrekenmethoden, zoals omschreven in de Regeling beoordeling luchtkwaliteit, overeenkomen met metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). De belangstelling voor de kwaliteit van de rekenmethoden is toegenomen sinds de overheid in 2009 het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) als verbeterprogramma voor de luchtkwaliteit heeft ingesteld. Een goed rekenmodel is een voorwaarde om de voortgang van het NSL te monitoren. Voor de input bij de berekeningen is NSL afhankelijk van partners in het programma.

Op verzoek van het ministerie van Infrastructuur en Milieu is het onderzoek gereviewd door de Universiteit Wageningen en het Belgische VITO. Volgens deze reviews voldoen de analyses aan een hoge wetenschappelijke standaard. De conclusies in het rapport vinden de reviewers logisch en correct.

Abstract

Calculated nitrogen dioxide concentrations along roads closely resemble measured concentrations. Calculated and measured concentrations differ on average by less than one microgram per cubic meter of air. As a result, the methods used to calculate air quality comply with European criteria for air quality modeling. It should be noted that both calculated and measured concentrations are subject to uncertainties of several micrograms. Although air quality can be properly assessed through calculations and measurements, some uncertainty should therefore be taken into account when assessing air quality.

These conclusions can be drawn from a study performed by the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), by request of the Ministry of Infrastructure and the Environment. This study also shows how the influence of trees on air quality in streets may be modeled more accurately, thereby improving the match between calculated and measured concentrations. For this purpose the RIVM proposes a refinement of the existing calculation method.

For this research, more than 400 measurements of nitrogen dioxide concentrations in 2010 and 2011 have been compared to concentrations calculated using the Dutch Standard Calculation Methods for air quality. For Particulate Matter fewer measurements were available. The available data also complied with European quality criteria.

Every year the RIVM assesses whether the results of the Standard Calculation Methods for air quality are in agreement with measurements by the Dutch National Air Quality Monitoring Network. Since the start of the National Collaboration Program on Air quality (NSL) much attention is drawn to the quality of the calculation methods as reliable models are needed to monitor the results of the NSL. For input for the calculations the NSL relies on the partners in the program.

By request of the Ministry of Infrastructure and the Environment the research has been reviewed by the Wageningen University & Research centre (WUR) and the Flemish Institute for Technological Research (VITO). According to the reviews, the analyses in the report comply to a high scientific standard and the conclusions presented seem logical and correct.

Inhoud

Samenvatting—7

Review van het rapport—13

1 Inleiding—15

2 Meten en rekenen aan luchtkwaliteit—19

- 2.1 Locatie, onzekerheid en ijking van lokale metingen—19
- 2.2 Rekenen aan luchtkwaliteit—20
- 2.3 De ontwikkeling van de rekenmodellen—22
- 2.4 Implementaties van rekenmodellen—24
- 2.5 Onzekerheid van modelresultaten—25
- 2.6 Test en validatie van rekenmodellen in omringende landen—26

3 Aanpak—27

- 3.1 Dataverzameling, beschikbare data, selectie van data—27
- 3.2 Wijze van rekenen en controle—27
- 3.3 Transparantie van de gegevens en berekeningen—29
- 3.4 Vergelijken van gemeten en berekende NO₂-concentraties—29
- 3.5 Analyse van de data—32
- 3.6 Analysemethode gemeten en berekende concentraties—34
- 3.7 Beoordeling van een regressieanalyse aan de data—36

4 Analyse van passieve metingen—39

- 4.1 Analyse met de NSL-rekentool—39
- 4.2 Analyse voor 2010 en 2011—43
- 4.3 NO₂-data per dataset—44
- 4.4 Data binnen het toepassingsgebied van de rekenmethoden—45
 - 4.4.1 Analyse van achtergronddata—50
 - 4.4.2 Analyse van SRM-1 locaties—52
 - 4.4.3 Analyse van SRM-2 locaties—57
 - 4.4.4 Snelwegen langs en door een stad—59
- 4.5 Keuze van de analyse—61
- 4.6 Gemeten en berekende verkeersbijdragen—63
- 4.7 Gebruikte invoer en resultaten—65
- 4.8 Andere meet/rekenvergelijkingen in Nederland—65

5 Analyse van gegevens van meetnetten—69

- 5.1 Analyse aan de hand van referentiemetingen—69
- 5.2 Validatie aan de hand van referentiemetingen—71
- 5.3 Optimalisatie van SRM-1—75

6 Aanpassing rekenmethode—81

- 6.1 Resultaat voor de passieve metingen—81

7 Conclusies en aanbevelingen—85

Dankwoord—89

Literatuur—91

Bijlage 1 Onzekerheid in berekende NO₂-concentraties—97

Bijlage 2	Modeltests in Europa—103
Bijlage 3	Formules orthogonale regressie—109
Bijlage 4	NO ₂ -data per dataset—111
Bijlage 5	Plots van de data—127
Bijlage 6	Concentraties per straattyp—131
Bijlage 7	Beschrijving invoer en resultaten—133

Samenvatting

Het RIVM heeft ruim 400 metingen aan NO₂-concentraties in 2010 en 2011 vergeleken met berekende concentraties. Gemiddeld liggen de berekende concentraties binnen één µg/m³ van de gemeten waarden. Dit verschil is kleiner dan de nauwkeurigheid waarmee het verschil kan worden vastgesteld. De gemiddelde onzekerheid in een berekening bedraagt meerdere microgrammen per kubieke meter. Op enkele meetlocaties is het verschil tussen gemeten en berekende concentraties zo groot dat bijzondere factoren een rol spelen. De berekende concentraties door verkeer in straten zonder bomen lijken iets te worden onderschat en die in straten met bomen te worden overschat. Het RIVM heeft een voorstel geformuleerd om de rekenmethode voor stedelijk gebied (SRM-1) zodanig aan te passen dat de berekende waarden voor zowel straten met als zonder bomen beter overeenstemmen met de meetwaarden. Hoewel het mogelijk is om met berekeningen en metingen de luchtkwaliteit goed in beeld te krijgen en te beoordelen, is het van belang de onzekerheden te onderkennen.

Het RIVM concludeert op basis van het onderzoek dit onderzoek dat de kwaliteit van de rekenmethoden goed is: tussen 30 en 50 µg/m³, en zeker rond de grenswaarde, is er binnen de onzekerheid geen sprake van een wezenlijke systematische over- of onderschatting van de NO₂ metingen.

Inleiding

Het RIVM toetst elk jaar of de in Nederland gebruikte standaardreken-methoden (SRM) resultaten geven die overeenkomen met metingen op het LML. In 2007 heeft een grote herijking plaatsgevonden van de rekenmethode voor stedelijk gebied (SRM-1), omdat toen duidelijk was dat de uitkomsten van de rekenmethoden systematisch en aanzienlijk afweken van metingen. Sindsdien zijn de verschillen tussen de jaarlijks gemeten en berekende concentraties verkleind. Desondanks kan er per jaar en per locatie een aanzienlijke spreiding optreden bijvoorbeeld ten gevolge van variaties in het weer. TNO heeft in 2005-2006 de basis gelegd voor de huidige rekenmethode bij (snel)wegen (SRM-2). Hierbij zijn uitgebreide ijkingen aan onder andere veldmetingen verricht.

Door het NSL is het belang van en de belangstelling voor de kwaliteit van de rekenmodellen toegenomen. Dit heeft veel gemeenten en anderen gestimuleerd om NO₂-metingen met buisjes (zoals Palmes) uit te voeren. Deze metingen zijn per locatie minder nauwkeurig dan de referentie instrumenten in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM en de meetnetten van GGD en DCMR.



Figuur S1.1 Drie Palmesbuisjes in een houder.

Echter, door de grote aantallen meetpunten en een goede kwaliteitsborging per campagne zijn de data wel bruikbaar voor een systematische vergelijking tussen gemeten en berekende NO_2 -concentraties.

Doel van de huidige studie is om de ijking van de standaardrekenmethoden voor luchtkwaliteit bij wegen met behulp van metingen te toetsen en zo nodig aanbevelingen te doen voor verbeteringen.

Is een nieuwe modelijking nodig?

De ijkings van de huidige standaardrekenmethoden in 2005-2006 en 2007 zijn gebaseerd op de toen beschikbare beste informatie. Op verschillende gebieden is sindsdien meer gedetailleerde informatie beschikbaar gekomen. Dit betreft metingen door gemeenten en meer gedetailleerde achtergrondconcentraties, emissiecijfers en meteorologische gegevens. Feitelijk bestaat de ijking van de modellen voor luchtkwaliteit vooral uit het consistent maken van alle aspecten van het model en de invoer. De onderliggende fysica en chemie blijft, uiteraard, ongewijzigd. Het publiek ziet de combinatie van de rekenkern van een model en alle benodigde (invoer)informatie als 'Het Model'. Waar hier gesproken wordt over modelkalibratie is eigenlijk alleen sprake van het consistent maken van (ijk)parameters in het rekenmodel op basis van de best beschikbare invoergegevens. Toetsing of ijking van alle invoergegevens (de juistheid van verkeersdata en omgevingskenmerken zoals bomen) blijven buiten beschouwing.

Afbakening

Hoewel de huidige studie voor de berekeningen verschillende gegevens uit de monitoringtool van het Nationaal Samenwerkingsplatform Luchtkwaliteit (NSL) gebruikt, is het daarmee niet automatisch een complete test van het NSL. Een belangrijk verschil is de focus op het wettelijk kader in het NSL en de door wegbeheerders gedefinieerde *rekenpunten* op de wettelijk voorgeschreven locaties. De huidige studie staat los van het wettelijk toetsingskader en rekent op de locaties van de *meetpunten*. Deze studie geeft ook geen inzicht in de kwaliteit van bijvoorbeeld verkeersgegevens in gebieden zonder meetpunten. Voor NO_2 is het NSL verder gericht op het gaan voldoen aan de grenswaarde in 2015, met alle prognoses die daarvoor nodig zijn, terwijl de huidige studie naar enkele gepasseerde jaren kijkt. Een goede overeenkomst tussen berekende en gemeten concentraties in de huidige studie is dus wel een voorwaarde voor een goede kwaliteit van de monitoring van het NSL maar niet de enige.



Figuur S1.2 Locaties waar in 2010 en 2011 NO_2 is gemeten

Werkwijze

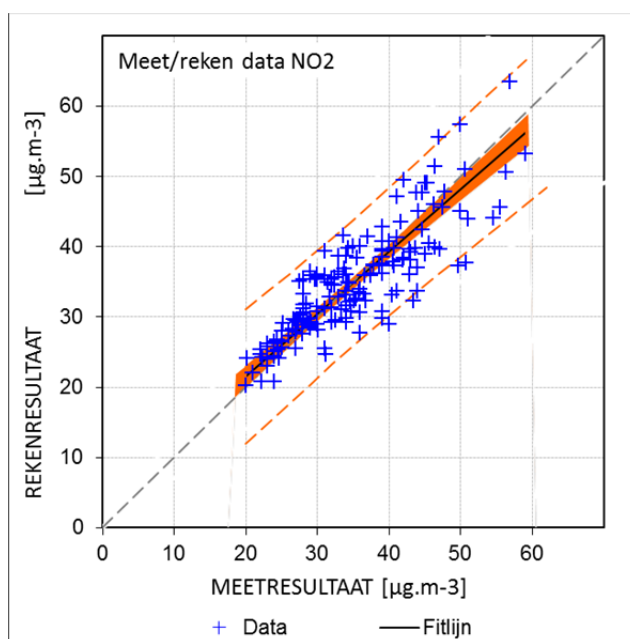
Het RIVM heeft metingen van NO_2 -concentraties in 2010 en 2011 vergeleken met berekeningen voor diezelfde locaties op basis van de

standaardrekenmethoden. Als lokale invoer voor het verkeer zijn de gegevens van het NSL gebruikt. Waar mogelijk, is voor de omgevingskenmerken uitgegaan van de kenmerken van het meest nabijgelegen officiële rekenpunt van het NSL. Zo nodig zijn de resultaten van inspectie ter plaatse (of van fotomateriaal) gebruikt. Voor de generieke gegevens zijn de officieel door het ministerie van Infrastructuur en Milieu bekendgemaakte gegevens gebruikt. Daar waar meer bekend is over de invoergegevens dan gebruikt in de NSL-monitoring, is ook een vergelijking uitgevoerd met de nieuwere inzichten in de invoergegevens.

Er zijn locaties die buiten het toepassingsgebied van de standaardrekenmethoden vallen. Hiervoor is het niet zinvol om de vergelijking uit te voeren. Voor deze locaties wordt wel nagegaan of deze uniek (en dus een uitzondering) zijn of dat deze wijzen op een gat in het toepassingsgebied van de standaardrekenmethoden. Een lijst van de betreffende locaties is opgenomen in de rapportage. Er zijn locaties gevonden waarbij het verschil tussen gemeten en berekende concentraties zo groot is dat dit op een probleem met het toepassingsgebied van de modellen kan duiden. Voor de betreffende locaties is aanbevolen om nader onderzoek te doen. Deze punten zijn niet uit de vergelijking verwijderd.

De figuur hiernaast toont de vergelijking van alle meetwaarden en de rekenwaarden verkregen met de NSL monitoringstool. De vergelijking bevat zowel achtergrondlocaties als locaties binnen het toepassingsgebied van het binnenstedelijke (SRM1) als het snelwegmodel (SRM2).

De monitoringstool is niet in staat om verbeteropties te onderzoeken en de berekeningen te optimaliseren. Deze zijn daarom uitgevoerd met het model waarmee het RIVM de jaarlijkse controle op de rekentool uitvoert (TREDM). Een vergelijking tussen de 400 gemeten en berekende concentraties voor 2010 en 2012 wordt in Figuur S1.4 getoond.

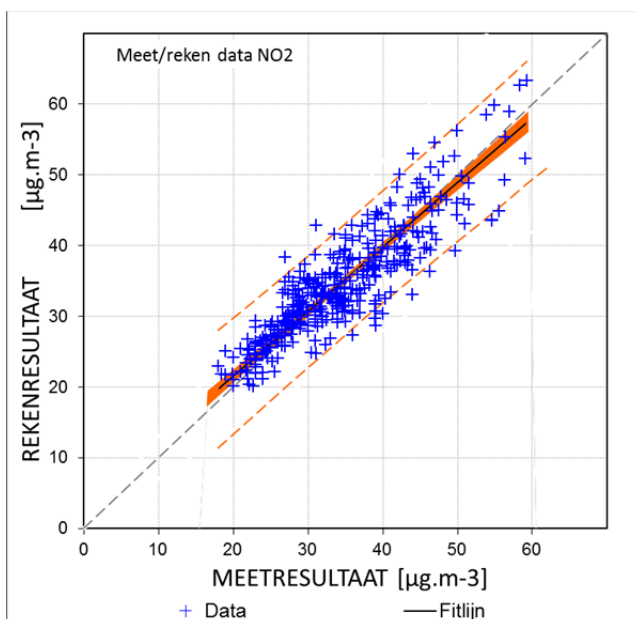


Figuur S1.3 Vergelijking van gemeten en met de rekentool voor 2011 berekende NO₂-concentratielocaties binnen het toepassingsgebied, met lokale emissies.

Gemiddeld liggen de berekende NO₂-concentraties dicht bij de gemeten waarden. Tussen 30 en 50 µg/m³, en zeker rond de grenswaarde van 40 µg/m³, is er binnen de onzekerheid geen sprake van een wezenlijke systematische over- of onderschatting van de metingen door de modellen voor luchtkwaliteit. Om de robuustheid van deze conclusie te onderzoeken, is deze bevestigd met een aantal andere statistische analyses. De concentratiebijdragen van verkeer in

straten zonder bomen lijken echter iets te worden onderschat en die in straten met bomen te worden overschat.

Het RIVM heeft een voorstel geformuleerd om het binnenstedelijke model (SRM1) zodanig aan te passen dat de systematische verschillen in straten met



en zonder bomen niet meer voorkomen.

De verschillen tussen metingen en berekeningen zijn gemiddeld klein.

Op de locaties van meetstations met referentieapparatuur zijn ook gemeten fijnstofconcentraties en aantallen overschrijdingen van de dagnorm vergeleken met berekeningen. Voor alle stoffen kan worden geconcludeerd dat (ruimschoots) aan de Europese kwaliteitscriteria wordt voldaan.

Figuur S1.4 Vergelijking van gemeten en met het RIVM-model voor 2010 en 2011 berekende NO₂-concentratielocaties binnen het toepassingsgebied.

Betrouwbaarheid van meten en rekenen.

Maatschappelijke discussie op het gebied van luchtkwaliteit gaan vaak over situaties die rond de norm zitten. De aanname is doorgaans dat metingen veel meer zekerheid bieden dan berekeningen. Daar hoort een kanttekening bij. Het vaststellen van de luchtkwaliteit is complex. Het gaat om een veelheid aan stoffen die niet allemaal eenvoudig gemeten kunnen worden, in een situatie waarin vele factoren een rol spelen (variatie in emissies, variabiliteit van het weer etc.). De onzekerheden in metingen zijn zeker niet klein, voor referentiemetingen aan NO₂ al circa 10%, rond de grenswaarde overeenkomend met vier microgram per kubieke meter. Berekeningen middelen de variaties in omstandigheden uit en zijn daardoor *gemiddeld* representatiever, maar ook daar is sprake van een aanzienlijke onzekerheid. Dit rapport toont aan dat de rekenmethode en het rekenmodel, binnen alle onzekerheden, een goed instrument is. Het is belangrijk alle onzekerheden te onderkennen bij de toetsing aan de normen op een locatie.

Gebruikte gegevens

Een groot deel van de gebruikte invoer voor de berekeningen is aan de wegbeheerders voor controle en commentaar voorgelegd en in de feitelijk gebruikte vorm (formaat van de rekentool) openbaar bij het rapport beschikbaar. Afgezien van een enkel (gerapporteerd) wegvak wordt integraal gebruikgemaakt van de volledig openbaar toegankelijke gegevens uit de NSL-monitoring. Alle uitvoer is 'as is' openbaar gemaakt. Inhoudelijke experts kunnen de beschikbaar gemaakte invoer en uitvoer uniek aan elkaar koppelen,

de berekeningen verifiëren en de resultaten in overzichten en GIS-systemen bekijken en beoordelen.

Leeswijzer rapport

Het rapport beoogt een compleet beeld van alle aspecten van de studie te geven en is als gevolg daarvan lang en, afhankelijk van de insteek, wellicht op onderdelen minder boeiend.

- De eerste drie hoofdstukken zijn vooral inleidend van aard en kunnen eventueel worden overgeslagen.
- Hoofdstuk vier gaat in op de analyse van de NO₂-metingen, actief en passief gemeten. Voor verschillende soorten locaties, zoals in stedelijk gebied, rond snelwegen en op achtergrondlocaties, worden gemeten en berekende concentraties met elkaar vergeleken. Afgezien van regressietechnieken worden ook resultaten van andere analysemethoden getoond.
- In hoofdstuk vijf wordt ingegaan op de controle en ijking van de rekenmethoden op actieve meetstations met referentiemetingen. Hierbij worden ook andere stoffen dan NO₂, zoals NO_x, PM₁₀ en PM_{2.5} betrokken. Ook wordt bij de etmaalnorm voor PM₁₀ en de uurnorm voor NO₂ stilgestaan.
- Een advies voor aanpassing van de bomenfactor wordt in hoofdstuk zes van het rapport doorgerekend. Het effect van de aanpassing op de huidige dataset wordt getoond.
- Alle resultaten van de analyses worden in hoofdstuk zeven samengevoegd in conclusies en aanbevelingen.
- Verschillende bijlagen bevatten aanvullende informatie.

Review van het rapport

Op verzoek van het ministerie van Infrastructuur en Milieu hebben prof. dr. Maarten Krol (2013) van de Universiteit Wageningen en dr. Wouter Lefebvre en dr. ir. Clemens Mensink (2013) van VITO het voorliggende rapport in de conceptfase gereviewed. De hoofdconclusies van de reviews waren als volgt:

'In het algemeen is het mijn mening dat de analyses gebaseerd zijn op gedegen onderzoek, waarbij de complexe modellering goed op waarde is geschat: de beperkingen van het model zijn duidelijk aangegeven. Wetenschappelijk vind ik de analyses daarom voldoen aan de hoge standaard die er, gegeven de grote maatschappelijke impact, aan gesteld moet worden.'

prof. dr. Maarten Krol

en

'Over het algemeen is de vergelijking tussen modellen en metingen die beschreven staat in het rapport op een zeer degelijke manier uitgevoerd. Er is gewerkt met een uitgebreide set statistische parameters om de overeenkomst tussen gemeten en berekende concentraties te evalueren. Bovendien lijkt de dataset groot genoeg (vooral dankzij de beschikbare stedelijke datasets) om de conclusies die volgen uit de resultaten met voldoende betrouwbaarheid te kunnen onderbouwen. Op basis van deze uitgebreidheid van de analyse en de dataset enerzijds en de redelijk complete statistische evaluatiemethode anderzijds, lijken de conclusies die getrokken worden in het rapport wat ons betreft dan ook logisch en correct.'

dr. Wouter Lefebvre
dr. ir. Clemens Mensink en

Beide reviews hebben verschillende nuttige suggesties gegeven hoe de structuur en de leesbaarheid van het rapport verbeterd konden worden. De tekstuele opmerkingen en vragen van de reviewers zijn in de huidige versie van het rapport verwerkt en beantwoord.

1 Inleiding

Het RIVM beoordeelt elk jaar of de in Nederland gebruikte rekenmodellen resultaten geven die in lijn zijn met metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. In 2007 heeft een grote herijking plaatsgevonden, omdat toen duidelijk was dat de uitkomsten van een van de modellen systematisch en aanzienlijk afweken van metingen (Wesseling, 2007). Sindsdien zijn de gemiddelde verschillen tussen de jaarlijks gemeten en berekende concentraties beperkt, hoewel er uiteraard van jaar tot jaar op een locatie een aanzienlijke spreiding kan optreden ten gevolge van variaties in het weer. Door het National Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) (VROM, 2009) is de belangstelling voor de kwaliteit van de rekenresultaten sterk toegenomen. De systematische beschikbaarheid van de rekenresultaten en de groeiende hoeveelheid metingen maakt een veel intensievere vergelijking mogelijk dan in 2007. Als gevolg hiervan is het RIVM in de loop van 2012 begonnen met het opzetten van een systematische vergelijking tussen gemeten en berekende NO_2 -concentraties. Naast de metingen van het LML en de reguliere meetnetten van GGD en DCMR wordt hierbij ook gebruikgemaakt van metingen die gedaan zijn met Palmesbuisjes. Doel van de huidige validatie is om de kwaliteit van de standaardrekenmethoden voor luchtkwaliteit langs wegen te toetsen en zo nodig aanbevelingen te doen voor verbeteringen. Het rekenmodel voor industriële bronnen valt buiten het kader van dit onderzoek.

De rekenresultaten zijn zo veel mogelijk afkomstig uit de rekentool van het NSL. Het is noodzakelijk om naast de vergelijking tussen de uitkomsten ook na te gaan waar de oorzaken van eventuele afwijkingen liggen. Daarvoor zullen relevante varianten worden doorgerekend met het eigen model van het RIVM waarmee jaarlijks onder andere de rekentool gecontroleerd wordt. Het doorrekenen van varianten met de monitoringtool zelf is niet praktisch, omdat de monitoringtool geen faciliteiten biedt voor scenario's of experimenten.

Waarom een nieuwe kalibratie?

Het berekenen van luchtkwaliteit is complex, veel ingewikkelde verdunningsprocessen en chemische omzettingen leiden tot de concentraties, zoals die uiteindelijk optreden. Om berekeningen snel en praktisch handelbaar te maken wordt deze complexiteit in de praktijk meer of minder platgeslagen en worden processen samengevat in enkele relatief simpele relaties. Bij het opzetten van modelrelaties moeten keuzes worden gemaakt. Vaak zijn deze gebaseerd op resultaten van metingen en vergelijkingen daarvan met eerdere rekenmethoden. Voor gebruik en testen van rekenmethoden voor luchtkwaliteit is veel informatie nodig die strikt genomen niet tot de kern van de verdunning of chemie behoort, zoals de gemiddelde windsnelheid op een locatie of de emissies van wegverkeer. De kennis over en detaillering van deze benodigde randinformatie kan in de loop der jaren (aanzienlijk) verbeteren. Met deze betere kennis over de randcondities kan de cyclus 'model → meting → vergelijking → verbetering model' periodiek worden doorlopen en de overeenkomst tussen berekende en gemeten concentraties worden verbeterd.

De kalibratie van SRM-1 in 2007 is gebaseerd op de toen beschikbare beste informatie. Op verschillende gebieden is meer gedetailleerde, en betere, informatie beschikbaar gekomen. Het gaat onder andere om de volgende punten:

- De gemiddelde windsnelheid voor SRM1 wordt tegenwoordig per kilometervak gespecificeerd en niet meer per regio.
- De gemiddelde windsnelheid voor SRM2 wordt tegenwoordig voor elke locatie geïnterpoleerd. Er wordt niet meer strikt gekozen tussen ofwel meteo van Schiphol ofwel Eindhoven.
- De binnen SRM2 gebruikte terreinruwheid wordt tegenwoordig per kilometervak gespecificeerd en SRM2 heeft tegenwoordig een meer gedetailleerde classificatie van de terreinruwheden.
- De achtergronden waren in 2007 beschikbaar in vakken van 5x5 km² en tegenwoordig in vakken van 1x1 km².
- Er is tegenwoordig een gedetailleerde dubbeltellingcorrectie voor het hoofdwegennet beschikbaar voor wegen die al in de achtergrond zijn verwerkt. In 2007 was die niet beschikbaar.
- De emissiefactoren uit 2007 waren toen de eerste van een nieuwe rekensystematiek (met het programma Versit+ van TNO) die inmiddels is verfijnd.
- In 2007 is gebruikgemaakt van verkeersgegevens voor een enkel jaar die zijn geëxtrapoleerd naar de andere jaren waarvoor is gerekend. In de huidige studie wordt gebruikgemaakt van in betrekkelijk groot detail bijgewerkte verkeersgegevens voor verschillende jaren voor zowel de stedelijke straten als voor het hoofdwegennet.
- Via de systematiek van de monitoring zijn geautoriseerde invoergegevens beschikbaar.
- Brede toepassing van passieve metingen in de afgelopen jaren heeft geleid tot meer mogelijkheden voor modelvergelijking.

Feitelijk bestaat de kalibratie van de modellen voor luchtkwaliteit vooral uit het (weer) consistent maken van alle aspecten van het model en de invoer. De onderliggende fysica en chemie blijven, uiteraard, ongewijzigd. Het publiek ziet de combinatie van de rekenkern van een model en alle benodigde (invoer)informatie echter vaak als 'Het Model'. Waar hier gesproken wordt over modelkalibratie is eigenlijk alleen sprake van het consistent maken van (ijk)parameters in het rekenmodel op basis van de best beschikbare invoergegevens. De variabiliteit van de invoergegevens geeft ook aan binnen welke grenzen modelaanpassing zinvol is. Aanpassing binnen de variabiliteit van bijvoorbeeld de emissiefactoren heeft geen zin.

Afbakening

Deze studie richt zich op de kwaliteit/prestaties van de fysisch chemische luchtkwaliteitsmodellen met de hiervóór beschreven afhankelijkheid van de ter plaatse beschikbare invoergegevens.

Hoewel de huidige studie voor de berekeningen verschillende gegevens uit de monitoringtool van het NSL gebruikt, is het daarmee niet automatisch een test van het NSL of van de rekentool. Een belangrijk verschil is de focus op het wettelijk kader in het NSL en daarmee het belang van de juiste aantallen toetspunten op de wettelijk voorgeschreven locaties. De huidige studie staat los van het wettelijk toetsingskader en rekent op de bekende locaties van de meetpunten. Voor NO₂ is het NSL verder gericht op het gaan voldoen aan de grenswaarde in 2015, met alle prognoses die daarvoor nodig zijn, terwijl de huidige studie enkel naar enkele gepasseerde jaren kijkt. Verschillende benodigde gegevens, zoals meteo en achtergronden worden voor de gepasseerde jaren geïjkt aan meetgegevens en hebben een lagere onzekerheid dan bij prognoses het geval is. Evenzo kennen de emissiefactoren van wegverkeer en verkeersaantallen van de afgelopen jaren een kleinere

onzekerheid dan die van prognoses. Een goede overeenkomst tussen berekende en gemeten concentraties in de huidige studie is dus wel een voorwaarde voor een goede kwaliteit van de monitoring van het NSL maar niet de enige.

De beschreven kwaliteit van de rekenmethoden is alleen representatief voor andere locaties indien die vergelijkbaar zijn. De rekenmethoden hebben verder een begrensd toepassingsgebied. Voor locaties buiten het toepassingsgebied van de rekenmethoden zal de luchtkwaliteit waarschijnlijk op een andere manier moeten worden vastgesteld. De aanpak van locaties buiten het toepassingsgebied en de representativiteit van invoergegevens buiten de meetlocaties zijn geen onderdeel van deze studie. Hiervoor is een vervolg onderzoek voorzien.

2 Meten en rekenen aan luchtkwaliteit

De Europese Luchtkwaliteitsrichtlijn legt de grenswaarden vast waaraan bijvoorbeeld de jaargemiddelde concentratie NO₂ moet voldoen. Naast de grenswaarde is in de richtlijn ook de meetmethode vastgelegd waarmee deze concentratie moet worden vastgesteld. Deze referentiemethode voor NO₂ bestaat uit een monitor waarbij de lucht actief uit de omgeving wordt aangezogen. Deze referentiemethode wordt toegepast in het LML en de meetnetten van de GGD Amsterdam en de DCMR. De drie meetnetten zijn volgens ISO 17025 geaccrediteerd en hebben een gezamenlijk kwaliteitsprogramma onder andere gericht op de vergelijkbaarheid van de meetresultaten. De luchtkwaliteitsrichtlijn schrijft voor dat de meetonzekerheid, op het niveau van de grenswaarde beter moet zijn dan 15%. Voor het LML is een meetonzekerheid van 11% vastgesteld (Mooibroek 2012).

Naast de metingen met de referentiemethode wordt ook veel gemeten met passieve NO₂-meetmethode. Dit kunnen zowel Palmesbuisjes als andere samplers zijn. De passieve sampler is een relatief goedkope methode om de luchtkwaliteit in een groter gebied in kaart te brengen. Palmesbuisjes zijn kleine plasticbuisjes (ruim 7 cm lang), waar aan één kant een chemische stof op een gaasje zit die stikstofdioxide (NO₂) kan binden. Door het buisje enkele weken op te hangen, verzamelt zich NO₂ in de chemische stof. Met een chemische analyse kan na afloop worden bepaald wat de gemiddelde NO₂-concentratie was op de locatie waar het buisje heeft gehangen.

2.1 Locatie, onzekerheid en ijking van lokale metingen

Voor het vaststellen van de luchtkwaliteit door middel van metingen, passief of met referentieapparatuur, is de juiste locatie uiteraard van belang. De Europese richtlijnen en de Rbl 2007 geven hier regels voor. Enkele belangrijke daarvan:

- Er wordt niet gemeten op de rijbaan van wegen en op de middenberm van wegen, tenzij voetgangers normaliter toegang tot de middenberm hebben.;
- Meting van zeer kleine micromilieus in de directe omgeving moet worden voorkomen, wat betekent dat een meetpunt zich op een zodanige plaats bevindt dat het, voor zover mogelijk, representatief is voor de luchtkwaliteit, van een straatsegment met een lengte van minimaal 100 meter op plaatsen die sterk door het verkeer worden beïnvloed.
- De inlaat van de meting mag zich niet in de directe nabijheid van bronnen bevinden teneinde te voorkomen dat de uitstoot daarvan rechtstreeks en zonder menging met de buitenlucht in de inlaatbuis terechtkomt. In de eerste dochterrichtlijn was dit nader uitgewerkt dat monsternemingspunten ten minste 4 meter van het midden van de dichtstbijzijnde rijbaan verwijderd moeten zijn.

Metingen met passieve buisjes kennen een betrekkelijk grote onzekerheid in het absolute concentratieniveau. Heersende meteorologische omstandigheden (wind, temperatuur, vochtigheid) spelen hierin een belangrijke rol. Als ijking worden daarom samplers opgehangen op de locatie(s) van actieve meetstations, meestal van het RIVM. Door de actief gemeten concentratie te vergelijken met de passief gemeten concentratie kan het verschil in absolute waarde worden bepaald. Deze verhouding wordt voor elke meetperiode van (meestal) vier weken bepaald. Vervolgens wordt aangenomen dat voor de samplers op de andere locaties dezelfde verhouding tussen actief en passief gemeten

concentraties geldt. Door de passieve metingen met deze verhouding te vermenigvuldigen, komen de passieve metingen naar verwachting dichterbij de werkelijkheid te liggen.

De onzekerheid in actieve metingen betekent dat de ijking van passieve metingen hierdoor ook een onzekerheid heeft. De grootte hiervan is onder andere afhankelijk van het aantal vergelijkingsmetingen. Naarmate er meer locaties in het studiegebied zijn waar zowel passief als actief wordt gemeten, zal de gemiddelde verhouding daarvan meer representatief zijn voor alle andere passieve metingen in dat gebied. Als er bijvoorbeeld maar een enkel vergelijkingspunt is, dan werken eventuele systematische verschillen tussen de passieve en actieve metingen op dat ene punt door in alle andere metingen. In dat geval kunnen alle passieve metingen in dat gebied systematisch verschillen van wat er actief gemeten zou worden. Om dit probleem te voorkomen, wordt in passieve meetcampagnes vaak op meerdere locaties aan actieve metingen geijkt. De onzekerheid in gerapporteerde jaargemiddelde NO₂-concentraties op basis van Palmesbuisjes bedraagt, afhankelijk van de procedures en zorgvuldigheid van de ijking, naar schatting tussen 15% en 25% (95%BI), zie bijvoorbeeld Helmink (2012a). Hierbij is dan nog niet in rekening gebracht dat passieve samplers soms worden vernield of verdwijnen, waardoor de meetreeks korter is dan een jaar. Bij de analyse en afhandeling van de metingen kan verder ook het nodige misgaan. Onder strikte omstandigheden zou de onzekerheid in met passieve samplers bepaalde NO₂-concentratie vergelijkbaar kunnen worden aan die in actieve metingen (Gerboles, 2009). Over het algemeen is die onzekerheid groter. Doordat er met passieve samplers op veel meer punten een vergelijking kan worden gemaakt, is dit, ondanks de hogere onzekerheid, toch een waardevolle exercitie.

2.2 Rekenen aan luchtkwaliteit

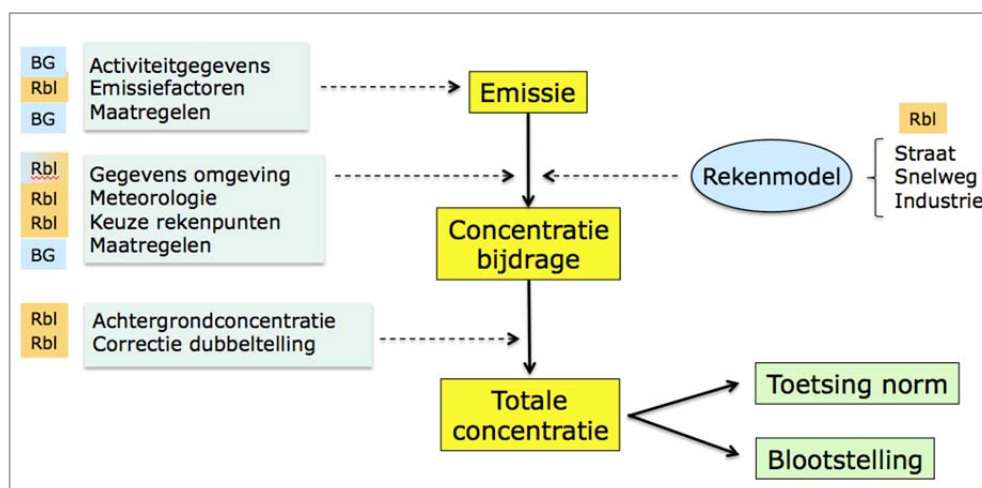
Algemeen

De luchtkwaliteit op een willekeurige locatie in Nederland wordt in goede benadering beschreven als de som van concentratiebijdragen van bronnen in de directe omgeving, bijvoorbeeld verkeer of industrie, en concentratiebijdragen van 'de rest van Nederland en Europa'. Omdat de wijze van verspreiding van emissies verschilt voor lokaal verkeer in een stad, verkeer op een snelweg of voor industriële emissies heeft het ministerie van IenM voor deze drie categorieën aparte rekenmodellen voor detailberekeningen van onder andere de jaargemiddelde NO₂- en PM₁₀-concentraties vastgesteld, de zogenaamde Standaard Reken Methode 1 (binnenstedelijk verkeer), 2 (snelwegverkeer) en 3 (industrieel). De methoden worden afgekort als SRM-1, SRM-2 en SRM-3.

De rekenregels van de SRM-1 en SRM-2 zijn in de Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007 (Rbl) beschreven. Voor SRM-3, het zogenaamde Nieuw Nationaal Model (NNM), zijn de rekenregels in een apart 'paars boekje' beschreven. Los van de standaardrekenmethoden maakt de Rbl het mogelijk dat ook andere modellen en methoden (bijvoorbeeld windtunnels) kunnen worden gebruikt voor de bepaling van de luchtkwaliteit. Een voorwaarde is dan wel dat deze modellen en of methoden aantoonbaar gelijkwaardig zijn aan de SRM. Op verzoek van het ministerie van IenM beoordeelt het RIVM de mate van gelijkwaardigheid en brengt hierover een advies uit. Het ministerie van IenM besluit uiteindelijk of de afwijkende methode wordt geaccepteerd, of niet.

Voor de emissies van verkeer worden de door het ministerie van IenM voorgeschreven kentallen (emissiefactoren) gebruikt. Verschillende relevante randcondities voor de berekeningen zijn ook in de Rbl vastgelegd. Voor losse straten, wegen en fabrieken worden met de standaardmethoden de bijdragen aan de concentraties berekend. Deze bijdragen worden vervolgens tot totale concentraties gecombineerd met de door het RIVM berekende GCN-concentraties van 'de rest van Nederland'. Omdat grote bronnen, zoals de snelwegen, ook al in de concentratieberekeningen van het RIVM zitten, kan er een zogenaamde dubbeltelling ontstaan als in een studie die snelwegbijdragen ook nog eens apart worden berekend. Als gevolg hiervan zijn er voor de belangrijkste brontypen dubbeltellingcorrecties beschikbaar. Vaak worden resultaten van verschillende berekeningen met elkaar gecombineerd, in ieder geval de achtergrondconcentraties met de bijdragen van verkeer. In sommige gevallen, als bijdragen van zowel SRM-1 als SRM-2 van belang zijn, moet de combinatie via een in de Rbl voorgeschreven rekenwijze gebeuren om de chemische reacties in rekening te brengen.

In Figuur 2.1 is schematisch aangegeven hoe verschillende stukjes informatie worden gecombineerd.



Figuur 2.1 Schematisch overzicht van de informatiestroom in de berekeningen van het NSL. De oranje vakjes (Rbl) worden centraal aangeleverd, de blauwe vakjes (BG) vallen onder verantwoordelijkheid van de lokale wegbeheerder/bevoegd gezag.

De activiteiten (bijvoorbeeld verkeersbewegingen of aantal dieren in een stal) worden met de emissiefactoren gecombineerd om de totale emissies te berekenen. Indien mogelijk, worden maatregelen aan de bron hier al in rekening gebracht. Om de emissies om te zetten in concentraties is een verspreidingsmodel nodig, met informatie over de omgeving, de meteorologie en de locaties waar gerekend moet worden. Afhankelijk van het type studie wordt een van de rekenmethoden voor straat-, snelweg- of industriële berekeningen gebruikt (of een combinatie). De berekende concentratiebijdragen worden met de grootschalige achtergrondconcentraties gecombineerd en, indien van toepassing wordt de juiste correctie voor dubbeltelling toegepast. De resulterende totale concentraties worden uiteindelijk gebruikt om, bijvoorbeeld, aan normen te toetsen en blootstelling te berekenen. In de figuur is met 'Rbl' en 'BG' aangegeven of de betreffende gegevens in de Rbl 2007 voorgeschreven

worden of dat het Bevoegd Gezag (bijvoorbeeld een vergunningverlener of de wegbeheerder) deze voor de studie aanlevert.

De Rbl 2007 maakt het voor wegbeheerders mogelijk om, na toestemming van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, gebruik te maken van afwijkende gegevens. Rondom Schiphol, in de Rijnmond en in het IJmondgebied wordt (al) van deze mogelijk gebruikgemaakt.

2.3 De ontwikkeling van de rekenmodellen

Voor en sinds de formele introductie van de standaardrekenmethoden in 2006 zijn verschillende tests uitgevoerd. Hierna wordt een kort overzicht voor het toepassingsbereik van SRM-1 en SRM-2 gegeven en van de meest relevante tests en ijkingen.

Standaard Reken Methode 1 (SRM-1)

SRM-1, eerder bekend onder de naam 'CAR-II', is ontwikkeld door TNO (Hout, 1988) en bedoeld voor berekeningen aan wegen in het stedelijke gebied, tussen bebouwing. In 1993 is een artikel over CAR gepubliceerd waarin de eerste kalibratie van het model is beschreven (Eerens, 1993). In 1998 is de eerste formele toepassing van CAR gepubliceerd (Vissenberg, 1998).

De exacte regels voor toepassing van SRM-1 worden tegenwoordig in de Rbl 2007 beschreven. Bij toepassing van deze methode voldoet de beschouwde situatie aan de volgende voorwaarden:

1. De weg ligt in een stedelijke omgeving.
2. De maximale rekenafstand is de afstand tot de bebouwing, met een maximum van 30 of 60 meter ten opzichte van de wegas, afhankelijk van het straattype.
3. Er is niet of nauwelijks sprake van een hoogteverschil tussen de weg en de omgeving.
4. Langs de weg bevinden zich geen afschermdende constructies.
5. De representatieve lengte is 100 m.

Deze methode maakt onderscheid tussen vier typen wegen. De wegtypen worden beschreven aan de hand van de bebouwing langs de weg: tweezijdig bebouwing smalle straat/brede straat, eenzijdige bebouwing en alle wegen in een stedelijke omgeving, anders dan eerdergenoemd. Een gratis implementatie van SRM-1 is beschikbaar via Infomil via ['car.infomil.nl/'](http://car.infomil.nl/). Op die site staat ook een uitgebreide handleiding waarin de regels voor SRM-1 worden besproken. Bij gebruik van CAR moet evenwel worden bedacht dat CAR verschillende aspecten van de rekentool van het NSL mist (bijvoorbeeld de effecten van emissie maatregelen en bijdragen van naastliggende wegen) waardoor de resultaten berekend op een zeker rekenpunt niet altijd overeenkomen met die van de rekentool. In dat geval is de rekentool leidend.

TNO heeft in 2003 het CAR-model aangepast aan de toen in werking tredende Europese regels voor de bepaling van lokale luchtkwaliteit (Teeuwisse, 2003). Bij vergelijking tussen gemeten concentraties en met de toenmalige eerste versie van CAR-II berekende jaargemiddelde concentraties bleek dat de berekeningen voor NO₂ en PM₁₀ aanzienlijk hoger uitkwamen dan de metingen. Daar is toen bewust niets aan gedaan.

In 2007 heeft het RIVM op het verzoek van het ministerie van VROM een ijking uitgevoerd van de SRM-1 (Wesseling, 2007). Bij de ijking werd gebruik gemaakt

van verkeersemissies die volgens een nieuwe systematiek door TNO werden berekend (Smit, 2006). Uit dat onderzoek bleek dat met SRM-1 berekende concentraties nog steeds systematisch te hoog waren, voor NO₂ enkele microgrammen. Toepassing van een nieuwe ijking van het model verbeterde de overeenkomst tussen de berekende en gemeten concentratieniveaus sterk. Na toepassing van de nieuwe ijking waren de berekende stikstofdioxide- en fijnstofconcentraties gemiddeld 0.4 en 0.7 µg/m³ (microgram per kubieke meter) hoger dan de gemeten concentraties, dit was minder dan de onzekerheden in de resultaten.

In verschillende studies gedurende de periode 2008 – 2011 zijn de wijze waarop meteorologische gegevens in SRM-1 verwerkt zijn en de wijze waarop de vorming van stikstofdioxide wordt gemodelleerd onderzocht. Ook is de modellering van straten met meerdere rijbanen verfijnd. Waar mogelijk zijn de resultaten van berekeningen vergeleken met metingen. Zie Mooibroek (2007 en 2009), Wesseling (2008a en 2008b) en Nguyen (2011) voor de details.

Het RIVM heeft in 2008 de resultaten van een wereldwijd veelgebruikt Deens model om luchtkwaliteit in straten te berekenen, Operational Street Pollution Model (OSPM), vergeleken met metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) en met berekeningen met het Nederlandse SRM-1 (Nguyen, 2008). De met OSPM en CAR-II (na de herijking) berekende jaargemiddelde concentraties stikstofdioxide lagen voor de onderzochte Constant Erzeijstraat en jaren één tot twee microgram per kubieke meter lager dan metingen. Omdat de benodigde verkeerscijfers in de straat niet goed bekend waren, kon niet veel over de absolute ijking worden geconcludeerd. De resultaten konden niet naar de andere locaties van het LML worden geëxtrapoleerd.

In een studie van de DCMR over de jaren 2000 t/m 2009 (De Gier, 2010) is geconstateerd dat de resultaten voor de totale NO₂-concentratie langs de drie verkeersstations – waarbij de metingen vergeleken zijn met CAR-berekeningen – een wisselend beeld gaven: bij Rotterdam – Statenweg en Vlaardingen – Floreslaan komen metingen en berekeningen volgens de DCMR redelijk goed overeen. Voor Leiden – Willem de Zwijgerlaan wordt de concentratie echter gemiddeld 4,6 µg/m³ (13%) te hoog berekend. Er is geen analyse gemaakt van de opbouw van de concentraties.

Standaard Reken Methode 2 (SRM-2)

SRM-2 is bedoeld voor het berekenen van concentraties van verontreinigende stoffen in de buitenlucht bij (snel)wegen. Snelwegen die door bebouwd gebied gaan, vallen ook onder SRM-2. De exacte regels worden ook voor deze methode in de Rbl 2007 aangegeven.

Binnen het toepassingsbereik vallen diverse varianten:

1. de mogelijke aanwezigheid en breedte (b) van een middenberm;
2. de configuratie van de rijbanen. De volgende configuraties zijn mogelijk:
 - a. één rijrichting, bestaande uit een of meerdere banen;
 - b. twee rijrichtingen, bestaande uit een of meerdere banen;
3. de mogelijke hoogteligging van de weg ten opzichte van het maaiveld;
4. de mogelijke aanwezigheid van schermen of wallen;
5. de mogelijke aanwezigheid van een tunnel, waarbij geldt dat zich geen openingen bevinden in de bovenkant of de zijkanten van de tunnel.

De in 2006 geïntroduceerde SRM-2, is sterk gebaseerd op het model Pluim Snelweg van TNO uit 2006. Bij de bouw van Pluim Snelweg zijn de resultaten

van het model vergeleken met zowel veldmetingen als met windtunnelmetingen (Wesseling en Zandveld, 2006a en 2006b). In totaal zijn de resultaten van het model met zeven testsets vergeleken. Ook zijn de resultaten vergeleken met die van het Nieuw Nationaal Model. De vergelijkingen en resultaten zijn in de handleiding van Pluim Snelweg beschreven.

Twee Nederlandse modellen, OPS en SRM-2 (in de vorm van de TREDM-implementatie van het RIVM) hebben meegedaan aan een modelvergelijking bij de 11e internationale Harmonisatie conferentie van 2-5 juli 2007 te Cambridge. Omdat er weinig deelnemers aan de modelvergelijking waren, zijn de resultaten wel besproken (Carruthers, 2007), maar niet in de proceedings verwerkt. Het ADMS-Urban model deed mee in de vergelijking. Voor een test aan de concentraties bij een snelweg (Site 3) komen zowel OPS als SRM-2 goed met zowel de metingen als de andere modellen overeen.

In het kader van onderzoek naar de mogelijke invloed van vegetatie op de luchtkwaliteit zijn metingen langs de A2 bij Nieuwegein vergeleken met berekeningen door TNO met Pluim Snelweg (Bloemen, 2007). Bij de metingen is ook gekeken naar de invloed van een groot gebouw op korte afstand van de snelweg, hoewel de directe omgeving van het gebouw buiten het toepassingsbereik van SRM-2 valt. De concentratieverdeling aan weerszijden van de snelweg kon redelijk goed worden gereproduceerd. De invloed van hoge gebouwen is in de studie zeer complex gebleken en kan leiden tot hogere gemeten concentraties stikstofdioxide aan de lijzijde van het gebouw, in dit geval tot circa $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In 2010 heeft het RIVM in een benchmark de resultaten van vijf verschillende rekenmodellen langs snelwegen met elkaar vergeleken (Nguyen, 2010). Een van de deelnemende modellen betrof het Engelse model ADMS-Urban dat in Engeland ook uitgebreid met metingen is vergeleken (CERC, 2011). De uitkomsten van berekende bijdragen van stikstofdioxide en fijn stof lopen in stedelijk gebied tot 35% uiteen. Voor een complexe stedelijke situatie bedraagt de spreiding in de modelresultaten tot circa $3\text{-}4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor die situaties waren geen metingen beschikbaar om de modelresultaten mee te vergelijken. Buiten de steden liggen de resultaten van de modellen voor beide stoffen dichter bij elkaar, met een spreiding van circa 15%. Van één locatie (Breukelen) zijn ook metingen beschikbaar. De met de modellen berekende concentraties voor die locatie komen goed overeen met de gemeten waarde.

2.4 Implementaties van rekenmodellen

Het ministerie van IenM zorgt er al enkele jaren voor dat er gratis implementaties van alle drie de SRM's beschikbaar zijn:

- CAR is een implementatie van SRM-1. De tool is beschikbaar via het internet: <http://car.infomil.nl>.
- ISL2 is een implementatie van SRM-2. Het is als pakket te downloaden bij Infomil en kan op een eigen computer worden geïnstalleerd.
- ISL3a is een implementatie van SRM-3. Het is ook als pakket te downloaden bij Infomil en kan op een eigen computer worden geïnstalleerd.
- NSL Rekentool/monitoringtool is een gecombineerde implementatie van SRM-1 en SRM-2 en is toegankelijk via de website <http://www.nsl-monitoring.nl/>.

Hoewel CAR, ISL2 en de NSL-Rekentool alle drie aan wege kunnen rekenen, zijn de resultaten niet noodzakelijk altijd gelijk. De reden hiervoor is dat de

rekentool rekening kan houden met gebiedsgerichte maatregelen, bijvoorbeeld schone bussen of een milieuzone, die binnen het NSL door een wegbeheerder zijn ingevoerd. CAR en ISL2 houden daar geen rekening mee. Voor CAR is verder van belang dat het model standaard niet om kan gaan met straten met gescheiden rijbanen en ook geen rekening houdt met nabijgelegen SRM-2 wegen die een invloed in de omgeving hebben.

Los van de SRM's zijn er in Nederland verschillende commerciële rekenpakketten beschikbaar waarmee aan luchtkwaliteit kan worden gerekend. De belangrijkste zijn STACKS (KEMA), PluimPlus (TNO), Pluim Snelweg (TNO) en ADMS-URBAN (Flowmotion). Op de website van het ministerie van IenM staat een lijst met de goedgekeurde modellen en methoden voor de bepaling van luchtkwaliteit.

Voor meer ingewikkelde situaties is het in Nederland ook toegestaan om windtunnelonderzoek uit te laten voeren. Vooral in situaties met (complexe) bebouwing die de verspreiding van emissies beïnvloedt, kan windtunnelonderzoek nuttig zijn.

2.5 Onzekerheid van modelresultaten

De onzekerheid in alle stukjes benodigde invoer voor het model dragen bij aan de onzekerheid van de berekende concentratie. Gegeven de structuur van het model en schattingen voor de onzekerheden in de invoer van het model is het mogelijk om de onzekerheid in het eindresultaat te schatten. In Bijlage 1 wordt dit uitgewerkt. In een situatie dat er nauwelijks of geen sprake is van lokale concentratiebijdragen door verkeer bedraagt de geschatte onzekerheid op basis van de GCN circa 30% (95%BI) voor de berekende totale NO₂-concentratie (Velders, 2012). Voor een situatie in een stad waarbij de totale NO₂-concentratie op de grenswaarde zit, komt de geschatte (worst-case) onzekerheid uit op circa 28% (95%BI) voor de berekende totale NO₂-concentratie. Specifiek voor de verkeersbijdrage komt de (worst-case) geschatte onzekerheid uit op circa 56% (95%BI).

Jaarlijkse actualisatie van gegevens

Voor verschillende aspecten van berekeningen is in de Rbl 2007 voorgeschreven welke gegevens moeten worden gebruikt en/of toegepast. Elk jaar, in maart, worden de te gebruiken generieke gegevens geactualiseerd. Belangrijke gegevens betreffen de achtergronden, emissies van wegverkeer en de meteorologie.

Het RIVM maakt jaarlijks kaarten voor de zogenoemde grootschalige concentraties van luchtverontreinigende stoffen. Het baseert zich bij het maken van deze GCN-kaarten op modelberekeningen en metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. Ook wordt gebruikgemaakt van metingen van de DCMR en de GGD-Amsterdam. De kaarten geven een grootschalig beeld van de luchtkwaliteit in het verleden en de toekomst. Over het gepasseerde jaar worden de achtergrondkaarten geijkt aan de metingen.

De emissiefactoren voor wegverkeer geven aan hoeveel vervuilende stoffen een voertuig gemiddeld per kilometer uitstoot. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen verschillende voertuig- en snelheidstypen. TNO en PBL leveren jaarlijks de nieuwste inzichten in de emissies en het ministerie van IenM stelt op basis daarvan de emissiefactoren voor het komende jaar vast. Alle verplicht te gebruiken generieke gegevens worden in de Rbl beschreven.

De meteorologische gegevens, belangrijk voor de verspreidingsmodellen, betreffen onder meer de windrichting, windsnelheid, temperatuur en de hoeveelheid bewolking. Ze komen van de weerstations van Schiphol en Eindhoven. Het Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI) levert de gegevens aan. De meteorologische gegevens worden met behulp van software (preSRM¹) die door het ECN is ontwikkeld in de juiste vorm voor de rekenmodellen beschikbaar gemaakt.

Kwaliteitscriteria EU

In de Europese Richtlijn 2008/50/EG van 20 mei 2008 wordt in bijlage I van de richtlijn gespecificeerd wat de kwaliteitsdoelstellingen zijn van metingen en berekeningen aan luchtkwaliteit. Voor de kwaliteit van metingen wordt gerefereerd naar het statistisch 95% betrouwbaarheidsinterval, een goed gedefinieerde maat voor de spreiding van resultaten, terwijl voor de berekeningen wordt verwezen naar de maximale afwijking voor 90% van de punten. Voor berekende jaargemiddelde NO₂-concentraties is die afwijking 30% en voor fijn stof bedraagt de maximale afwijking 50%.

2.6 Test en validatie van rekenmodellen in omliggende landen

Binnen Europa wordt zowel in individuele landen als binnen gezamenlijke projecten de kwaliteit van rekenmodellen voor luchtkwaliteit beoordeeld. In Bijlage 2 wordt een korte beschrijving van enkele activiteiten gegeven. Vergelijkingen in het buitenland tussen gemeten concentraties en met buitenlandse modellen berekende concentraties geven in het algemeen vergelijkbare of grotere spreidingen dan deze Nederlandse vergelijking. In België wordt voor CAR-Vlaanderen in 2010 een goede overeenkomst tussen berekende en gemeten concentraties gevonden. De opzet en structuur van CAR-Vlaanderen is gelijk aan die van SRM-1.

¹ Zie <http://presrm.wikidot.com/>

3 Aanpak

3.1 Dataverzameling, beschikbare data, selectie van data

Het RIVM heeft de wegbeheerders die onderdeel zijn van het Nationaal Samenwerkingsplatform Luchtkwaliteit (NSL) opgeroepen om beschikbare meetgegevens uit 2010 en 2011 te melden. De datasets moeten in ieder geval jaargemiddelde concentraties bevatten voor NO₂, gemeten over volledige kalenderjaren. Tevens moesten de meetlocaties voldoende gedetailleerd worden beschreven om een berekening op dezelfde locatie te kunnen maken. Indien straatbijdragen op een locatie van belang waren, moeten de gegevens voor de betreffende straten in de monitoringdatabase van het NSL voorkomen. Datasets met metingen op slechts enkele locaties zijn wegens de beperkte beschikbare tijd niet gebruikt. Als datasets niet in de huidige vergelijking zijn gebruikt, wil dat dus niet zeggen dat de data niet 'goed' zouden zijn.

Verschillende wegbeheerders en overheden hebben gereageerd door gegevens toe te zenden of te wijzen op de locaties waar de gegevens beschikbaar zijn. De volgende datasets zijn beschikbaar gekomen en gekozen voor een vergelijking met berekeningen:

- Amsterdam, 2010, 2011, bron: GGD Amsterdam, Zee (2012), Helmink (2012);
- Utrecht, 2011, bron: GGD Amsterdam, Helmink (2012a);
- Den Bosch, 2010, bron: website gemeente, Blauw (2011);
- Den Haag, 2010, bron: website gemeente, eigen vergelijking gemeente, <http://denhaag.nl/home/bewoners/de-gemeente-Den-Haag/Ris/document/Actualisatie-maatregelenpakket-en-Voortgangsrapportage-2011-Actieplan-luchtkwaliteit.htm>, bijlage 2, par 2.2;
- Nijmegen, 2011, bron: verkregen van gemeente, Doorn (2012);
- Doetinchem, 2010, 2011, Agelink (2012);
- Arnhem, 2010, 2011, , Agelink (2012a);
- Nieuwegein, 2011, bron: Blauw (2012);
- Nijkerk, 2011, Kooijman (2012);
- Rotterdam Rijnmond, meetnet DCMR, 2010, 2011, bron: DCMR, e-mail A. Sneijders d.d. 21 november 2012;
- Ouderkerk en Duivendrecht, 2010, 2011, , Helmink (2012b);
- Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM, 2010, 2011, RIVM, Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2011, Mooibroek (2012);
- Passieve RIVM, 2010, 2011, Uiterwijk (2011);
- Tilburg, 2010 (Blauw, 2011a).

3.2 Wijze van rekenen en controle

De voor de berekeningen benodigde meetlocaties en meetdetails zijn verkregen uit de hierboven genoemde gegevens. De rekenafstanden zijn bepaald op basis van beschikbare coördinaten en gecontroleerd met Google Maps/Streetview en met Microsoft Bing Maps. Verschillende gemeenten hebben zelf afstanden tot de weg of foto's van de locaties beschikbaar. Soms is extra informatie door de wegbeheerders aangeleverd.

Alle invoer voor berekeningen over 2011 is genomen uit de monitoringtool van het NSL voor 2011 (MT2012). Alle invoer voor berekeningen over 2010 is evenzo genomen uit de MT2011. Kenmerken van rekenpunten ter plekke van meetlocaties zijn zo mogelijk overgenomen van het meest nabije toetspunt dat

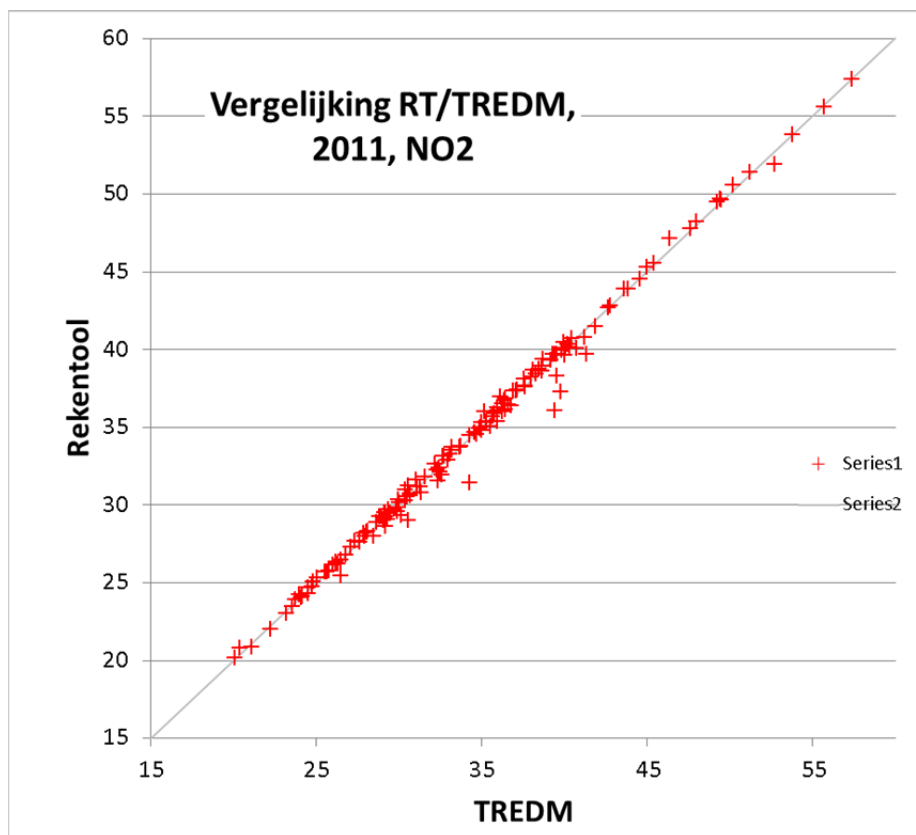
door de wegbeheerder is opgegeven. Alle generieke gegevens (Emissies, GCN, etc.) zijn conform de Rbl 2007 genomen.

Bij de vergelijking wordt nagegaan of (kleine) verbeteringen aan de rekenmethoden of parameters mogelijk/nodig/wenselijk zijn. Voor dit soort correcties en aanpassingen is de broncode van de rekenmodellen noodzakelijk. Het RIVM heeft geen directe toegang tot de broncode van de rekentool, en zou die ook niet zelf kunnen draaien. De berekeningen worden daarom met het eigen rekenmodel van het RIVM 'TREDM' uitgevoerd. In 2011 is bij een review van TREDM door het ECN (Vermeulen, 2011) geconcludeerd dat de rekenmethodes in TREDM geheel conform de beschrijving in de Rbl 2007 voor SRM-1 en SRM-2 zijn. TREDM neemt op dezelfde wijze als de rekentool de effecten van door de wegbeheerder opgegeven maatregelen volledig mee in de berekeningen. Dit is van belang aangezien verschillende maatregelen die zijn genomen ter vermindering van PM₁₀-emissies tot (aanzienlijk) hogere NO₂-emissies leiden². In de laatste monitoringrapportage (Zanten, 2012) zijn er bijna tweehonderdduizend rekenlocaties binnen het NSL waarvoor SRM-1 bijdragen van belang zijn. Voor de jaarlijkse test van de resultaten van de monitoringtool gebruikt TREDM de rekenafstanden zoals die door de monitoringtool zijn bepaald. Er zijn in 2012 maar zes locaties waarvoor de berekende NO_x-bijdragen van de rekentool en TREDM meer dan de afronding (van 0.05 µg/m³) verschillen. De reden(en) voor de verschillen zijn summier onderzocht en daarbij niet gevonden. In Wesseling (2010) is vermeld dat er voor de SRM2 bijdrage tussen TREDM en de rekentool verschillen kunnen optreden van 0.5-1.0 µg/m³. Op basis van de interpretatievrijheid die de Rbl voor SRM-2 biedt, worden deze verschillen acceptabel geacht.

Een verschil tussen TREDM en de rekentool is dat TREDM met een expliciet door de gebruiker opgegeven afstand tussen een bron en een receptor rekent, terwijl de rekentool absolute coördinaten voor zowel de rekenpunten als wegsegmenten gebruikt. Op basis van de absolute coördinaten wordt de rekenafstand bepaald. Daardoor is het in de rekentool soms lastig om de juiste relatieve rekenafstand te verkrijgen. Binnenstedelijke rekenafstanden zijn vaak klein, 5-15 meter. Op deze afstanden maken onzekerheden van 1-2 meter hierin sterk uit voor de berekende concentratie. Als een weg niet helemaal goed ligt (ligging niet binnen een meter correct) moet het rekenpunt in de rekentool dus evenzoveel verkeerd liggen als de weg om weer een correcte rekenafstand te verkrijgen. Het RIVM heeft voor deze studie getracht de rekenpunten op de absolute posities te positioneren zodanig dat de relatieve afstanden correct zijn. Met deze invoer kunnen de wegbeheerders zelf ook met de rekentool op de meetlocaties rekenen. Voor de volledigheid, controle en transparantie zijn de aangemaakte invoerbestanden voor de berekeningen in 2011 naar verschillende wegbeheerders gestuurd met het verzoek om eventuele correcties te melden.

De resultaten van TREDM zoals die ter verificatie naar de wegbeheerders van Amsterdam, Utrecht, Nijmegen, Nijkerk, Doetinchem en Arnhem zijn gestuurd, worden in Figuur 3.1 voor het jaar 2011 vergeleken met resultaten van de rekentool. Tevens is de door het RIVM voor Nieuwegein gemaakte vergelijking in de figuur opgenomen.

² Zie bijvoorbeeld <http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/luchtkwaliteit/rekenen-meten/bussenknop> voor de effecten van fijn stof reducerende maatregelen op de NO_x- en NO₂-uitstoot van bussen.



Figuur 3.1 Vergelijking tussen met de NSL-Rekentool en met TREDM berekende NO_2 -concentraties.

In enkele gevallen zijn er verschillen in berekende concentraties. Dit is bijvoorbeeld het geval als een rekenpunt is gekoppeld aan twee parallelle wegsegmenten die verschillen in de mate waarin ze verkeerd liggen. Op basis van de opgegeven feitelijke rekenafstand is deze situatie voor TREDM geen probleem, terwijl de rekentool daar niet mee om kan gaan zonder de geometrie van het wegsegment aan te passen. Afgezien van de enkele uitzonderingen en de eerder genoemde mogelijke verschillen in berekende SRM-2 bijdragen komen de resultaten van de rekentool en TREDM uitstekend overeen.

3.3 Transparantie van de gegevens en berekeningen

Voor de berekeningen wordt voor de rekenpunten, weggegevens en maatregelen als basis bewust uitgegaan van de gegevens in de Monitoringtool. Deze gegevens zijn door de wegbeheerders zelf aangeleverd en geaccordeerd. Dat wil overigens niet noodzakelijkerwijs zeggen dat de gegevens volledig 'goed' zijn, in de zin dat er geen fouten in zouden zitten. Onnauwkeurigheden komen ongetwijfeld in de data voor, in rekenlocaties zowel als verkeerscijfers. Alle gegevens, met alle eventuele gebreken, zijn echter vanuit de Monitoringtool in te zien, deels via de kaart en integraal via de download van de gegevens. Met de beschikbare handleiding moet elke geïnteresseerde partij in staat zijn om de gegevens in te zien en te beoordelen. De door het RIVM gebruikte invoer voor de berekeningen is integraal openbaar beschikbaar, evenals de resultaten.

3.4 Vergelijken van gemeten en berekende NO_2 -concentraties

In principe wordt voor elke locatie waarop een meting is gedaan de concentratie berekend en met de meting vergeleken. Het enige a-prioricriterium is dat de

locatie aan de regels voor metingen voldoet en binnen het toepassingsbereik van de standaardrekenmethoden ligt. Zo liggen verschillende meetlocaties tussen de rijbanen van wegen in, een situatie waar de rekenmethoden niet mee om kunnen gaan. Soms heeft de leverancier van de meetdata zelf al aangegeven dat locaties minder geschikt zijn voor een vergelijking met berekeningen. In enkele gevallen blijkt dat er dermate grote verschillen optreden tussen gemeten en berekende concentraties dat er iets aan de hand moet zijn dat buiten het toepassingsbereik van de rekenmethoden valt. Deze locaties zijn wel zo veel mogelijk in de vergelijking betrokken. Voor zover mogelijk is bij alle locaties in de meet/rekenvergelijking met behulp van een code aangegeven wat de status van het vergelijkingspunt is.

Voor de beoordeling van de geschiktheid van individuele meetpunten voor een modelberekening is uitgegaan van de eerdergenoemde gegevens in de meetrapporten en van inspecties met Google Earth en Microsoft Bing Maps. De eigen meetlocaties van het RIVM en de meetlocaties in Amsterdam en Utrecht zijn in het kader van andere studies van het RIVM ter plaatse geïnspecteerd.

Als gemeten en berekende (NO_2 -)concentraties met elkaar worden vergeleken moet eerst worden bedacht wat beide grootheden voorstellen, wat zij beogen te zijn. Tevens moet worden bedacht hoe de concentraties technisch met elkaar vergeleken moeten worden en wat hierbij de valkuilen zijn. Ook moet bepaald worden wat een geschikte maat is om te constateren dat de overeenkomst tussen gemeten en berekende concentraties (voldoende) goed is.

Het Nederlandse systeem van luchtkwaliteit modellering, beschreven in de Rbl 2007 beoogt een beeld te geven van de gemiddelde concentratie in een straat:

Artikel 70

Rbl(2007)

1. Bij het door middel van berekening vaststellen van concentraties van stikstofdioxide, zwevende deeltjes (PM_{10}), lood, koolmono NO_x ide en benzeen in de buitenlucht bij voor motorvoertuigen bestemde wegen worden concentraties bepaald:

- a. op een zodanig punt dat gegevens worden verkregen waarvan aannemelijk is dat deze representatief zijn voor de luchtkwaliteit van een straatsegment met een lengte van minimaal 100 meter;
- b. op niet meer dan 10 meter van de wegrand.

Modellering in een straat

Voor een berekening in een straat betekent dit beeld dat wordt uitgegaan van een stuk straat van minimaal 100 meter lengte, met betrekkelijk geschematiseerde kenmerken. Sterk lokale details, die de luchtkwaliteit in een kleiner stukje straat bepalen (ventilatie, straathoeken, gebouwvariaties, objecten in de straat, enzovoort), vallen buiten de systematiek. Meetpunten waarvan bekend is dat ze zeer lokaal beïnvloed worden zijn daarom voor deze meet/rekenvergelijking niet bruikbaar.

Gemeten concentratie in een straat

Als bestaande meetlocaties worden gebruikt die reeds lang op een bepaalde locatie staan, dan moet rekening worden gehouden met een beperkte representativiteit. Dit probleem doet zich deels voor bij de straatstations van het LML. Aan de ene kant heeft het LML redelijk lange meetreeksen voor concentraties in straten. Aan de andere kant zijn de stations lang geleden om allerlei toen goede redenen op plaatsen neergezet die voor een huidige meet/rekenvergelijking soms niet optimaal zijn.

Het effect van de meethoogte

De modelberekeningen van SRM-1 gelden in principe op een hoogte van 1.50 tot 1.80 meter boven het maaiveld, terwijl de inlaten van de LML-metstations op 2.5 tot 4.0 meter hoog zitten. Volgens de eerdere analyse van Eerens (1993) leidt de grotere hoogte van de inlaatpunten van de meting tot een lagere waarde van de concentratiebijdragen. De factor die hiervoor door Eerens is genoemd bedraagt 0.91 en is met behulp van metingen bij de LML-stations bepaald. In de huidige vergelijking worden alleen de NO_x-concentraties specifiek met metingen op actieve meetstations vergeleken en is de hoogtefactor daarop van toepassing. In de algemene vergelijking worden de berekeningen in ruim 90% van de gevallen vergeleken met resultaten van passieve metingen op hoogtes van circa 2 meter of lager. Een deel van de meetpunten ligt verder op grotere afstanden tot de weg dan in de metingen van Eerens het geval was, met een kleiner effect van de meethoogte op de concentratiebijdrage. Als gevolg worden de berekende NO_x-bijdragen voor de passieve meetpunten met een *geschatte* factor van 0.95 gecorrigeerd. Vervolgens wordt de omzetting van de NO_x naar NO₂ uitgerekend.

Concentraties in een straat met elkaar vergelijken

In een straat is de jaargemiddelde concentratie niet constant, maar varieert deze om de straatgemiddelde waarde. Afhankelijk van de variatie in omstandigheden, bebouwing en kenmerken in die straat zal de op een specifieke locatie gemeten concentratie meer of minder van de gemiddelde waarde afwijken, soms hoger en soms lager. Binnen een (niet al te lange) straat kan vaak, maar zeker niet altijd, van een grofweg constante achtergrond worden uitgegaan. Een berekening negeert alle variaties in de straat en berekent overall in de straat dezelfde concentratiebijdrage op basis van de gemiddelde kenmerken. Deze bijdrage wordt gecombineerd met de achtergrondconcentratie voor het kilometervak waar de straat in ligt. Als meetbuisjes sterk door een lokale bron worden beïnvloedt, zijn ze minder representatief voor het gebied waarin ze hangen. Bij een inventarisatie van passieve meetlocaties in een stad bleek een van de buisjes bijvoorbeeld binnen enkele meters van een uitlaat van een verwarmingsketel te hangen. Evident is die waarde niet representatief voor de directe omgeving.

Idealiter wordt voor een meet- of rekenvergelijking in een aantal straten de gemiddelde concentratie bepaald door meerdere metingen te doen en vervolgens dat gemiddelde te vergelijken met de berekende (gemiddelde) concentratie. In de praktijk gebeurt dat niet. Soms is er niet echt een keuze voor de meetlocatie, bijvoorbeeld als vaste meetlocaties worden gebruikt die reeds lang op die locatie staan. Bij het gebruik van passieve metingen wordt in de praktijk weinig aandacht besteed aan de representativiteit van de meetlocatie en prevaleren praktische overwegingen ('waar kan iets handig en vandaalbestendig worden opgehangen').

Los van de kale onzekerheid in de meting (van 10-25%) is er nog een onbekende onzekerheid in de afhandeling van de metingen. Zo bleek bij een inventarisatie van passieve meetlocaties in een stad dat op een locatie buisjes met een verkeerd nummer hingen. Als dat niet heel toevallig was opgemerkt had dat voor twee meetlocaties tot een onjuiste concentratie in die meetperiode geleid, namelijk op de plaats waar ze hingen, zowel als op de plaats waar ze hadden moeten hangen.

Als een gemeten en een berekende concentratie met elkaar worden vergeleken, moet dus worden bedacht dat de berekende waarde een straatgemiddelde representeert en dat de gemeten waarde binnen een zekere marge van de gemiddelde waarde van de omgeving ligt. De reële straatgemiddelde waarde wordt dus benaderd door de gemeten waarde +/- de meetonzekerheid +/- de (onbekende) variatie/spreiding van de reële concentraties rond de gemiddelde waarde. In hoofdstuk 2 werd aangegeven dat de onzekerheid in een actieve meting 11% is en in een passieve meting 15-20%. Daar komt de 'representativiteitsonzekerheid' nog bij. De totale onzekerheid is uiteindelijk van dezelfde grootteorde als die van een berekening.

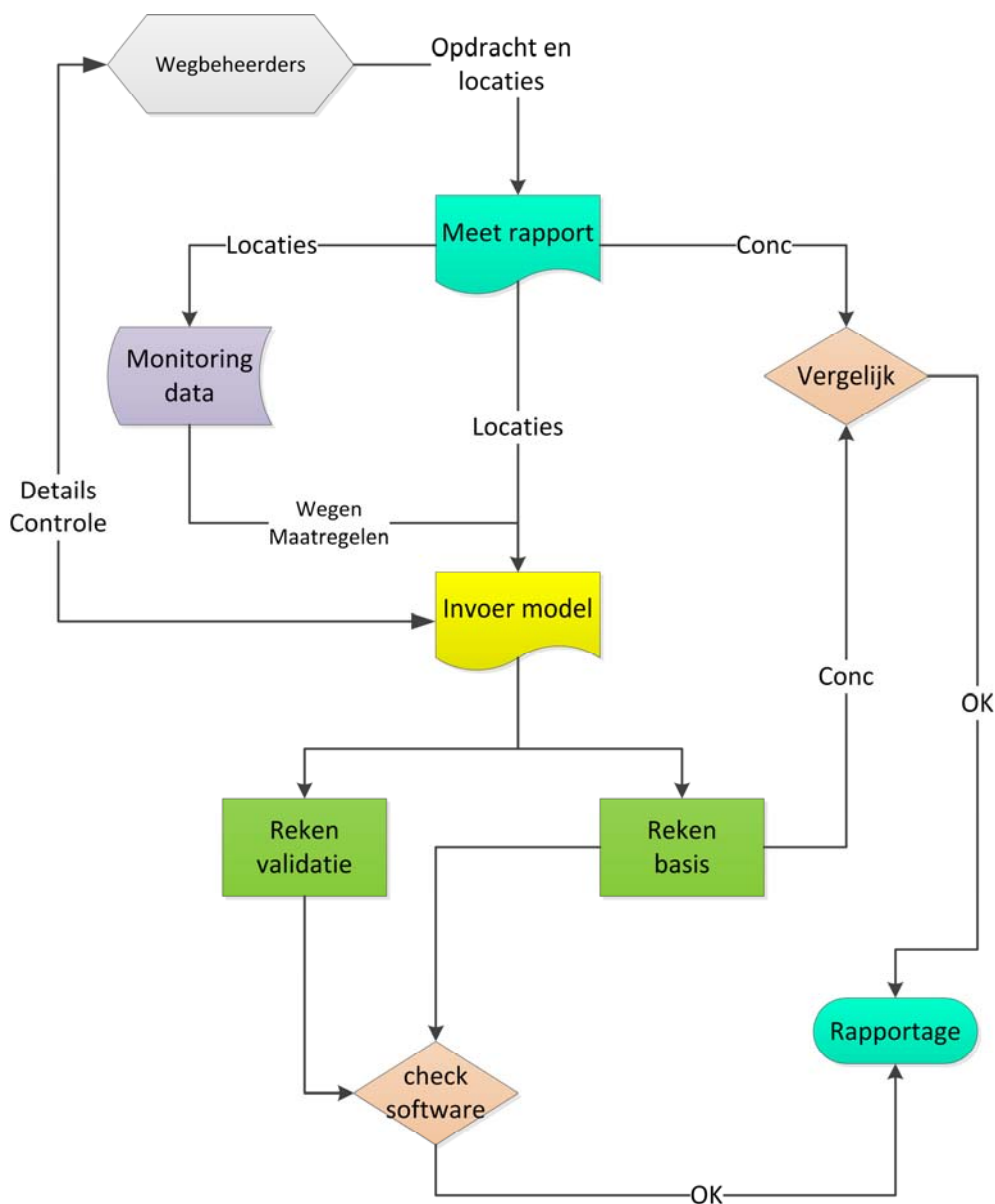
3.5 Analyse van de data

Een generieke methode om de relatie tussen de gemeten en gemodelleerde data vast te stellen, is via een regressiemethode. Hierbij moeten aannames over de onzekerheden in zowel de gemeten als de gemodelleerde waarden gemaakt worden. De bekende 'standaard kleinste kwadraten regressie' gaat ervan uit dat de onzekerheid in de onafhankelijke variabele verwaarloosbaar is ten opzichte van die in de afhankelijke variabele. Deze methode is, bijvoorbeeld, geschikt voor een regressie aan een trendlijn, er is geen onzekerheid in de jaartallen. De onzekerheden in de berekende en gemeten straatgemiddelde concentraties zijn echter vergelijkbaar: in de orde van 20% (95%BI). In een dergelijk geval is orthogonale regressie de aangewezen methode. Voor het vergelijken van gemeten concentraties, zoals fijnstofconcentraties, met elkaar wordt binnen de EU ook gebruikgemaakt van de orthogonale regressiemethode zoals beschreven in Equivalence (2010) en kort samengevat in Bijlage 3. Voor de analyse van de gemeten en berekende concentraties in de huidige studie wordt dezelfde methode gebruikt.

Bij het afleiden van de vergelijkingen voor regressie worden verschillende aannames gemaakt. Zo is voor de afleiding van de formules in Bijlage 3 aangenomen dat de variantie van de data over het gehele domein onafhankelijk is van de concentratie. Bij de huidige analyse dient dit te worden geverifieerd of dat in voldoende mate het geval is. Zo nodig moet gebruik worden gemaakt van zogenoemde gewogen orthogonale regressie. Een nadeel van gewogen orthogonale regressie is dat er geen simpele methoden voor zijn die in een Excelberekening door buitenstaanders kunnen worden geverifieerd. Voor de volledigheid wordt verderop in het huidige rapport kort stilgestaan bij de effecten van verschillende keuzes voor regressieanalyse van de data.

Procedure meet/rekenvergelijking

De in de huidige meet/rekenvergelijking gevolgde procedure is in Figuur 3.2 geschetst.



Figuur 3.2 Schematische samenhang van de gebruikte informatie en uitgevoerde acties.

Het uitgangspunt voor een vergelijking is een rapport van een wegbeheerder met meetgegevens. De locaties waarop is gemeten, zijn door de opdrachtgever, vaak een gemeente, op hoofdlijnen aangegeven. In de praktijk wordt de exacte locatie bepaald door de plek waar meetbuisjes bevestigd kunnen worden, zoals verkeersborden of lantaarnpalen. Enkele meetinstanties zetten ook eigen bevestigingspalen in.

Op basis van de locaties van de metingen wordt de invoer voor de berekeningen aangemaakt. Voor de relevante verkeersgegevens en maatregelen wordt gebruik gemaakt van de Monitoringtool. Deze gegevens zijn over het algemeen door dezelfde wegbeheerder ingevoerd die de meetopdracht heeft gegeven. In enkele gevallen zijn bij de opdrachtgever aanvullende details over de locaties gevraagd en verkregen.

Met de aangemaakte invoer worden de modelberekeningen uitgevoerd. Als controle is met meerdere modellen gerekend; het eigen TREDM-model van het RIVM, zo mogelijk de rekentool van het NSL en voor de volledigheid voor SRM-1 nog gecontroleerd met berekeningen in een spreadsheet. Waar nodig zijn de gebruikte modellen nog uitgebreid, zoals de optie om voor hoogte van monsternamen te corrigeren.

Voor de controle van de rekenmethoden wordt de berekening in twee stappen gesplitst: eerst de berekening van de NO_x en vervolgens de berekening van de NO_2 uit de NO_x . Controle van de NO_x -concentraties zegt vooral iets over de verdunning van de emissies, terwijl de controle van de berekende NO_2 -concentraties de chemische omzetting verifieert. Als er genoeg gegevens zijn, kunnen de effecten, dispersie en chemie, eventueel apart worden geëvalueerd. Uitgaande van de opgestelde modelinvoer worden eerst de NO_x -concentraties berekend en vergeleken met op meetstations met referentieapparatuur gemeten concentraties. Indien nodig kan de verdunning (dispersie) worden aangepast. Met de berekende NO_x -concentraties worden de bijbehorende NO_2 -concentraties berekend en vergeleken met de metingen op dezelfde stations. Indien nodig kan als verbeteroptie de mate van omzetting van NO_x in NO_2 worden aangepast. De resultaten en de eventuele aanpassingen worden uiteindelijk gerapporteerd.

Voor alle duidelijkheid: de berekeningen zijn bij de vergelijking met de data niet aangepast. Eerst is de vergelijking gedaan en gerapporteerd en vervolgens zijn verbetermogelijkheden apart onderzocht en gerapporteerd.

3.6 Analysemethode gemeten en berekende concentraties

Zonder een nadere analyse van de relatie tussen de gemeten en berekende concentraties uit te voeren, kan al iets worden gezegd over de mate waarin zij overeenkomen. In de literatuur worden verschillende relevante kentallen en (grafische) methoden besproken.

QQ-plot³

Het 'National Institute of Standards and Technology (NIST)' zegt over QQ-plots het volgende⁴:

The quantile-quantile (q-q) plot is a graphical technique for determining if two data sets come from populations with a common distribution.

A q-q plot is a plot of the quantiles of the first data set against the quantiles of the second data set. By a quantile, we mean the point below which a given fraction (or percent) of points lies. That is, the 0.3 (or 30%) quantile is the point at which 30% percent of the data fall below and 70% fall above that value.

A 45-degree reference line is also plotted. If the two sets come from a population with the same distribution, the points should fall approximately along this reference line. The greater the departure from this reference line, the greater the evidence for the conclusion that the two data sets have come from populations with different distributions.

³ <http://en.wikipedia.org/wiki/Q%E2%80%93plot>

⁴ <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/eda/section3/qqplot.htm>

*Bland-Altmanplot*⁵

De meet/rekenparen kunnen worden weergegeven in een zogenoemde Bland-Altmanplot (Bland en Altman, 1986).

A Bland-Altman plot (Difference plot) in analytical chemistry and biostatistics is a method of data plotting used in analyzing the agreement between two different assays. It is identical to a Tukey mean-difference plot, which is the name by which it is still known as in other fields, but was popularised in medical statistics by J. Martin Bland and Douglas G. Altman.

Algemene kentallen

Binnen het Europese FAIRMODE-project worden verschillende kentallen besproken om de kwaliteit van rekenmethoden voor luchtkwaliteit te beoordelen (Denby, 2010, 2011, Thunis, 2012a, b). De meeste kentallen zijn al eerder in verschillende studies voorgesteld en/of gebruikt. Enkele belangrijke indicatoren voor de bepaling van modelkwaliteit, afgezien van de correlatiecoëfficiënt, worden hieronder besproken, hierbij staat M voor de gemiddelde modelwaarde en O voor de gemiddelde meetwaarde (van Observed). Verschillende kentallen komen in de literatuur onder verschillende namen voor.

Mean Bias

$$BIAS = \bar{M} - \bar{O}$$

Average Normalised Bias

$$ANB = \frac{(\bar{M} - \bar{O})}{\bar{O}}$$

Mean Normalised Bias

$$NMB = \frac{1}{N} \sum (M_i - O_i) / O_i$$

RootMeanSquare Error

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum (M_i - O_i)^2}$$

Binnen FAIRMODE wordt de 'Model Quality Objective (MQO)' als belangrijk criterium gedefinieerd:

$$MQO = \frac{RMSE}{2 \cdot RMS_U} = \frac{1}{2} \frac{\sqrt{\sum (M_i - O_i)^2}}{\sqrt{\sum U_i^2}} \leq 1$$

Hierbij is RMS_U het kwadratisch gemiddelde van de uitgebreide onzekerheid (expanded uncertainty) in de metingen. Indien de $MQO \leq 0.5$ dan is het verschil tussen de meting en de berekening kleiner dan de onzekerheid in de meting en is het niet zinvol om de rekenmethode te verbeteren. Indien $0.5 \leq MQO \leq 1.0$ dan is de RMSE tussen gemeten en berekende waarden groter dan de meetonzekerheid, maar de rekenmethode kan (volgens de analyses binnen FAIRMODE) nog steeds een betere voorspeller voor de 'echte' concentraties zijn, dan de metingen zijn.

De waarde van de correlatiecoëfficiënt (of het kwadraat daarvan) is weinig informatief voor de bepaling van de modelkwaliteit in de huidige analyse, maar wordt voor de volledigheid wel berekend.

⁵ http://en.wikipedia.org/wiki/Bland%E2%80%93Altman_plot

Regressiemethode

Zoals eerder beschreven is voor de analyse van berekende en gemeten concentraties, als basis gebruikgemaakt van de orthogonale regressiemethode zoals beschreven in Equivalence (2010), kort samengevat in Bijlage 3. De gebruikte formules zijn relatief simpel en kunnen eenvoudig in een Excelspreadsheet worden ingevoerd. Het effect van andere, meer complexe, regressiemethoden wordt in hoofdstuk 6 gedemonstreerd.

De resultaten van de regressies van het RIVM zijn geverifieerd aan de hand van de literatuur en tools van verschillende anderen, zoals Bremser (2012), Reed (2010 en 1989), Linnet (1998), Press (1992) en Jensen (2007).

3.7 Beoordeling van een regressieanalyse aan de data

Na het analyseren van de data kunnen verschillende tests worden uitgevoerd om de robuustheid van de regressie en de onderliggende aannames te verifiëren. De resultaten van de regressie mogen bijvoorbeeld niet te gevoelig zijn voor specifieke datapunten of selecties. De residuen na de regressie, de resterende loodrechte afstanden van elk data-paar tot de regressielijn, zouden een normaalverdeling moeten volgen.

Confidence interval⁶ (CI) of betrouwbaarheidsinterval (BI)

Het 'confidence interval' is de range waarbinnen de regressieparameters met 95% zekerheid liggen (Hoel, 1951). Het confidence interval, vaak geschreven als 95%BI, wordt ook gebruikt om het gebied waarin de regressielijn zich met 95% zekerheid bevindt aan te geven. Het betrouwbaarheidsinterval wordt ook vaak als 2σ geschreven, twee maal de standaarddeviatie. Indien de onzekerheden (bij benadering) normaal verdeeld zijn komt 2σ overeen met het 95%BI.

Voor de analyses is gebruikgemaakt van een in Excel uitgewerkte analytische formulering van de 2σ voor regressielijnen. De toepasbaarheid van de 2σ in de geanalyseerde situaties als 95%BI is met behulp van de Bootstrapmethode geverifieerd.

Prediction interval⁷

Het 'prediction interval' geeft aan in welk gebied rondom de regressielijn 95% van de data ligt. Het bestaat uit de onzekerheid in de regressielijn plus de onzekerheid in een berekening.

Bootstrapmethode⁸

Om zonder a-priori-aannames over de data of de verdeling daarvan de onzekerheid in de regressieparameters en de ligging van de regressielijn te bepalen, is de bootstrapmethode toegepast. Bij deze methode wordt de bestaande dataset gebruikt om langs statistische weg de onzekerheid in de uiteindelijk regressie aan de data te bepalen. De methode kan worden gebruikt om zonder aannames het confidence interval van een regressielijn te bepalen.

Bij het beoordelen van regressies aan de data moet worden bedacht dat voor de onzekerheid in de regressieparameters standaard wordt uitgegaan van het gemiddelde resterende verschil tussen gemeten en berekende concentraties na

⁶ <http://nl.wikipedia.org/wiki/Betrouwbaarheidsinterval>

⁷ http://en.wikipedia.org/wiki/Prediction_interval

⁸ http://en.wikipedia.org/wiki/Bootstrapping_%28statistics%29

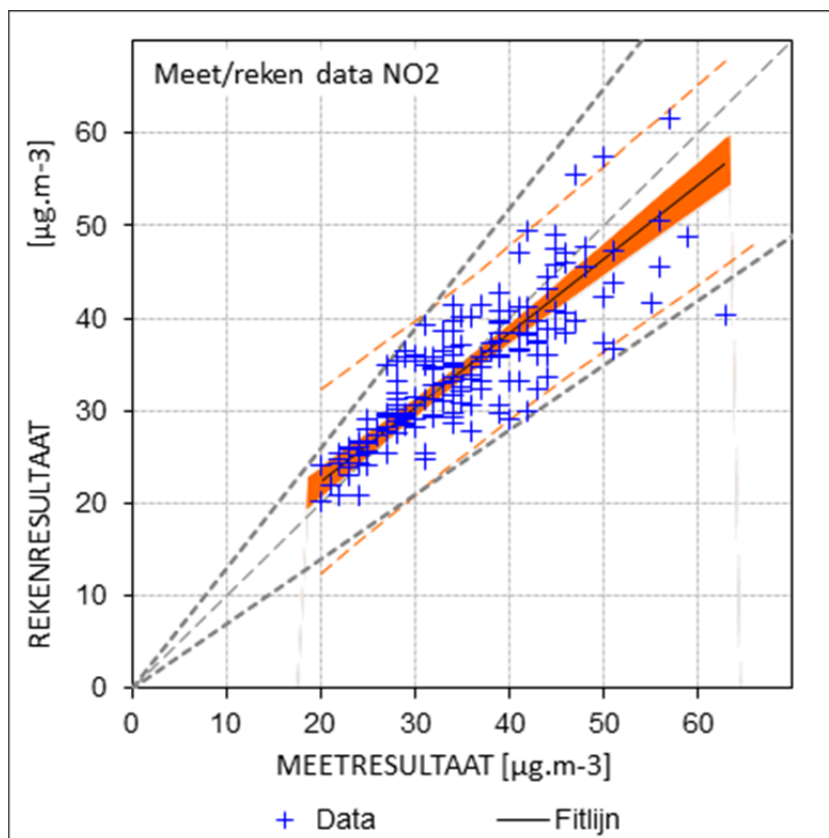
de regressie. Voor de hier vergeleken data kan de restspreiding in de data lager zijn dan de bekende onzekerheden in de gegevens. Een simpel voorbeeld betreft de emissiefactoren. De afgelopen jaren zijn er verschillende bijstellingen van de verkeersemissies geweest. Bij een dergelijke aanpassing veranderen alle berekende verkeersbijdragen in geheel Nederland, maar hoeft de restspreiding van een regressie niet te veranderen. Er zijn dus systematische onzekerheden die niet in de restspreiding zichtbaar worden.

4 Analyse van passieve metingen

In dit hoofdstuk worden de analyses van de gemeten en berekende NO_2 -concentraties verricht. Tevens zal worden getoond dat het niet uitmaakt of de rekentool van het NSL of het eigen rekenmodel van het RIVM wordt gebruikt. Vervolgens worden verschillende analyses van de data gemaakt. De standaardrekenmethoden en de door het ministerie van Infrastructuur en Milieu verstrekte gegevens dekken verschillende soorten situaties. Het gaat in hoofdzaak om achtergrondlocaties, stedelijke straten en snelwegen (deels door stedelijk gebied). Met de nu beschikbare dataset is het mogelijk om voor de verschillende situaties aparte analyses te doen. Hiervoor worden deelsets van de data gebruikt. De criteria waarop de data worden gekozen, worden duidelijk beschreven.

4.1 Analyse met de NSL-rekentool

Als eerste stap in de analyse van de passieve metingen zijn berekeningen uitgevoerd met de rekentool van de NSL-monitoring. Zoals eerder beschreven, is het niet mogelijk om met de rekentool andere berekeningen te maken dan met de standaardgegevens en op de standaardhoogtes. Tevens koppelt de rekentool zelf de opgegeven absolute coördinaten van wegsegmenten en rekenpunten aan elkaar om de relatieve rekenafstand te bepalen. Figuur 4.1 toont de beschikbare stedelijke datasets voor 2011.



Figuur 4.1 Vergelijking van met de gemeten en met de rekentool voor 2011 berekende NO_2 -concentraties in alle beschikbare stedelijke datasets.

In de figuur zijn verschillende zaken aangegeven:

- De datapunten zijn als blauwe plusjes aangegeven.
- De zwarte lijn is de (in dit geval orthogonale) regressielijn die door de datapunten loopt.
- Het oranje gebied geeft het gebied aan waarin de regressielijn gegeven de onzekerheden in de regressie met 95% zekerheid zal liggen.
- De buitenste oranje strepen geven het gebied aan waarbinnen een nieuw rekenresultaat met 95% zekerheid ligt. Als er een nieuw meet/rekenpaar aan de data zal worden toegevoegd, met de meting op de regressielijn, geven de lijnen aan waarbinnen de berekening zal liggen. Omgekeerd kan uit de ligging van deze lijnen worden afgeleid binnen welke grenzen een meting vermoedelijk zal liggen, uitgaande van een berekening. Afhankelijkheden binnen datasets en systematische effecten leiden ertoe dat de aangegeven onzekerheidsgrenzen vermoedelijk ondergrenzen zijn.
- De kwaliteitscriteria van de EU (+/- 30%) zijn als de buitenste grijze stippellijnen getekend.
- De diagonaal van de figuur is in grijs aangegeven.

De waardes van verschillende belangrijke regressieparameters worden in Tabel 4.1 weergegeven voor de berekeningen met de rekentool en vergelijkbare berekeningen met het rekenmodel van het RIVM (TREDM).

Tabel 4.1 Regressieparameters van met de gemeten en met de rekentool voor 2011 berekende NO₂-concentraties in alle beschikbare stedelijke datasets.

Parameter	Waarde		Waarde	
	Rekentool		TREDM	
Richting (2σ)	0.80	0.07	0.80	0.07
Offset (2σ)	6.3	2.6	6.4	2.6
Punten	175		175	
F(20) (2σ)	22.3	1.5	22.4	1.5
F(30) (2σ)	30.4	0.9	30.4	0.8
F(40) (2σ)	38.4	0.9	38.4	0.8
F(50) (2σ)	46.4	1.5	46.4	1.5
Vershil >30%	0.6%	1	1.1%	2
RMSE / R ²	4.3	0.68	4.2	0.69
BIAS	-0.61		-0.56	
MNB/ANB	0.00	-0.02	0.00	-0.02
MQO	0.46		0.45	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	47	33	47	32

De richting en offset zijn de richtingscoëfficiënt en de as-afsnede van de regressielijn, met daarnaast de onzekerheden op basis van de regressie, het 95% betrouwbaarheidsinterval. Daaronder wordt het aantal punten in de regressie vermeld. Vervolgens worden de waarden van de regressielijn bij vier concentraties van 20, 30, 40 en 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ getoond, alsmede hun betrouwbaarheidsintervallen. Deze waarden zijn van belang, omdat de richting en offset van de regressielijn alleen niet altijd even veel zeggen.

In 0.6% van de datapunten, in dit geval dus 1 punt, wijkt de berekening meer dan 30% van de meting af. Volgens de EU-regels mag dat in 10% van de gevallen voorkomen. Daaronder worden de waarden van de RMSE en de R²

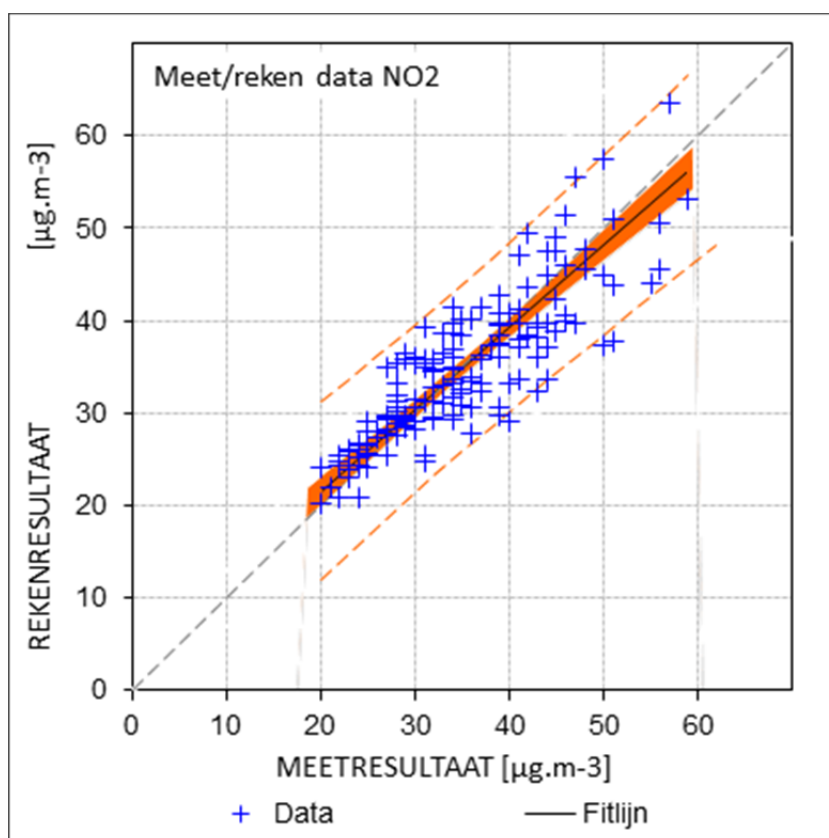
vermeld. De betekenis van de parameters BIAS, MNB, ANB en MQO is in hoofdstuk 3 besproken. De numerieke waarden, rondom nul, duiden op een redelijke overeenkomst tussen de gemeten en berekende concentraties. De laatste regel laat zien dat de gemeten concentraties 47 keer boven $40.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uitkomen en de berekende concentraties dat 33 keer doen, iets minder vaak.

De tabel toont zowel de regressieparameters van de resultaten van de rekentool als die van TREDM. Uit de getallen is duidelijk dat de analyses slechts marginaal verschillen. Voor de ligging van de regressielijn rond de grenswaarde maken de verschillen niet uit. De verschillen in de kentallen zijn eveneens klein. Het gebruik van TREDM in plaats van de rekentool biedt verschillende praktische voordelen. Het gaat vooral om de mogelijkheden om een correctie voor rekenhoogte te doen, om zonder aanpassingen aan de absolute geometrie met de juiste rekenafstand te werken en om desgewenst rekenregels te optimaliseren. Voor de analyses en de daarmee verbonden conclusies maakt het niet uit of de resultaten van ofwel de rekentool ofwel TREDM worden gebruikt. Daarom zal voor de meeste analyses gebruik worden gemaakt van TREDM.

Conclusie:

Op basis van de vergelijking voor 2011 kan worden geconcludeerd dat de resultaten van de standaardrekenmethoden, zoals die in rekentool zijn geïmplementeerd, bij gebruik van de generieke emissiefactoren ruimschoots aan de eisen van de Europese richtlijnen voldoen. Vanaf circa $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liggen de berekende concentraties gemiddeld meer dan 2σ onder de gemeten concentraties.

Een variant die met de rekentool kan worden doorgerekend, is het gebruik van de door de gemeente Amsterdam in oriënterende kentekenscans geconstateerde emissiefactoren (Wiebes, 2012). Deze afwijkende (hogere) emissies kunnen, net als een maatregel voor verschillende soorten voertuigen, in het invoerbestand voor de maatregelen worden verwerkt. Bij de analyse zijn enkele locaties buiten beschouwing gelaten die volgens de leveranciers van de metingen niet geschikt zijn voor vergelijking met modelresultaten of die buiten het toepassingsbereik van de rekenmethoden vallen. Tevens is een door scheepvaart belaste locatie weggelaten aangezien scheepvaart niet in de huidige analyse zit. Het resultaat van de analyse wordt in Figuur 4.2 getoond. Voor een rustiger beeld worden bij vervolganalyses van datasets de +/-30%-lijnen die de EU kwaliteitscriteria aangeven in de figuren weggelaten.



Figuur 4.2 Vergelijking van de gemeten en met de rekentool voor 2011 berekende NO_2 -concentraties in alle beschikbare stedelijke datasets na gebruik van lokale emissies in Amsterdam en selectie van locaties binnen het toepassingsgebied.

Tabel 4.2 Regressieparameters van met de gemeten en met de rekentool voor 2011 berekende NO_2 -concentraties in alle beschikbare stedelijke datasets bij gebruik van lokale emissies.

Parameter	Waarde parameter	Parameter/ onzekerheid
Richting (2σ)	0.89	0.07
Offset (2σ)	3.9	2.6
Punten	171	
$F(20)$ (2σ)	21.6	1.3
$F(30)$ (2σ)	30.5	0.8
$F(40)$ (2σ)	39.3	0.8
$F(50)$ (2σ)	48.2	1.4
Verschil >30%	0.0%	0
$RMSE / R^2$	4.2	0.73
BIAS	-0.08	
MNB/ANB	0.01	0.00
MQO	0.42	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	44	32

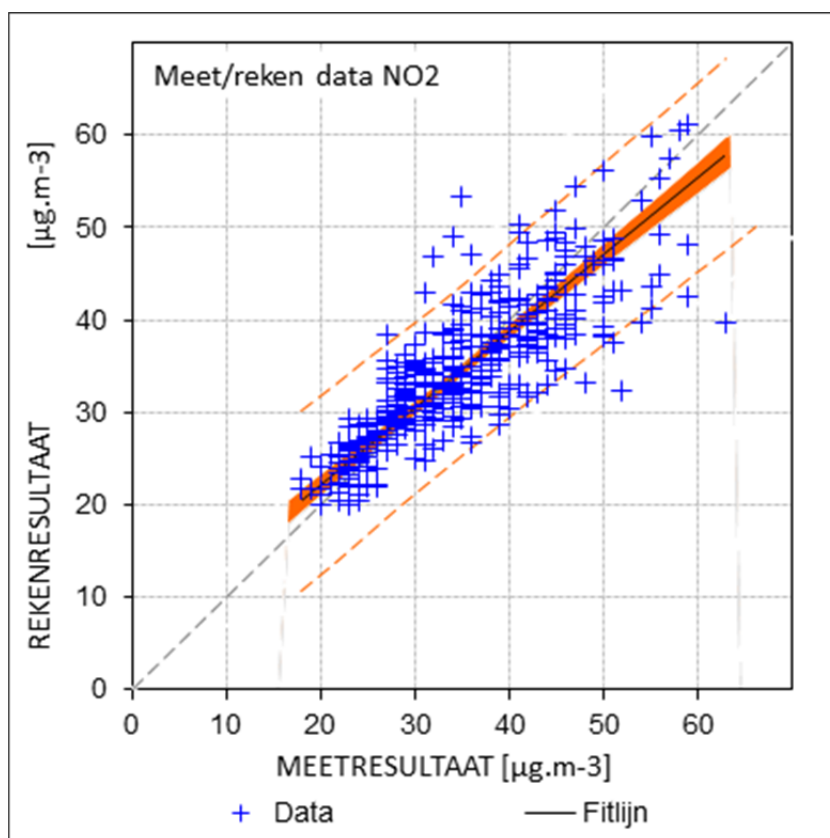
De regressielijn ligt in de omgeving van de grenswaarde iets onder de diagonaal. De resultaten van de rekentool wijken duidelijk niet structureel en/of systematisch van de metingen af.

Conclusie:

Op basis van de vergelijking voor 2011 kan worden geconcludeerd dat de resultaten van de standaardrekenmethoden, zoals die in rekentool zijn geïmplementeerd, bij gebruik van de generieke en emissiefactoren, verfijnd met lokale kennis, ruimschoots aan de eisen van de Europese richtlijnen voldoen. Vanaf circa $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liggen de berekende concentraties gemiddeld meer dan 20 onder de gemeten concentraties.

4.2 Analyse voor 2010 en 2011

In totaal zijn er voor 2010 en 2011 tezamen 435 datapunten beschikbaar voor een vergelijking van gemeten en berekende concentraties. Figuur 4.3 toont de vergelijking van gemeten en met TREDM berekende concentraties indien alle beschikbare lokale gegevens en alle standaard voorgeschreven gegevens, zoals achtergrondconcentraties en emissiefactoren, worden gebruikt.



Figuur 4.3 Vergelijking van alle beschikbare gemeten en met TREDM berekende NO_2 -concentraties voor 2010 en 2011 (standaard emissies en met correctie voor hoogteverschil).

Enkele belangrijke regressieparameters worden in Tabel 4.3 weergegeven.

Tabel 4.3 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO₂-concentraties.

Parameter	Waarde alles	
Richting (2 σ)	0.83	0.05
Offset (2 σ)	5.5	1.7
Punten	435	
F(20) (2 σ)	22.2	0.9
F(30) (2 σ)	30.5	0.5
F(40) (2 σ)	38.8	0.5
F(50) (2 σ)	47.1	0.9
Verschil >30%	2.5%	11
RMSE / R ²	4.4	0.68
BIAS	-0.28	
MNB/ANB	0.01	-0.01
MQO	0.46	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	108	87

De richting en offset wijken in bovenstaande regressie ogenschijnlijk aanzienlijk van de 'ideale' waarden 1.00 en 0.0 af. Uit de feitelijke concentraties is echter duidelijk dat de regressielijn rondom de grenswaarde van 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in geringe mate van 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ afwijkt, de gemiddelde rekenwaarde bedraagt op dat punt 38.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Bij hogere concentraties, rondom 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ is er sprake van enige onderschatting en bij lagere concentraties is er sprake van een overschatting.

In 2.5% van de datapunten, in dit geval dus 11 punten, wijkt de berekening meer dan 30% van de meting af. Volgens de EU regels mag dat in 10% van de gevallen voorkomen. De betekenis van de parameters BIAS, MNB, ANB en MQO is in hoofdstuk 3 besproken. De numerieke waarden, rondom nul, duiden op een betrekkelijk goede overeenkomst tussen de gemeten en berekende concentraties. De laatste regel laat zien dat de gemeten concentraties 108 keer boven 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uitkomen en de berekende concentraties dat 87 keer doen.

4.3 NO₂-data per dataset

De gemeten concentraties zijn per dataset vergeleken met de berekeningen. De resultaten worden in Bijlage 4 weergegeven. Op basis van de vergelijkingen kan het volgende worden geconcludeerd:

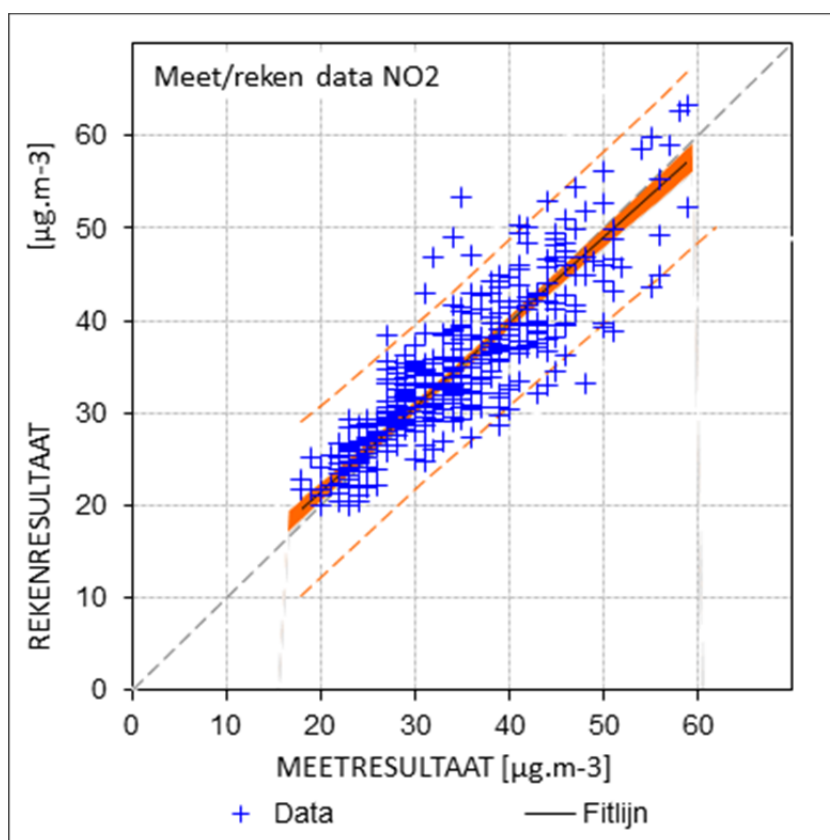
- De individuele vergelijkingen van gemeten en berekende concentraties tonen een divers beeld. De rekenresultaten voor Utrecht, Nijmegen, Den Bosch en het gebied van de DCMR lijken direct op de gemeten concentraties. Binnen de dataset zijn er enkele aandachtspunten bij individuele meetlocaties. Het wordt aanbevolen om de betreffende locaties en omstandigheden te onderzoeken.
- Voor Amsterdam is er ook een goede overeenstemming maar pas nadat de door de gemeente in oriënterend kentekenscans geconstateerde (indicatieve) emissies worden gebruikt (zie Bijlage 4 voor details). Evenzo zijn er in Amsterdam relatief veel uitbijtende locaties. In het centrum van Amsterdam liggen enkele locaties waar de gemeten achtergrondconcentratie circa 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hoger is dan de berekende waarde. Er kan niet worden uitgesloten dat hier sprake is van sterk lokale invloed van scheepvaart (rondvaartboten).

- Voor Doetinchem, Arnhem en Tilburg wordt een redelijk goede overeenkomst gevonden voor de concentraties op achtergrondlocaties maar overschatten de berekeningen de concentraties op straatlocaties. Dit kan er op wijzen dat de gehanteerde verkeersgegevens te hoge verkeersaantallen of te veel stagnatie bevatten. De gemeente Nieuwegein heeft zelf geconstateerd dat de verkeersaantallen voor de laatste jaren te hoog waren en heeft de verkeersaantallen aangepast (Van Dam, 2012). Voor 2011 liggen de modellen in Nieuwegein nog steeds hoger dan de metingen.
- In Nijkerk onderschatten de modellen de metingen. Mogelijk spelen de lokale omgevingskenmerken en de gehanteerde verkeersgegevens hierbij een rol. In de monitoringrapportage van 2012 (Zanten, 2012) zijn vragen aan de wegbeheerder gesteld betreffende de invoergegevens.
- In Ouderkerk en Duivendrecht worden de laagste gemeten NO₂-concentraties door het model enkele microgrammen per kubieke meter overschat en de hoogste concentraties enkele microgrammen onderschat.
- De metingen van het RIVM omvatten een breed spectrum van locaties: achtergronden, stedelijke straten en dicht bij snelwegen. Over het algemeen liggen de gemeten en berekende concentraties dicht bij elkaar.

4.4 Data binnen het toepassingsgebied van de rekenmethoden

Van de 435 beschikbare dataparen zijn er 420 waarbij er geen evidente lokale reden is om te twijfelen aan de berekening, de meting of dat ze binnen het toepassingsbereik van de modellen vallen. Voor een kwantitatieve analyse is het van belang om af te bakenen welke data wel en niet in de vergelijking meegenomen worden. Op basis van de individuele datasets kan niet worden uitgesloten dat de opgegeven verkeerscijfers in enkele gemeenten aan de hoge kant zijn. Zekerheid hierover is er echter niet.

De data die binnen de toepassingsgebieden van de rekenmethoden vallen en de orthogonale regressie hieraan worden in Figuur 4.4 getoond.



Figuur 4.4 Vergelijking van alle beschikbare gemeten en met TREDM berekende NO_2 -concentraties voor 2010 en 2011. De locaties die buiten het toepassingsgebied van de rekenmethoden vallen zijn niet in de analyse betrokken.

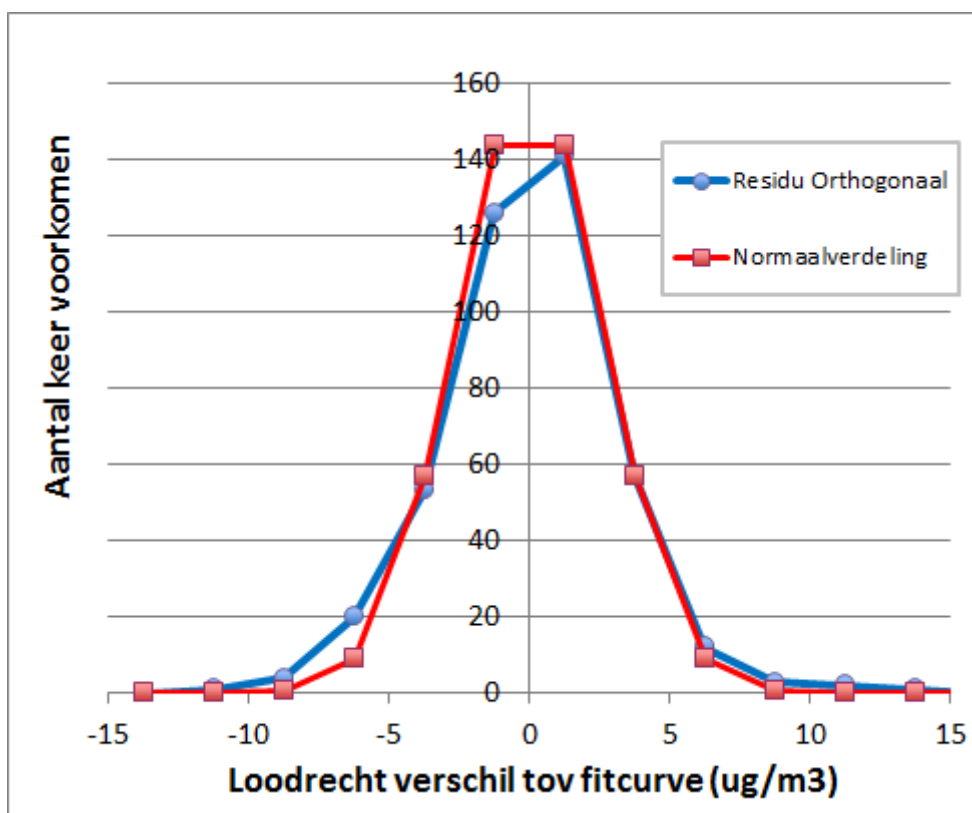
De regressieparameters voor de regressie worden in Tabel 4.4 getoond. Het is opvallend dat de modelresultaten rond de grenswaarde gemiddeld erg dicht bij de metingen liggen, maar dat het aantal gemeten en berekende concentraties boven de grenswaarde aanzienlijk scheelt. In eerdere rapporten van het RIVM over de monitoring van het NSL is gewezen op het feit dat locaties met berekende concentraties boven de grenswaarde vermoedelijk meer aandacht van wegbeheerders krijgen dan wanneer de concentraties onder de grenswaarde liggen. Zonder dat er sprake hoeft te zijn van bewuste beïnvloeding van het aantal overschrijdingen kan de asymmetrie in aandacht tot een situatie met relatief meer 'net niet' overschrijdingen dan 'net wel' overschrijdingen leiden. Deze asymmetrie en de consequenties daarvan staan los van de kwaliteit van de rekenmethoden.

Tabel 4.4 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO₂-concentraties op locaties binnen het toepassingsgebied van de rekenmethoden.

Parameter	Waarde	
Richting (2σ)	0.92	0.05
Offset (2σ)	3.1	1.7
Punten	420	
F(20) (2σ)	21.5	0.8
F(30) (2σ)	30.6	0.5
F(40) (2σ)	39.8	0.5
F(50) (2σ)	49.0	0.9
Verschil >30%	2.1%	9
RMSE / R ²	4.2	0.73
BIAS	0.30	
MNB/ANB	0.02	0.01
MQO	0.42	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	96	84

Bij een orthogonale kleinstekwadratenregressie worden de loodrechte (orthogonale) afstanden van de datapunten tot de regressielijn (de residuen) geminimaliseerd. Hierbij wordt aangenomen dat de afwijkingen in de berekende en gemeten concentraties normaal verdeeld zijn⁹. De grootte van de residuen van de regressie, gemeten loodrecht op de regressielijn is in Figuur 4.5 weergegeven. De verdeling lijkt sterk op een normaalverdeling met een breedte van 2.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

⁹ <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/pri/section2/pri24.htm>

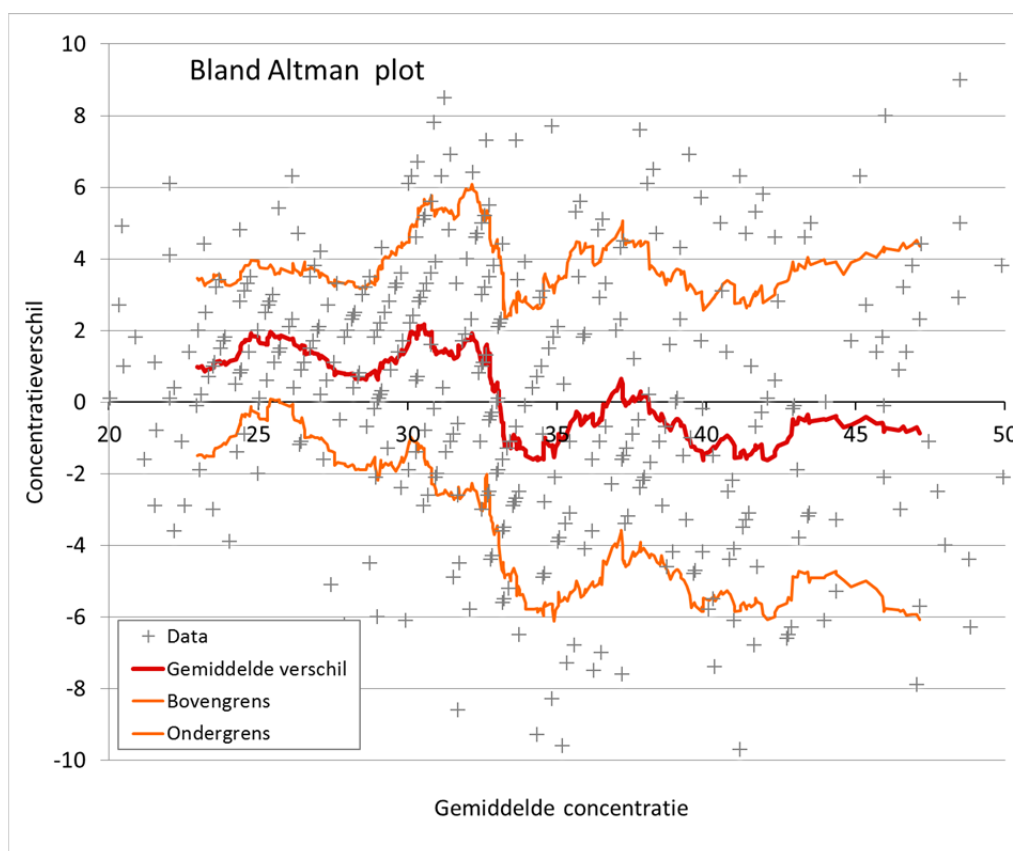


Figuur 4.5 Verdeling van de residuen van de analyse, gemeten loodrecht op de regressielijn. De rode lijn is een normaalverdeling met een breedte van $2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Op het oog is er een goede overeenkomst tussen de verdeling van de gevonden residuen en de theoretische normaalverdeling. Zoals eerder beschreven geeft een Quantile/Quantile-plot informatie over de mate waarin twee datasets gelijk zijn. Voor de nu beschikbare meet/rekenparen wordt de QQ-plot in Bijlage 5 getoond. De QQ-plot voor de beschikbare data laat een verloop zien dat aangeeft dat de verdelingen van de gemeten en berekende NO_2 -concentraties sterk op elkaar lijken.

De kentallen in de tabel bij de regressie geven, net als de andere analyses, aan dat er sprake is van een goede overeenkomst tussen de berekende en gemeten concentraties. De waarde van de Model Quality Objective rond 0.40 geeft in de interpretatie van het FAIRMODE-project aan dat de resultaten van de rekenmethode en de metingen dermate dicht bij elkaar liggen dat significante verbetering lastig is.

De in de verdere analyse gebruikte dataparen zijn in Figuur 4.6 in een Bland-Altman (BA) plot weergegeven. Een BA-plot wordt zonder enige regressie aan de data gemaakt. In een BA-plot wordt het verschil tussen de meting en berekening uitgezet als functie van het gemiddelde van de meting en de berekening. Omdat voor het verschil de waarde van de meting van de waarde van de berekening wordt afgetrokken, geeft een gemiddeld positief verloop aan dat het model de metingen gemiddeld overschat. Evenzo geeft een gemiddeld negatief verloop aan dat het model de metingen gemiddeld onderschat.



Figuur 4.6 Bland-Altmanplot van de gemeten en berekende NO_2 -concentraties in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De rode lijn is het voortschrijdend gemiddelde van de verschillen, de oranje lijnen zijn de onzekerheidsgrenzen.

De Bland-Altmanplot is uitgebreid met lijnen die het voortschrijdend gemiddelde (± 15 datapunten) van het verschil model-meting en de standaarddeviatie daarvan weergeven. De figuur laat zien dat het voortschrijdend gemiddelde van het verschil vanaf circa $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ redelijk constant is. De standaarddeviatie van het verschil bedraagt circa $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het 95%BI is derhalve $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ waar volgens de regelgeving $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ is toegestaan (bij de grenswaarde). Het verschil tussen de berekeningen en metingen is veel kleiner dan de spreiding daarin. De plot bevestigt dat het rekenmethoden voldoen aan de EU-eisen. In Bijlage 5 wordt de verdeling van achtergrondpunten, SRM-1 en SRM-2 punten in de Bland-Altmanplot nader besproken.

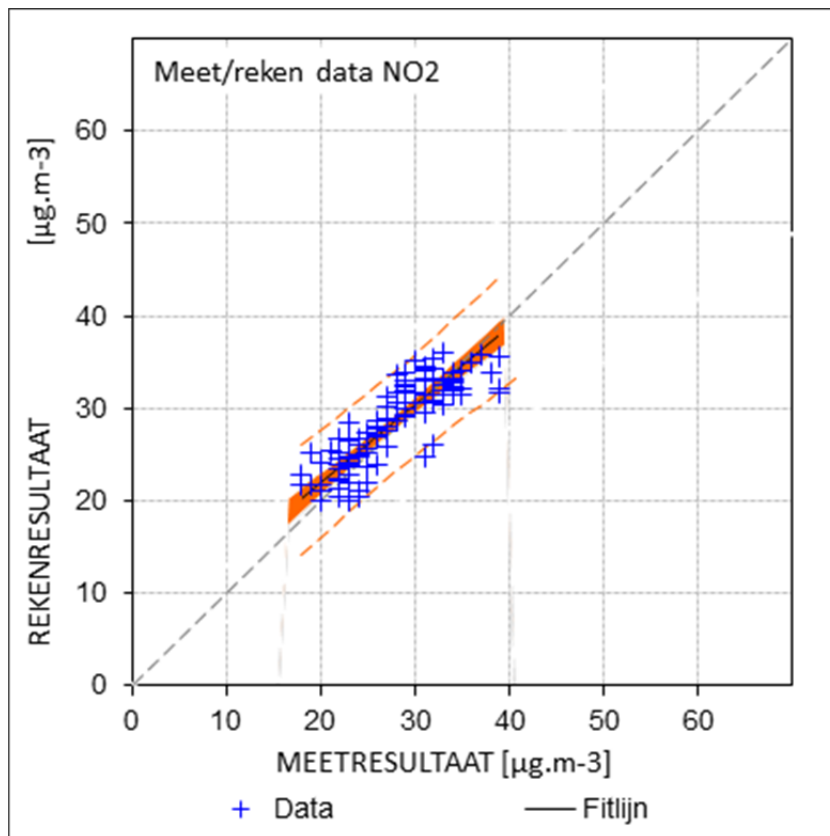
Er zijn 25 meetpunten (circa 6%) waarop de berekende concentraties meer dan $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ van de gemeten concentraties afwijken. In 3 gevallen bedraagt het verschil meer dan $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De redenen voor de grote verschillen zijn niet altijd duidelijk, er wordt aanbevolen om nader onderzoek naar de lokale omstandigheden te verrichten. De lijst wordt in Bijlage 7 getoond.

Conclusie:

Op basis van de vergelijkingen voor 2010 en 2011 kan worden geconcludeerd dat de resultaten van de standaardrekenmethoden, zoals die in het model van het RIVM zijn geïmplementeerd ruimschoots aan de eisen van de Europese richtlijnen voldoen. Deze conclusie wordt ook door andere analyses dan alleen regressie aan de data bevestigd.

4.4.1 Analyse van achtergronddata

Om de kwaliteit van de achtergrondconcentraties te bepalen, is er een analyse gedaan voor de locaties waarbij er geen sterke verkeersbijdragen van SRM-1 en/of SRM-2 zijn. Om deze punten te selecteren, worden de berekende NO_x -bijdragen (dus niet NO_2) van de beide standaardrekenmethoden gebruikt. De uiteindelijke beoordeling is op basis van de totale NO_2 -concentraties. Voor de achtergrondlocaties worden die locaties geselecteerd waarbij zowel de SRM-1 als de SRM-2 NO_x -bijdragen kleiner zijn dan $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De vermoedelijk door scheepvaart beïnvloede locaties rondom het Damrak in Amsterdam (zie Bijlage 4) zijn niet in de vergelijking meegenomen. De resultaten worden in Tabel 4.7 en Figuur 4.5 gepresenteerd.



Figuur 4.7 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties op achtergrondlocaties.

Tabel 4.5 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO₂-concentraties op achtergrondlocaties.

Parameter	Waarde	
Richting (2σ)	0.85	0.09
Offset (2σ)	4.8	2.5
Punten	110	
F(20) (2σ)	21.9	0.9
F(30) (2σ)	30.4	0.6
F(40) (2σ)	38.9	1.3
F(50) (2σ)	47.4	2.3
Vershil >30%	0.9%	1
RMSE / R ²	2.4	0.73
BIAS	0.71	
MNB/ANB	0.04	0.02
MQO	0.33	
Obs, Mod >40 µg/m ³	0	0

De data zijn geclusterd in grofweg twee groepen punten. De laagste concentraties, van circa 20 µg/m³, zijn op locaties buiten de Randstad. De achtergronden worden hier met circa 2 µg/m³ overschat. De hogere cluster, bij circa 30 µg/m³, zijn de achtergrondlocaties in de grote steden in de Randstad. De achtergronden worden hier gemiddeld met circa 0.5 µg/m³ overschat. Deze cluster is ook als lokale verhoging terug te zien in de regressie aan de data. Door de relatief grotere overschatting bij lagere concentraties loopt de regressielijn iets scheef.

De spreiding in een cluster is (relatief) aanzienlijk. Waar de berekende achtergronden, uit de aard van de aannames, een kleine variatie binnen een gebied vertonen kunnen de gemeten concentraties tussen -5 en +5 µg/m³ van de berekende waarden verschillen. Deze variatie treedt uiteraard ook op straatlocaties op en kan tot verschillen in berekende en gemeten concentraties op straatlocaties leiden die uiteindelijk niet aan de modellering van de verkeersbijdrage liggen. Evenzo kunnen afwijkingen in verkeersbijdragen en achtergronden elkaar in de totale concentratie compenseren.

Voor alle achtergrondachtige locaties is de relatieve spreiding bepaald in het verschil tussen meting en berekening; $(\text{meting} - \text{model}) / (0.5 * (\text{meting} + \text{model}))$. De standaarddeviatie hierin bedraagt 10%, hetgeen een betrouwbaarheidsinterval van 20% (95%BI) impliceert. Dat deze onzekerheid kleiner is dan de onzekerheid die in de GCN-berekeningen wordt opgegeven is te begrijpen uit het feit dat zowel de GCN-berekeningen als de metingen in een gebied aan de metingen van het LML worden geijkt. Op deze manier worden systematische verschillen deels voorkomen.

Conclusie:

Op basis van de vergelijkingen voor 2010 en 2011 kan worden geconcludeerd dat de berekende achtergrondconcentraties ruimschoots aan de eisen van de Europese richtlijnen voldoen.

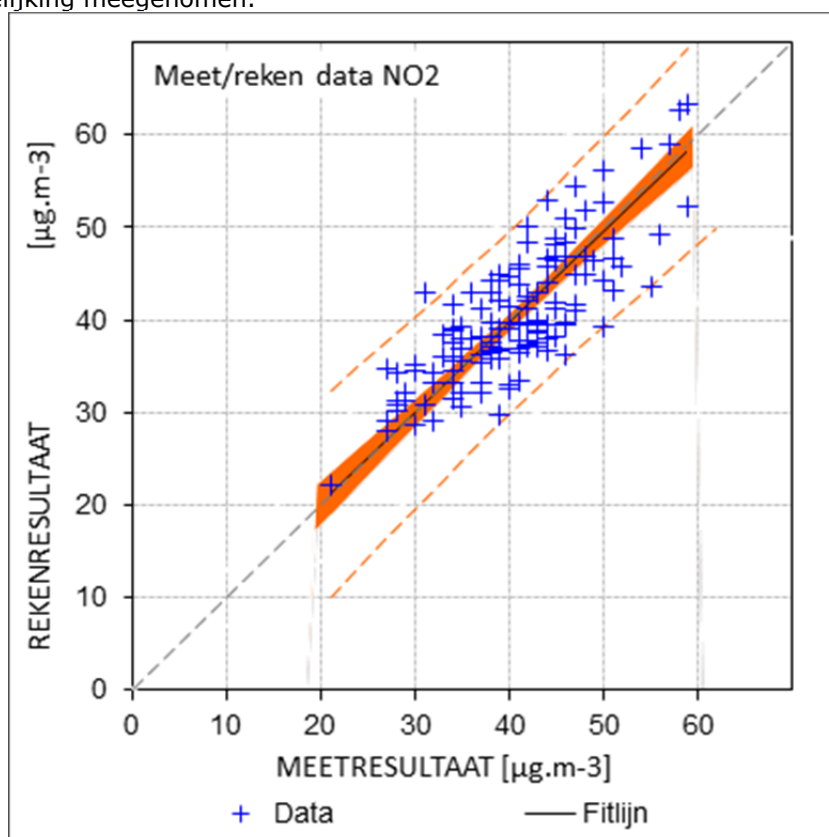
4.4.2 Analyse van SRM-1 locaties

Om de kwaliteit van de SRM-1 concentraties te bepalen, is er een analyse gedaan voor de data waarbij de berekende SRM-1 NO_x-bijdragen groter zijn dan 5 µg/m³ en de berekende SRM-2 NO_x-bijdragen kleiner zijn dan 5 µg/m³. Bij deze keuze van locaties zijn er in de data minstens enkele tientallen metingen per straattype. De aantallen beschikbare meetpunten per SRM-1 wegtype staan in Tabel 4.6. Zowel alle beschikbare locaties als die welke strikt binnen het toepassingsbereik van SRM-1 vallen worden vermeld.

Tabel 4.6 Aantal locaties per straattype.

Straattype	1	2	3	4
Alle datasets	37	27	44	49
Strikt binnen toepasbaarheid	31	24	40	45

De resultaten van de regressie aan de SRM-1 concentraties worden in Figuur 4.8 en Tabel 4.7 gepresenteerd. De vermoedelijk door scheepvaart beïnvloede locaties rondom het Damrak in Amsterdam (zie Bijlage 4) zijn niet in de vergelijking meegenomen.



Figuur 4.8 Gemeten en berekende NO₂-concentraties op stedelijke locaties.

Tabel 4.7 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO₂-concentraties op stedelijke locaties.

Parameter	Waarde	
Richting (2 σ)	0.97	0.10
Offset (2 σ)	0.9	4.1
Punten	140	
F(20) (2 σ)	20.4	2.2
F(30) (2 σ)	30.1	1.3
F(40) (2 σ)	39.8	0.7
F(50) (2 σ)	49.5	1.2
Verschil >30%	0.7%	1
RMSE / R ²	4.5	0.63
BIAS	-0.23	
MNB/ANB	0.00	-0.01
MQO	0.37	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	71	57

De gemeten en berekende NO₂-concentraties liggen gemiddeld dicht elkaar. Bij 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ onderschat de rekenmethode de metingen gemiddeld met 0.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dit is echter ruim minder dan de onzekerheid. De gemeten en berekende concentraties liggen over het gehele bereik gemiddeld dicht bij elkaar. Indien de metingen op het Damrak worden meegenomen ligt de fit bij de grenswaarde gemiddeld op 39.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Als de analyse per individueel straattypen wordt uitgevoerd, neemt het aantal beschikbare datapunten sterk af. Voor de volledigheid worden de resultaten in Bijlage 6 kort besproken. Binnen de onzekerheden is er, voor zover nu kan worden nagegaan, voor de individuele straattypen geen reden om aan de modellering te twijfelen.

Voor de SRM-1 locaties is er genoeg data om een uitsplitsing te maken naar het jaar, 2010 of 2011. De resultaten van de regressies, aan alle data per jaar, zijn dan als volgt:

Tabel 4.8 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO₂-concentraties op stedelijke locaties, uitgesplitst per jaar.

Parameter	2010		2011	
Richting (2σ)	1.03	0.15	0.91	0.13
Offset (2σ)	-0.6	6.3	2.8	5.4
Punten	67		73	
F(20) (2σ)	20.0	3.3	20.9	3.0
F(30) (2σ)	30.3	1.9	30.0	1.8
F(40) (2σ)	40.5	1.0	39.1	1.1
F(50) (2σ)	50.8	1.7	48.1	1.7
Verschil >30%	1.5%	1	0.0%	0
RMSE / R ²	4.5	0.64	4.4	0.65
BIAS	0.57		-0.97	
MNB/ANB	0.02	0.01	-0.02	-0.02
MQO	0.36		0.38	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	34	31	37	26

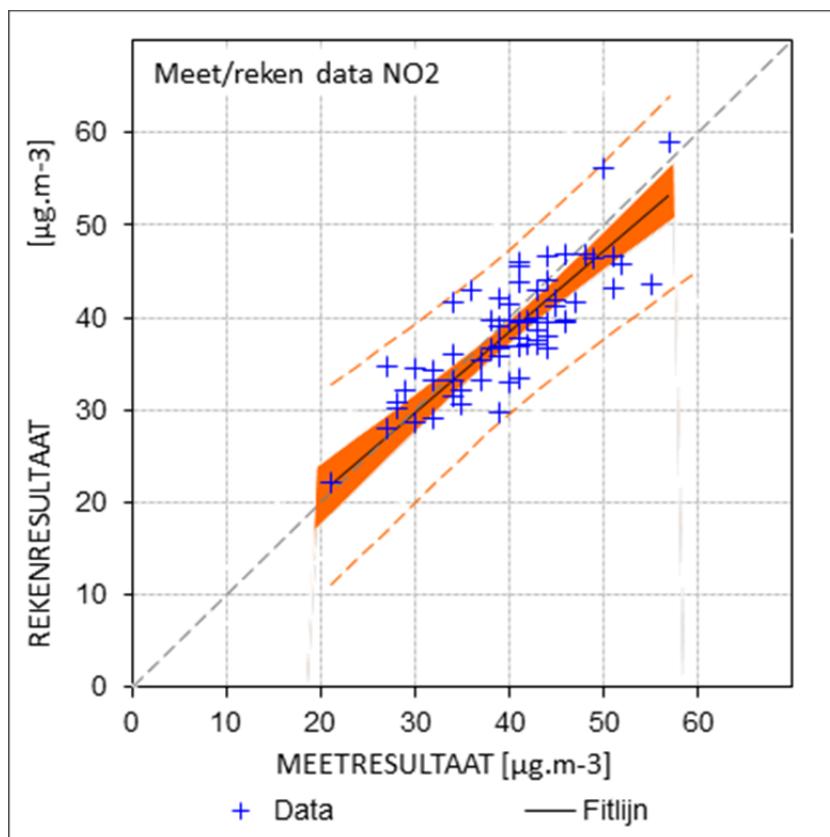
Er is uiteraard een verschil van jaar tot jaar, maar de jaren zijn consistent met de analyses aan beide jaren. Van de datasets zijn alleen de RIVM-data en de in Amsterdam gemeten data voor beide jaren beschikbaar. De data van bijvoorbeeld Utrecht, Nijmegen, Nieuwegein, Tilburg en Den Bosch zijn maar voor één jaar beschikbaar of worden om verschillende redenen maar voor een enkel jaar gebruikt.

Conclusie:

Op basis van de vergelijkingen voor 2010 en 2011 kan worden geconcludeerd dat de resultaten van de standaardrekenmethode voor stedelijke straten zoals die in het model van het RIVM is geïmplementeerd ruimschoots aan de eisen van de Europese richtlijnen voldoen. Rond de grenswaarde zijn de berekende concentraties gemiddeld praktisch gelijk aan de gemeten concentraties. Het verschil is kleiner dan de onzekerheid in de concentraties. Deze conclusie geldt zowel voor de gecombineerde data voor 2010 en 2011 als voor de data van de afzonderlijke jaren.

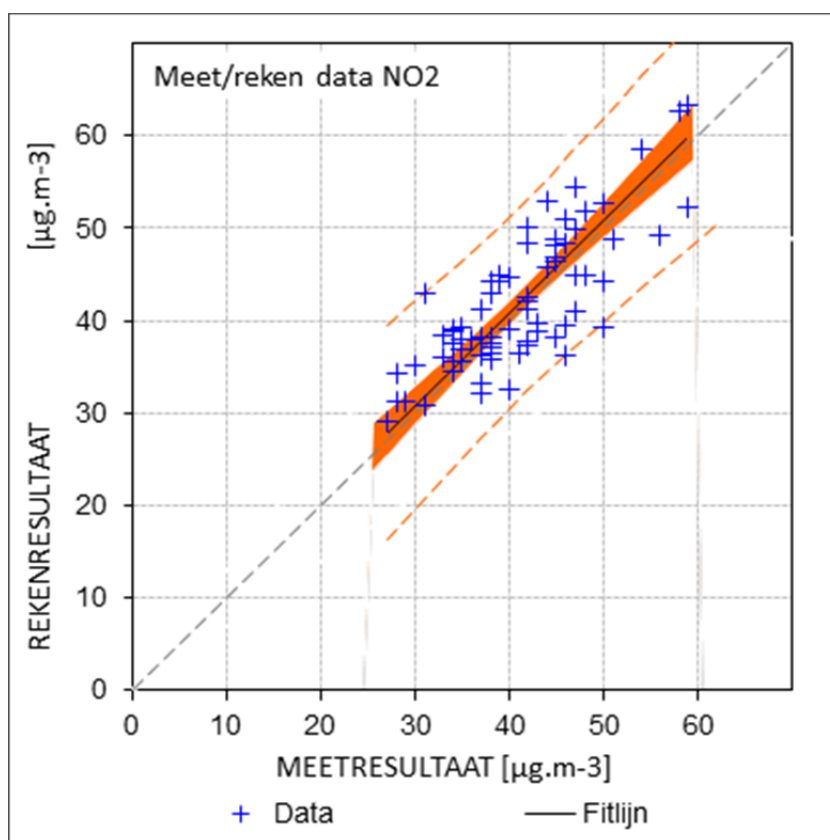
Het effect van bomen in een straat

Het is interessant om te kijken naar het effect van bomen op de luchtkwaliteit in straten. In verschillende studies is bevestigd dat vegetatie in een straat met verkeersbronnen de bijdragen van deze bronnen verhoogt, zie bijvoorbeeld Vos (2012a en 2012b), Pronk (2012) en Wesseling (2011). In het (recente) verleden is de grootte van het effect met behulp van CFD-berekeningen of windtunnelstudies geschat. Een schatting op basis van veldmetingen ontbreekt echter. De in de huidige studie beschikbare data maakt het mogelijk om met enig detail de modellering van de luchtkwaliteit in straten zowel met als zonder bomen te analyseren. Voor de deelverzameling van SRM-1 van straten zonder invloed van bomen zie Figuur 4.9.



Figuur 4.9 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties op stedelijke locaties in straten zonder gemodelleerde invloed van bomen.

Voor de deelverzameling van SRM-1 met juist wel invloed van bomen in de straten, zie Figuur 4.10.



Figuur 4.10 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties op stedelijke locaties in straten met gemodelleerde invloed van bomen.

Tabel 4.9 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO_2 -concentraties op stedelijke locaties met en zonder bomen in de straat.

Parameter	Zonder bomen		Met bomen	
Richting (2σ)	0.88	0.13	1.00	0.14
Offset (2σ)	3.4	5.4	1.1	5.8
Punten	66		74	
F(20) (2σ)	21.0	3.1	21.0	3.1
F(30) (2σ)	29.7	1.8	30.9	1.8
F(40) (2σ)	38.5	1.0	40.9	1.0
F(50) (2σ)	47.3	1.8	50.9	1.6
Verschil >30%	0.0%	0	1.4%	1
RMSE / R^2	3.9	0.65	4.6	0.65
BIAS	-1.50		0.89	
MNB/ANB	-0.03	-0.04	0.03	0.02
MQO	0.36		0.38	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35	23	36	34

Op basis van de analyse kan worden geconstateerd dat in de situatie zonder invloed van bomen in een straat er rond de grenswaarde sprake is van een lichte onderschatting van de gemeten concentraties door de berekeningen. De absolute waarde van de bias is relatief groot. In de situatie met invloed van

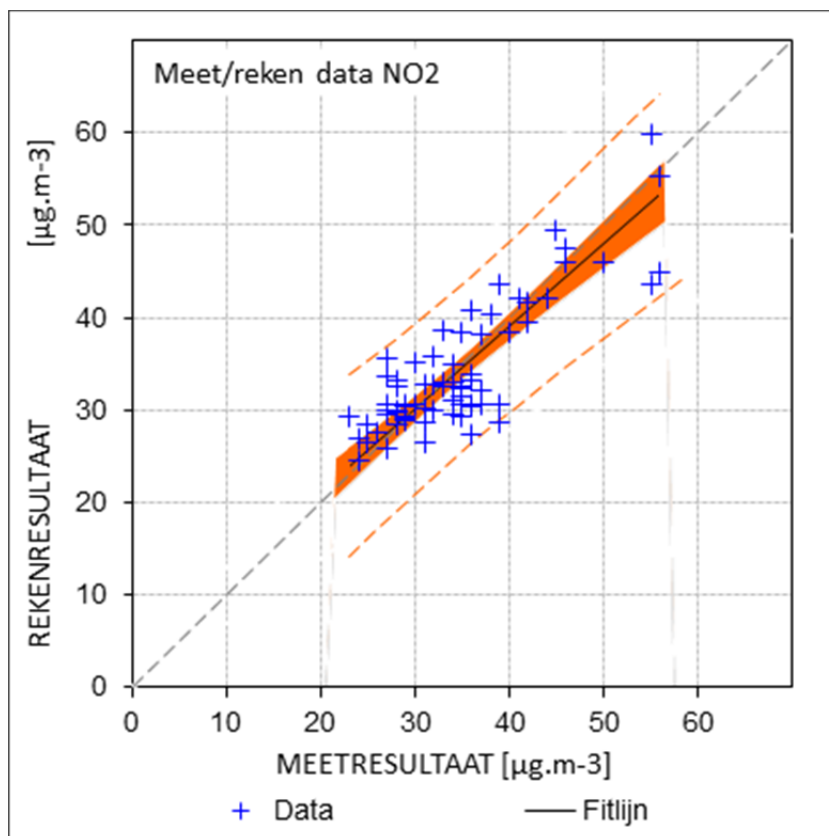
bomen in een straat is er rond de grenswaarde sprake van een lichte overschatting van de gemeten concentraties. De verschillen tussen de regressieparameters zijn echter kleiner dan de onzekerheden daarin. Bij de grenswaarde verschillen de gemiddelde berekende concentraties echter net meer dan 2σ van elkaar.

4.4.3 Analyse van SRM-2 locaties

Om de kwaliteit van de SRM-2 concentraties te bepalen is een analyse gedaan voor de data waarbij de berekende NO_x -bijdragen van SRM-2 groter zijn dan $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en de berekende SRM-1 NO_x -bijdragen kleiner zijn dan $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De iets hogere grens voor de SRM-2 bijdragen is gekozen om vooral de sterker door SRM-2 belaste locaties te selecteren. De resultaten, gebaseerd op 70 dataparen, worden in Tabel 4.10 en Figuur 4.11 gepresenteerd. De twee locaties in Arnhem die vermoedelijk op een verkeerde locatie liggen (zie Bijlage 4) zijn niet in de analyse meegenomen.

Tabel 4.10 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO_2 -concentraties op SRM-2 locaties.

Parameter	Waarde	
Richting (2σ)	0.89	0.12
Offset (2σ)	3.6	4.2
Punten	70	
F(20) (2σ)	21.3	2.2
F(30) (2σ)	30.2	1.2
F(40) (2σ)	39.1	1.2
F(50) (2σ)	47.9	2.3
Vershil >30%	1.4%	1
RMSE / R^2	4.0	0.70
BIAS	-0.32	
MNB/ANB	0.00	-0.01
MQO	0.40	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12	14



Figuur 4.11 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties op alle locaties die vooral door SRM-2 wegen worden belast.

De overeenkomst tussen de gemeten en berekende NO_2 -concentraties is niet slecht, zeker niet bij de hogere concentraties. Bij die hogere concentraties, boven $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ is er een goede overeenkomst tussen gemeten en berekende concentraties. Bij $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ is er gemiddeld sprake van een onderschatting door de rekenmethode van $0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het verschil is niet significant. Het belang van nader onderzoek naar uitbijters wordt geïllustreerd door twee locaties bij Arnhem. Als de twee sterk uitbijtende locaties (zie Bijlage 4) wel in de regressie worden opgenomen dan veranderen de richtingscoëfficiënt en de offset van 0.89 en 3.4 in 0.97 en 1.0. Op zich is de verandering binnen de onzekerheid, maar het geeft de gevoeligheid voor sterke uitbijters aan.

Voor SRM-2 is het aantal locaties beperkt. Voor de volledigheid zijn de resultaten wel uitgesplitst naar jaar.

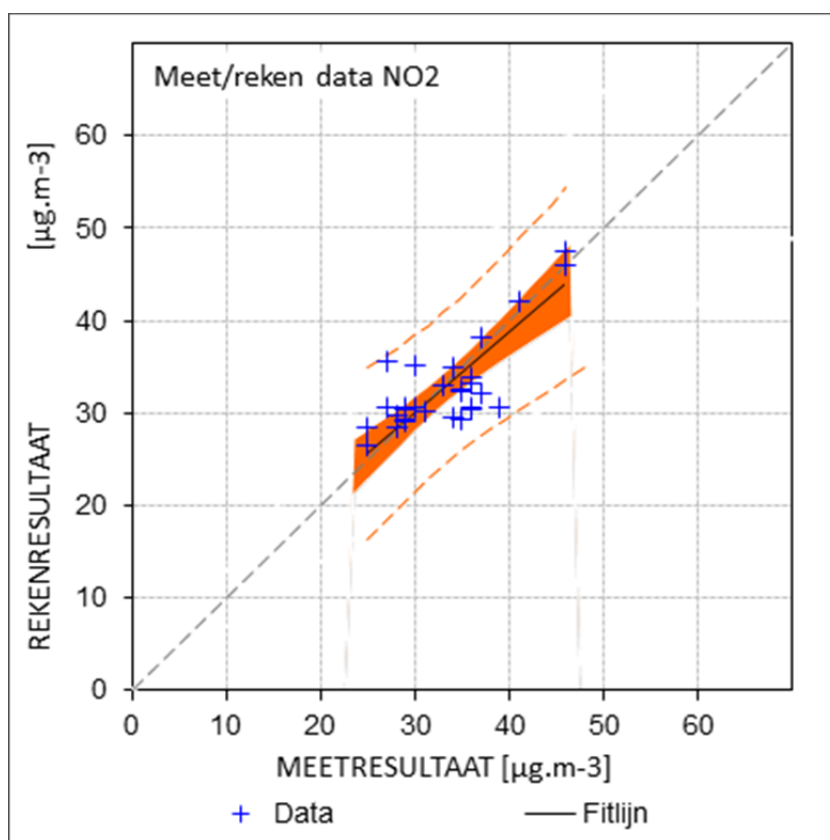
Tabel 4.11 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO₂-concentraties op SRM-2 locaties, uitgesplitst per jaar.

Parameter	2010		2011	
Richting (2 σ)	0.90	0.16	0.88	0.18
Offset (2 σ)	3.8	5.5	3.3	6.5
Punten	33		37	
F(20) (2 σ)	21.7	2.9	20.9	3.4
F(30) (2 σ)	30.7	1.6	29.7	1.8
F(40) (2 σ)	39.7	1.8	38.6	1.8
F(50) (2 σ)	48.6	3.2	47.4	3.4
Verschil >30%	0.0%	0	2.7%	1
RMSE / R ²	3.8	0.76	4.2	0.65
BIAS	0.26		-0.85	
MNB/ANB	0.02	0.01	-0.01	-0.02
MQO	0.38		0.42	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5	7	7	7

De resultaten per jaar zijn consistent met die van beide jaren tezamen.

4.4.4 Snelwegen langs en door een stad

Op verschillende locaties bij Amsterdam, Duivendrecht, Ouderkerk, Utrecht, Tilburg en Den Bosch zijn in 2010 en 2011 metingen verricht op locaties waar snelwegen vlak langs huizen lopen. Deze locaties zijn apart geanalyseerd. Hierbij is gekeken naar alle locaties met berekende SRM-2 NO_x-bijdragen van minimaal 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De data en de regressie worden in Figuur 4.12 en Tabel 4.12 getoond.



Figuur 4.12 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties op stedelijke locaties die vooral door snelwegen worden belast.

Tabel 4.12 Regressieparameters van met de gemeten en met TREDM voor 2010 en 2011 berekende NO_2 -concentraties op SRM-2 locaties in stedelijk gebied.

Parameter	Waarde	
Richting (2σ)	0.88	0.22
Offset (2σ)	3.7	7.5
Punten	29	
F(20) (2σ)	21.2	3.6
F(30) (2σ)	30.0	1.6
F(40) (2σ)	38.7	2.2
F(50) (2σ)	47.5	4.5
Vershil >30%	3.4%	1
RMSE / R^2	3.4	0.59
BIAS	-0.43	
MNB/ANB	0.00	-0.01
MQO	0.36	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	3	3

Het aantal beschikbare punten is beperkt en de spreiding en onzekerheid zijn groot. Dit soort locaties staat recent in de belangstelling. Op basis van de huidige gegevens kan niet worden geconcludeerd dat de rekenmethode de metingen structureel significant onderschat. Op veel locaties liggen de berekeningen aanzienlijk boven de metingen, op andere er wezenlijk onder. Uit

de aard van de situatie is dat niet onverwacht. Immers, de situatie langs dit soort wegen in stedelijk gebied is complex. Op veel plaatsen staan grotere en kleinere gebouwen op relatief korte afstand van de weg en deze beïnvloeden het stromingspatroon sterk. Omdat de situaties veelal uniek zijn, zal een generieke aanpak slechts beperkt succes hebben.

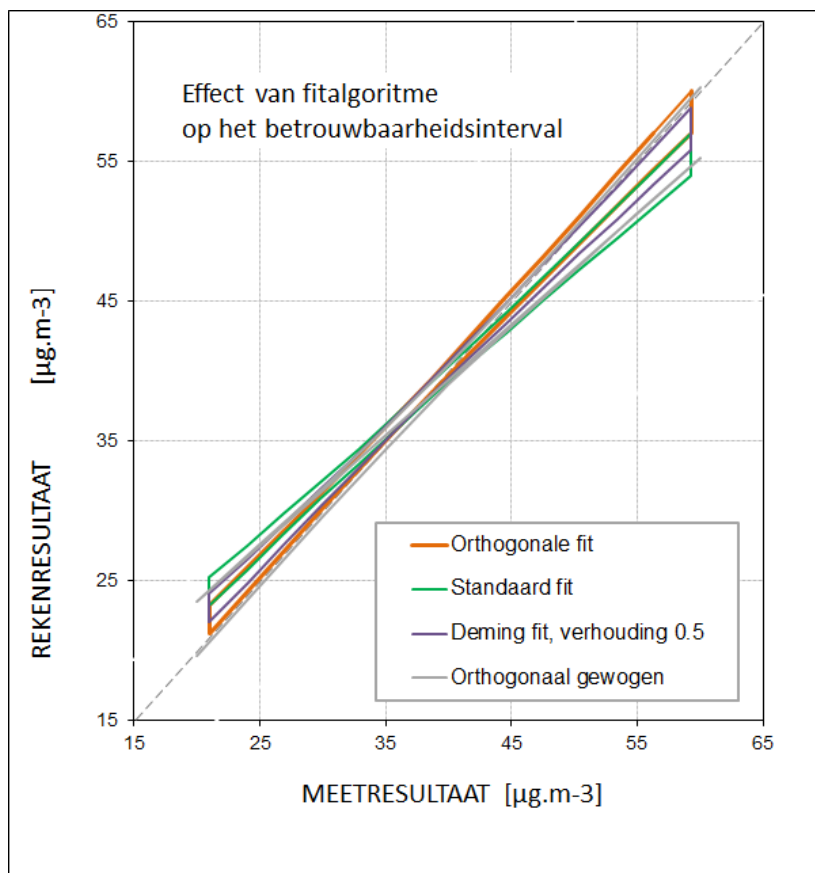
Conclusie:

Op basis van de analyse kan worden geconstateerd dat de berekende concentraties rond de grenswaarde de gemeten concentraties gemiddeld met circa één $\mu\text{g}/\text{m}^3$ onderschatten. Het verschil is kleiner dan 2σ . Voor snelwegen in stedelijk gebied zijn weinig meetgegevens beschikbaar, zeker niet rond de grenswaarde. Bij de grenswaarde onderschatten de berekeningen de metingen gemiddeld met circa anderhalve $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Het verschil is statistisch niet significant.

4.5 Keuze van de analyse

Om het effect van verschillende regressiealgoritmen te illustreren zijn de data, onder andere, ook met gewogen orthogonale regressie, regressie zonder onzekerheid in de metingen en met Demingregressie geanalyseerd.

Door Deming (1943) is een variant van orthogonale regressie voorgesteld waarbij de verhouding tussen het kwadraat van de onzekerheden (de varianties) in de x- en y-variabelen kan variëren. Indien voor de onzekerheid in de meting enkel wordt uitgegaan van een onzekerheid in de kale meting van 15% is de verhouding tussen de varianties van de metingen en berekeningen net iets kleiner dan 0.5. De resulterende betrouwbaarheidsintervallen bij een regressie zonder onzekerheid in de meting, Demingregressie, orthogonale regressie en gewogen orthogonale regressie worden in Figuur 4.13 aan alle verkeer gerelateerde data getoond.



Figuur 4.13 Betrouwbaarheidsintervallen voor verschillende soorten regressies (zonder onzekerheid in de meting, Demingregressie, orthogonale regressie en gewogen orthogonale regressie) aan de data.

De in de figuur aangegeven gebieden zijn de betrouwbaarheidsintervallen van de verschillende uitgevoerde regressies, de gebieden waarbinnen de regressielijnen zich met 95% zekerheid bevinden. In de figuur is duidelijk te zien dat de betrouwbaarheidsintervallen elkaar voor een groot deel bedekken. De keuze voor het regressiealgoritme maakt blijkbaar weinig uit voor de ligging van de lijn, met name bij de grenswaarde. In alle gevallen ligt de grenswaarde binnen het CI van de regressielijn. Pas bij aanzienlijk grotere of kleinere concentraties maakt de keuze voor de regressie wezenlijk uit.

De beperkte gevoeligheid voor de keuze van het algoritme is overigens goed verklaarbaar. Een regressielijn roteert rond het gemiddelde van de x- en y-waarden. In de betrouwbaarheidsintervallen is dat het smalste stukje van het oppervlak. Waar de gemiddelden liggen, hangt af van de spreiding in de data die worden geanalyseerd. De plaats waar de regressielijn de diagonaal raakt en de hoek van de regressielijn kunnen dus niet zodanig worden geïnterpreteerd dat dit iets over een eventuele over- of onderschatting van de verkeersemmissies zegt. De geconstateerde systematische afwijking in het meest relevante concentratiegebied 35-50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ is betrekkelijk ongevoelig voor de gekozen regressiemethode. De berekende helling en offset zijn meer methodeafhankelijk en daarmee minder praktisch om de overeenkomst tussen modellen en metingen vast te stellen.

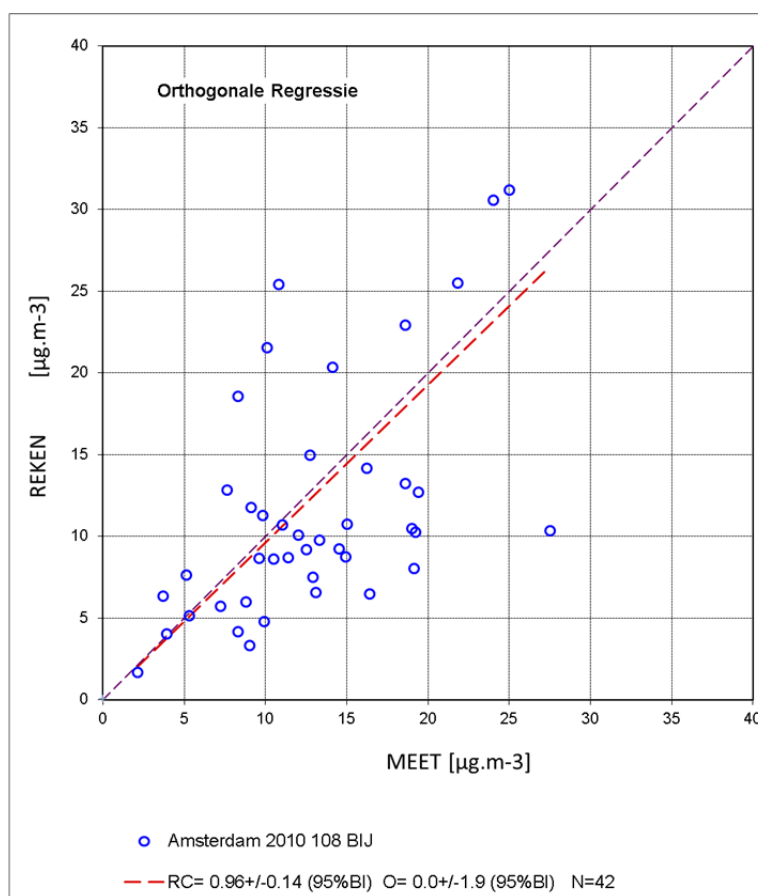
Voor de SRM-1 data ligt het gemiddelde van zowel de gemeten als berekende concentraties tussen de 40 en 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De keuze van het regressiealgoritme (standaard, orthogonaal, Deming, gewogen) maakt dus praktisch niets uit voor de gevonden gemiddelde waarde van de berekeningen bij 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor alleen de achtergrond of alleen de SRM-2 locaties maakt het wel iets uit.

In Ferreira (2013) zijn statistische analyses gemaakt van de percentuele afwijking tussen de berekeningen en metingen van de stikstofdioxidenconcentraties. Hierbij is er voor die specifieke analyse van uitgegaan dat de onzekerheid in de metingen geen rol van betekenis speelt. Voor de berekeningen is uitgegaan van alle locaties en, waar van toepassing, de lokaal bekende (indicatieve) verkeersemissies. Boven 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ blijkt de percentuele afwijking van een modelschatting gemiddeld rond -3.56 procent te zitten, ongeacht de bijbehorende stikstofdioxidemeting. Ook heeft circa 95% van de modelschattingen een percentuele afwijking tussen -25% en +18%, ongeacht de corresponderende stikstofdioxidemeting.

4.6 Gemeten en berekende verkeersbijdragen

Amsterdam 2010

In Amsterdam zijn in 2010 door de GGD nabij veel straten met wegverkeer extra metingen uitgevoerd op nabijgelegen achtergrondlocaties. Door de concentraties met elkaar te combineren kunnen de wegbijdragen uit de metingen worden geschat. Voor de berekeningen zijn de lokaal gespecificeerde (indicatieve) emissies gebruikt.



Figuur 4.14 Gemeten en berekende NO_2 -concentratiebijdragen op stedelijke locaties in Amsterdam in 2010.

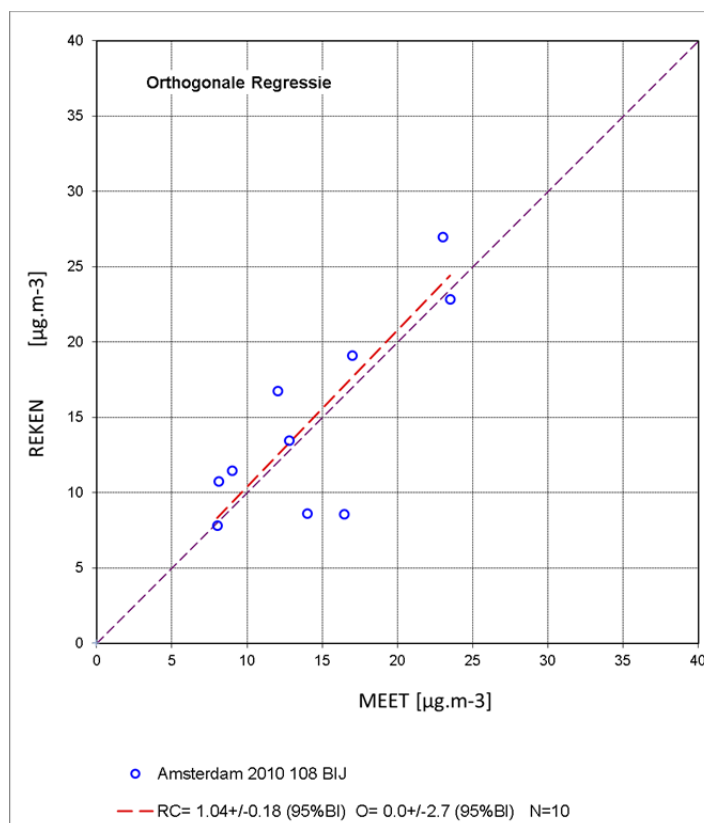
De orthogonale regressie is in dit specifieke geval door de oorsprong gedwongen. Er is een aanzienlijke spreiding in de data. Daarbinnen valt op dat voor de locatie Haarlemmerweg de berekende ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en gemeten ($28 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wegbijdragen wel erg sterk verschillen. Dit grote verschil doet vermoeden dat er een bijzondere reden is voor het verschil. Nader onderzoek is wenselijk. Voor een locatie op de Stadhouderskade is er groot verschil de andere kant op: de berekende bijdrage is $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en de gemeten waarde bedraagt $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ook die locatie verdient enige aandacht, zie ook de opmerkingen over straten met bomen.

Omdat zowel op de eerder besproken locatie op het Damrak als op de bijbehorende achtergrondlocatie in de Beursstraat de achtergronden in dezelfde mate van de metingen af lijken te wijken, zullen de verschillen elkaar grotendeels compenseren. De berekende wegbijdragen bedragen in de analyse 96% van de gemeten bijdragen. Beide kennen aanzienlijke onzekerheden, de verhouding tussen beide kent ook een aanzienlijke onzekerheid, de 95% BI onzekerheid bedraagt circa 7%.

Snelwegen 2010 en 2011

Gedurende 2010 en 2011 heeft het RIVM als onderdeel van de passieve metingen bij vijf snelwegen zowel door het open veld metingen gedaan op korte afstand van de rand van de weg als op grotere afstand, circa 500-1000 meter.

De gemeten en berekende concentratieverschillen zijn een maat voor de bijdragen van snelwegverkeer in vrije situaties.



Figuur 4.15 Gemeten en berekende NO_2 -concentratiebijdragen langs enkele snelwegen in 2010 en 2011.

Gemiddeld bedragen de berekende wegbijdragen bij orthogonale regressie (104+/-9)% van de gemeten waarden. Deze waarde scheelt iets met de waarde die in Uiterwijk (2011) is gerapporteerd. In dat rapport is echter een gewone standaardregressie gemeld.

Conclusie:

Op basis van de beschikbare gegevens kan worden geconcludeerd dat de gemeten en berekende wegbijdragen gemiddeld slechts enkele procenten van elkaar verschillen. De onzekerheden zijn groot en per individuele locatie kunnen er uiteraard aanzienlijke verschillen optreden.

4.7 Gebruikte invoer en resultaten

Alle voor de in dit rapport benodigde invoer en resultaten worden als digitale bijlage bij het rapport verstrekt. Een beschrijving van de informatie wordt in Bijlage 7 gegeven.

4.8 Andere meet/rekenvergelijkingen in Nederland

De afgelopen jaren zijn op verschillende locaties in Nederland meetgegevens met berekeningen vergeleken, hierbij ging het meestal om NO_2 .

Amsterdam

In 2010 hebben het RIVM en de GGD Amsterdam samen een analyse gemaakt van de gemeten en berekende NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008. Hierbij is een verschil van circa 10% geconstateerd, waarbij de metingen hoger waren dan de berekeningen. Bij die analyse waren er nog geen gegevens bekend over de afwijkende emissies in Amsterdam. Evenmin waren er wagenparkgemiddelde effecten van maatregelen, zoals schonere bussen bekend. Samen kunnen deze twee aanpassingen van de generieke gegevens het verschil tussen meting en berekening vrijwel volledig dichten. Dat wil uiteraard niet noodzakelijkerwijs zeggen dat de aanpassingen de enige en juiste zijn.

In een recente meet/rekenvergelijking van de GGD Amsterdam voor Amsterdam is geconcludeerd dat de berekeningen de meetwaarden onderschatten. De analyse was echter met CAR uitgevoerd waardoor de door de gemeente aangegeven maatreegeffecten en emissieopslag voor Amsterdam in 2010 niet in rekening werden gebracht (zie Bijlage 4 voor de effecten van deze omissies). Tevens lijkt er in de analyse van de GGD in enkele gevallen iets mis te zijn gegaan met berekeningen voor individuele locaties. Na enkele correcties lijken de gemeten en berekende concentraties in 2010 en 2011 sterk op elkaar. Er lijkt geen sprake te zijn van een structurele onderschatting van de concentraties door de standaardrekenmethoden.

In maart 2013 heeft de gemeente Amsterdam een rapport gepubliceerd met een analyse van in 2011 gemeten en berekende NO₂-concentraties (Verbeek, 2013). Onder iets andere aannames dan in de huidige studie wordt het volgende geconcludeerd: 'Door een correctie voor de Amsterdamse wagenparksamenstelling te verwerken in de Monitoringstool nemen de berekende NO₂-concentraties toe, waardoor de gemiddelde berekende waarde (over 40 locaties) nog maar 3% onder de gemiddelde gemeten waarde ligt.'

Utrecht

In 2012 heeft het RIVM de in Utrecht in 2011 gemeten NO₂-concentraties vergeleken met berekeningen op basis van de rekentool. Voor de vergelijking in Utrecht maakt het uit of de berekeningen worden gedaan op basis van de invoer van de gemeente voor 2011 uit de monitoring van 2011 of op basis van de invoer uit de monitoring van 2012, die vlak voor de zomer van 2012 beschikbaar kwam. Beide sets zijn door de gemeente Utrecht aangeleverd. In de laatste invoer heeft de gemeente de maatreegeffecten voor 2011 in lijn gebracht met die voor de andere jaren. Tevens zijn stagnatiefactoren voor busverkeer aangepast, die stonden allemaal op 0 (geen stagnatie). Omdat de invoer van de gemeente Utrecht uit 2012 de meest recente is, wordt deze als basis voor de berekeningen genomen.

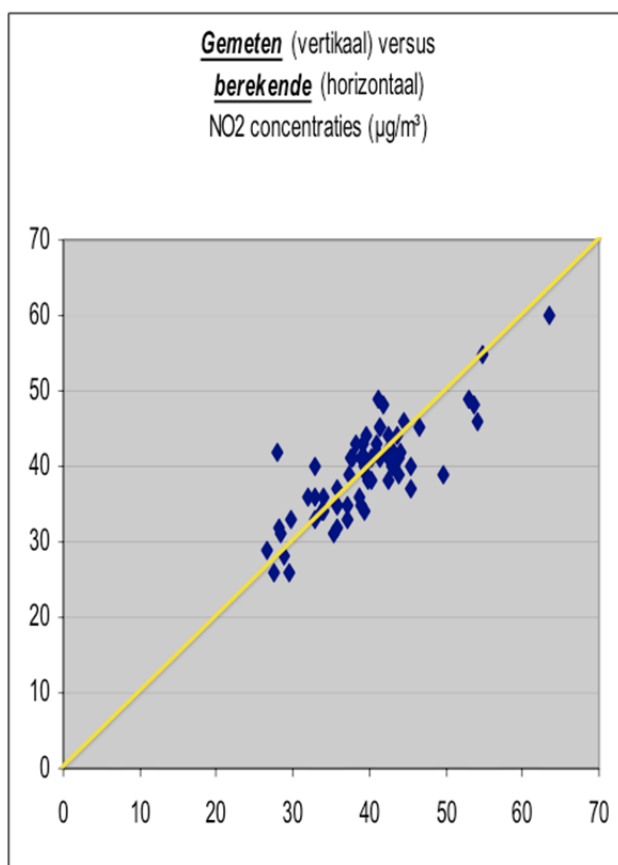
In een recente studie van de gemeente Utrecht (Boons, 2013b) wordt geconcludeerd: 'De in de rapportage gepresenteerde CAR berekeningen laten zien dat gemeten en berekende waarden gemiddeld gezien redelijk goed overeenkomen. De eerder door het RIVM gemaakte vergelijking (april 2012) ging deels nog uit van gegevens uit de Monitoringstool 2011. De Monitoringstool 2012 verschilt daarmee (onder meer) in de stagnatie en de emissiefactoren voor bussen (resultierend in hogere concentraties). Deze aanpassingen zijn meegenomen in de gemeentelijke CAR berekeningen, resultierend in een gemiddeld goede overeenkomst tussen metingen en berekeningen.'

Nieuwegein

De gemeente Nieuwegein meet al verschillende jaren de NO₂-concentraties en vergelijkt deze zelf ook met de resultaten van de rekentool (Dam, 2012). De metingen komen volgens de gemeente gemiddeld aanzienlijk lager uit dan de berekeningen. De gemeente geeft als mogelijke reden dat op sommige wegen het wegtype ongunstig wordt ingeschat. De vergelijking over 2011 laat minder overschatting van de concentraties door de berekeningen zien, omdat de gemeente de hoeveelheden verkeer in een aantal gevallen op basis van tellingen naar beneden heeft bijgesteld.

Den Haag

De gemeente Den Haag rapporteert over 2010 een eigen vergelijking van gemeten en berekende NO₂-concentraties (DSB, 2012). De overeenkomst tussen gemeten en berekende concentraties is goed. Let op: de gemeten concentraties zijn verticaal uitgezet en de berekende concentraties horizontaal. De (gele) diagonaal is door het RIVM toegevoegd om de ligging van de data makkelijker te kunnen beoordelen (zie Figuur 4.16).



Figuur 4.16 Gemeten en berekende NO₂ in Den Haag in 2010, zoals gepubliceerd door de gemeente Den Haag.

De gemeente meldt zelf:

'Uit de vergelijking van meetwaarden en rekenuitkomsten voor de 67 geschikte meetpunten blijkt dat gemiddeld de berekeningen en de metingen vrijwel gelijk zijn (39,5 µg/m³). Per afzonderlijk meetpunt kunnen meetwaarde en rekenwaarde overigens vele microgrammen verschillen. In deze spreiding is geen duidelijk patroon te ontdekken.'

DCMR

In een recente studie van de DCMR naar modellering van elementair koolstof (Willers, 2012) zijn gemeten en berekende NO_x concentraties als correctie voor de toetsing van elementair koolstof gebruikt.

Het gemiddelde verschil tussen de berekende en gemeten NO_x concentratie in 2010 bedraagt -4,09 µg/m³, met 95% grenzen van overeenstemming in de range -13,53 – 5,36 µg/ m³. Voor 2011 zijn de resultaten vergelijkbaar met die van 2010. De gepaarde t-toets geeft geen significant verschil aan tussen de gemeten en berekende NO_x waarden.

RIVM

Gedurende 2010 en 2011 heeft het RIVM op vijf locaties langs snelwegen passieve metingen verricht. Voor 2010 is geconstateerd dat de gemeten en berekende totale NO₂-concentraties langs het hoofdwegennet gemiddeld dicht bij elkaar liggen (Uiterwijk, 2011). De berekende waarden bedroegen gemiddeld¹⁰ (92±16)% van de gemeten concentraties. Deze overeenstemming geldt voor zowel de meetlocaties langs de weg als de locaties op iets grotere afstand van de weg. De gemeten en berekende NO₂-concentratiebijdragen van het verkeer op het hoofdwegennet liggen gemiddeld ook redelijk dicht bij elkaar. De berekende concentratiebijdragen bedroegen gemiddeld (93±16)% van de gemeten concentraties. De resultaten voor 2011 zijn in de huidige studie verwerkt.

¹⁰ Omdat in de betreffende studie geen kwantitatieve analyses zijn gedaan zijn de analyses niet-orthogonaal uitgevoerd. De resultaten van de analyse worden dus anders indien wel orthogonaal wordt gefit, zoals in de huidige studie.

5 Analyse van gegevens van meetnetten

De normen voor luchtkwaliteit gelden voor de stoffen NO₂ en fijn stof (PM₁₀ en PM_{2,5}). De concentraties stikstofoxiden (NO_x) zijn eveneens nuttig voor validatie en kalibratie. NO_x beschrijft het mengsel van stikstofdioxide (NO₂) en stikstofmonoxide (NO). Van de door het verkeer geëmitteerde NO_x wordt een deel direct als NO₂ uitgestoten. Het als NO geëmitteerde deel vormt in de buitenlucht met het daar reeds aanwezige ozon een fotochemisch evenwicht, waarbij een deel van het NO alsnog wordt omgezet in NO₂. Direct uitgestoten NO₂ en secundair NO₂ vormen tezamen de verkeersbijdrage aan de NO₂-concentratie ter plaatse. Een van de rekenregels in SRM-1 beschrijft dit fotochemische evenwicht. Door gebruik van de combinatie van NO₂- en NO_x-metingen kan deze rekenregel specifiek worden gekalibreerd.

Naast het fotochemische proces vindt eveneens kalibratie van het verspreidingsproces, de verdunning van geëmitteerde luchtverontreiniging in de buitenlucht, plaats. Hierbij ligt het voor de hand om resultaten van actieve en passieve metingen te combineren vanwege de grote aantallen. Met de resultaten van de passieve metingen (alleen NO₂) kan de som van verspreiding en chemie worden gekalibreerd. De kalibratie van de fotochemie in SRM-1, verkregen met behulp van de referentiemetingen, kan getoetst worden met passieve meetresultaten voor NO₂.

5.1 Analyse aan de hand van referentiemetingen

Meetstations van het LML in stedelijk gebied worden ingedeeld in achtergrondstations en door verkeer belaste stations. De feitelijke verkeerssituatie op de door verkeer belaste stations varieert sterk van station tot station: van wegen in de binnenstad, verkeerspleinen, uitvalswegen tot snelwegen. Het SRM-1 model stelt randvoorwaarden aan een te modelleren verkeerssituatie. Op tien door verkeer belaste stations in het LML voldoet de verkeerssituatie aan deze randvoorwaarden en is vergelijking van meet- en modelresultaten mogelijk. Een station waar de lokale verkeerssituatie niet voldoet aan de randvoorwaarden is in Den Haag, de Amsterdamse Veerkade. Geen gebruik is gemaakt van gegevens van Vlaardingen, Marathonweg, vanwege werkzaamheden in de directe omgeving van het station. Voor het station Nijmegen, Graafseweg, waren de invoergegevens in de Monitoringstool voor de jaren 2009 en 2010 dusdanig conservatief gekozen dat een modelberekening onrealistische resultaten opleverde. Naast de LML-stations zijn er zes door verkeer belaste stations in het meetnet van DCMR die eveneens geschikt zijn voor een vergelijking met de standaardrekenmethoden. De GGD Amsterdam heeft ook enkele meetstations op door verkeer belaste locaties. De locatie van het station bij de A10 west is zodanig dat deze ruimschoots buiten het toepassingsgebied van zowel SRM-1 als SRM-2 valt. De locatie op de Stadhouderskade is eveneens ongunstig gelegen om voor een meet/rekenvergelijking te gebruiken. De metingen op de locatie van het station Haarlemmerweg worden op de rand van de weg, praktisch boven een parkeerplaats uitgevoerd. Gezien de afwijkende emissiefactoren in Amsterdam is het station in de Van Diemenstraat niet bij de analyse betrokken.

Jaarlijks worden door het ministerie van Infrastructuur en Milieu generieke invoergegevens voor SRM-1 geleverd, zoals emissiefactoren,

achtergrondconcentraties en windsnelheid. De benodigde verkeersgegevens zijn in de Monitoringstool beschikbaar voor de jaren 2009, 2010 en 2011. Elke stationslocatie levert per jaar een meet- en een modelresultaat op. Het aantal beschikbare datapunten wordt zodoende 36 voor NO₂/NO_x, 36 voor PM₁₀ en 10 voor PM_{2.5}. Deze laatste stof wordt op minder locaties gemeten.

Opgemerkt moet worden dat het rekenmodel concentraties berekent voor een hoogte van 1.5 meter en dat de meetstations een inlaathoogte hebben tussen de 2.5 en 4 meter. De afstand tussen een straatstation en de bijbehorende lokale verkeersweg is relatief kort en op deze schaal heeft de verticale spreiding van geëmitteerde luchtverontreiniging nog niet volledig plaatsgevonden. Dit betekent dat er voor de verkeersbijdrage een verticale gradiënt is en als gevolg van het hoogteverschil de waarneming op het meetstation iets lager is dan het resultaat van het rekenmodel.

Naast grenswaarden voor de jaargemiddelde concentraties NO₂ (40 µg/m³), PM₁₀ (40 µg/m³) en PM_{2.5} (25 µg/m³) als indicatoren voor langdurige blootstelling, zijn er ook normen voor kortdurende blootstelling. Voor NO₂ en PM₁₀ is het aantal uren respectievelijk dagen met hoge concentraties gelimiteerd. Uurwaarden NO₂ mogen maximaal 18 keer per jaar de grens van 200 µg/m³ overschrijden en vierentwintiguurwaarden PM₁₀ maximaal 35 keer per jaar de grens van 50 µg/m³. In SRM-1 zijn rekenregels voor deze twee normen opgenomen: formules 1.4 t/m 1.6 voor PM₁₀ en formule 1.9 voor NO₂ in bijlage 1 van de Rbl. Voor NO₂ is de norm vertaald in berekening van de op 18 na hoogste uurwaarde NO₂, voor PM₁₀ wordt het aantal dagen met een etmaalwaarde hoger dan 50 µg/m³ berekend. Deze relaties zijn in het verleden empirisch vastgesteld met behulp van meetresultaten uit het LML.

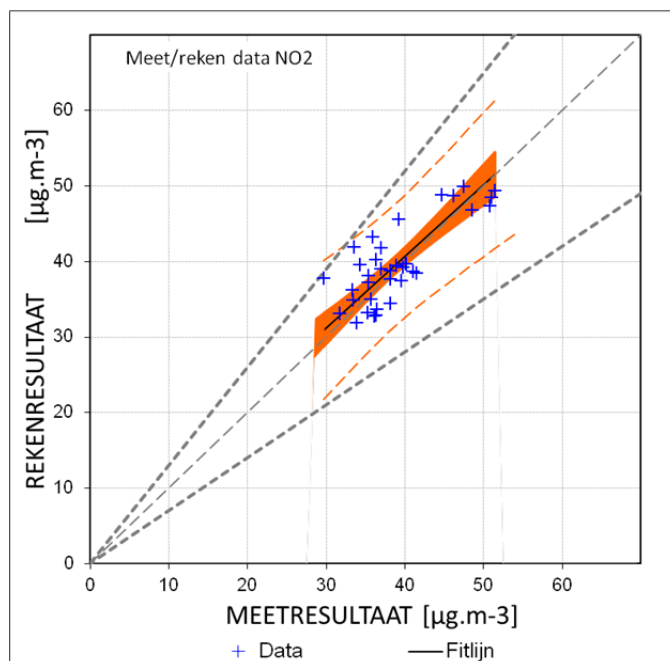
In de regeling beoordeling luchtkwaliteit worden nauwkeurigheidseisen gesteld aan het berekenen van de luchtkwaliteit (artikel 65). De maximale afwijking van de berekende waarde tot de werkelijke waarde is gelimiteerd tot een percentage afhankelijk van de indicator en bronsoort. De methodiek voor berekeningen wijkt methodisch iets af van de nauwkeurigheidseisen voor metingen van de luchtkwaliteit waarbij het 95% betrouwbaarheidsinterval (95% BI) wordt gelimiteerd (NO₂: artikel 30 en 31, PM₁₀: artikel 34). Voor verkeerssituaties zijn de relevante indicatoren en nauwkeurigheidseisen voor metingen en berekeningen weergegeven in Tabel 5.1.

Tabel 5.1 indicatoren en nauwkeurigheidseisen voor metingen en berekeningen.

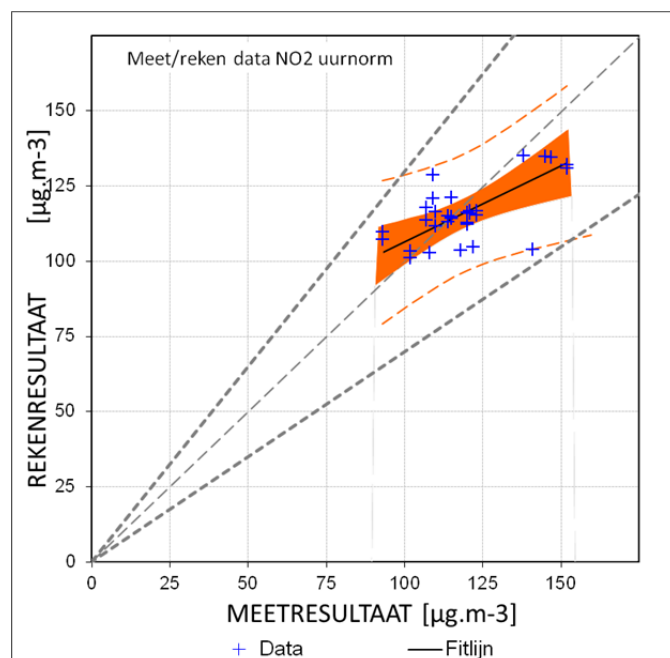
Indicator		Meting	Berekening
Stof	kengetal	95%-BI	Afwijking maximaal
NO ₂	jaargemiddelde concentratie	15%	30%
NO ₂	uurgemiddelde concentratie	15%	60%
PM ₁₀	jaargemiddelde concentratie	-	50%
PM ₁₀	vierentwintig-uurgemiddelde concentratie	25%	factor 2
PM _{2.5}	jaargemiddelde concentratie	-	50%

5.2 Validatie aan de hand van referentiemetingen

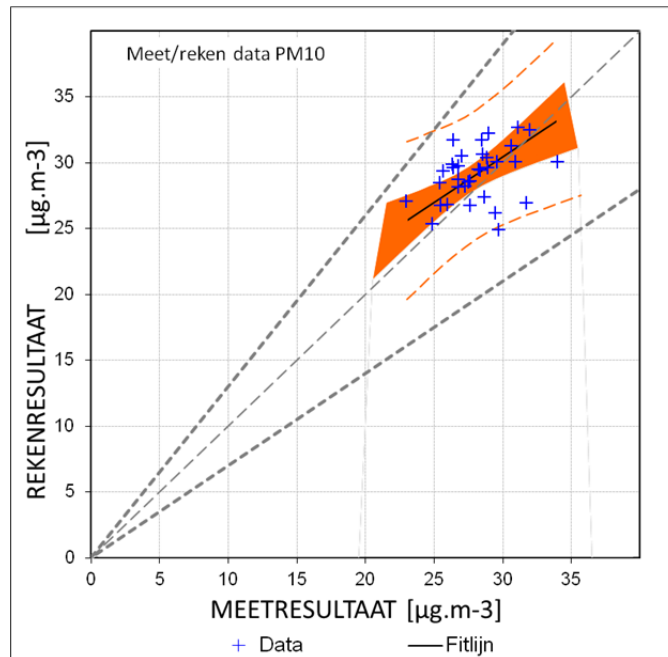
De vergelijking van meet- en rekenresultaten is uitgevoerd voor stoffen met een wettelijke norm en die in de periode 2009-2011 werden gemeten op straatstations in het LML (Mooibroek, 2012) en in de periode 2010-2011 in het DCMR-meetnet (Stokkermans, 2012). De gemodelleerde en gemeten concentraties voor de verkeersstations zijn in de volgende figuren weergegeven voor respectievelijk de jaargemiddelde concentratie NO₂ (Figuur 5.1), de op 18 na hoogste uurwaarde NO₂ (Figuur 5.2), de jaargemiddelde concentratie PM₁₀ (Figuur 5.3) en het aantal dagen met overschrijding van de norm voor de daggemiddelde concentratie PM₁₀ van 50 µg/m³ (Figuur 5.4) en de jaargemiddelde concentratie PM_{2.5} (Figuur 5.5). In de figuren zijn naast de datapunten (blauwe plusjes) en de grenzen van het gebied waarbinnen de afwijking tussen berekening en meting maximaal 30% is (zwarte gestreepte lijnen), nog enkele resultaten van statistische bewerkingen weergegeven, die in de eerdere hoofdstukken zijn toegelicht.



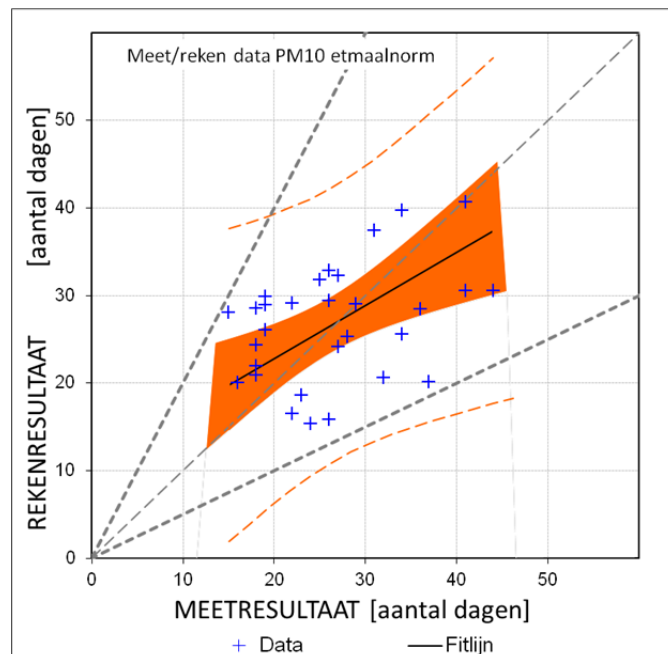
Figuur 5.1 Jaargemiddelde concentratie NO_2 op basis van metingen met de referentiemethode. De buitenste stippellijnen geven de grenzen aan van het gebied waarbinnen de afwijking maximaal 30% is.



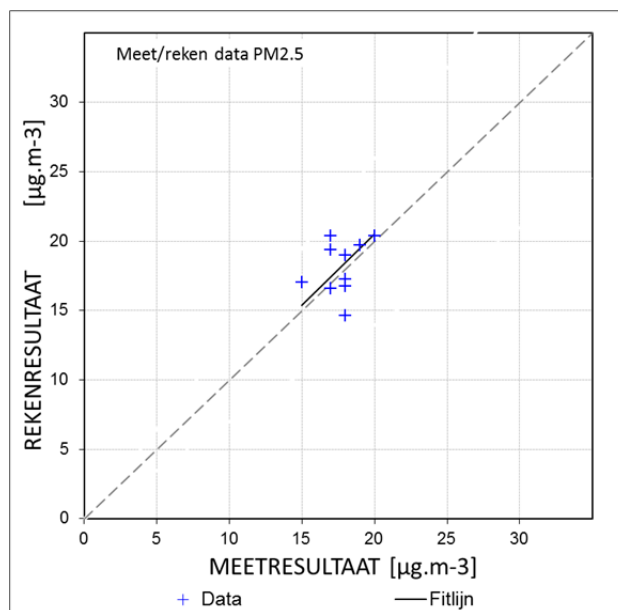
Figuur 5.2 De op 18 na hoogste uurwaarde NO_2 op basis van metingen met de referentiemethode. De buitenste stippellijnen geven de grenzen aan van het gebied waarbinnen de afwijking maximaal 30% is.



Figuur 5.3 Jaargemiddelde concentratie PM_{10} op basis van metingen met de referentiemethode. De buitenste stippellijnen geven de grenzen aan van het gebied waarbinnen de afwijking maximaal 30% is.



Figuur 5.4 Aantal dagen met overschrijding van de norm voor daggemiddelde concentratie PM_{10} op basis van metingen met de referentiemethode. De buitenste stippellijnen geven de grenzen aan van het gebied waarbinnen de afwijking maximaal een factor 2 is.



Figuur 5.5 Jaargemiddelde concentratie $PM_{2.5}$ in 2011 op basis van metingen met de referentiemethode. Wegens het beperkte aantal punten is de regressie door de oorsprong gedaan.

Voor de jaargemiddelde concentratie NO_2 zijn in Tabel 5.1 de regressiekentallen bij de vergelijking van resultaten tussen TREDM en referentiemetingen weergegeven. De betekenis van de getoonde parameters is al toegelicht in paragraaf 4.1. De richting en offset van de regressielijn verschillen minder van de ideale waarden (1.0 en 0.0) dan de 2σ onzekerheid groot is. De verschillen zijn dus niet significant.

Tabel 5.2 Regressieparameters voor gemeten en berekende NO_2 -concentraties.

Parameter	Waarde	
Richting (2σ)	0.95	0.20
Offset (2σ)	2.82	7.88
Punten	36	
F(20) (2σ)	21.8	4.2
F(30) (2σ)	31.2	2.2
F(40) (2σ)	40.7	1.2
F(50) (2σ)	50.2	2.6
Verschil >30%	0%	0
RMSE / R^2	3.4	0.63
BIAS	0.78	
MNB/ANB	0.03	0.02
MQO	0.30	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9	11

Verondersteld wordt dat referentiemetingen de beste benadering geven van de werkelijke concentraties. Het blijkt dat de berekende jaargemiddelde concentraties NO_2 minder dan 30% afwijken en voldoen aan de gestelde eis. De verschillen tussen de berekende en gemeten concentraties zijn gemiddeld klein, bij hogere concentraties kleiner dan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor toetsing aan de norm voor

kortdurende blootstelling aan NO₂ is een correcte berekening van de op 18 na hoogste uurwaarde NO₂ belangrijk. Deze berekende waarden wijken eveneens minder af dan 30% van de waargenomen waarde, ruim onder de vereiste 60%.

De afwijking van de berekende waarden voor de jaargemiddelde concentratie PM₁₀ is eveneens kleiner dan 30% en ligt daarmee ruim onder de eis van 50%. Het SRM-1 model maakt gebruik van een relatie tussen de jaargemiddelde concentratie PM₁₀ en het aantal dagen met overschrijding van de norm voor de dagwaarde van 50 µg/m³. Door het ontbreken van een tussenstap met berekening van vierentwintiguurgemiddelden is een rechtstreekse toetsing aan de nauwkeurigheidseis niet mogelijk. Indien de voorgeschreven factor 2 wordt toegepast op het berekende aantal dagen met overschrijding dan liggen alle punten binnen de marge (zie Figuur 5.4).

Tot slot blijkt ook dat berekeningen voor PM_{2.5} minder dan 30% afwijken van de referentiemeting en daarmee voldoen aan de eis van 50%.

Conclusie:

Geconcludeerd kan worden dat de resultaten van de gebruikte rekenmethode voor de onderzochte stoffen voldoen aan de in de Rbl gestelde eisen.

5.3 Optimalisatie van SRM-1

Na de constatering dat de rekenmethode formeel gezien aan de eisen voldoet, kan desondanks de vraag gesteld worden of er mogelijkheden zijn om de rekenmethode verder te verbeteren. Doel is om de mogelijkheden voor verbetering door kalibratie van de modelparameters te onderzoeken. Naast de modelparameters zijn er ook generieke invoergegevens, zoals emissiefactoren, achtergrondconcentraties en windsnelheden. Deze generieke gegevens worden dikwijls gezien als onderdeel van het model, maar worden extern vastgesteld. Kalibratie van deze generieke gegevens is hier niet aan de orde.

Twee processen in SRM-1 komen in de huidige studie in aanmerking voor nader onderzoek: het fotochemisch evenwicht en de verdunning van geëmitteerde luchtverontreinigende stoffen in de lucht. Omdat met de referentiemetingen zowel NO₂ als NO_x worden bepaald, is het goed mogelijk om beide processen afzonderlijk maar wel in samenhang te kalibreren. Voor kalibratie van het verdunningsproces ligt combinatie met resultaten van passieve metingen voor de hand vanwege de beschikking over grote aantallen datapunten.

Belangrijke modelparameters voor de fotochemie zijn β en K , zie formule 1.3 in bijlage 1 van de Rbl. De standaardwaarden van deze parameters zijn $\beta=0.6$ en $K=100$. Voor de verdunning van de verkeersbijdrage komen 3 parameters in aanmerking voor kalibratie, zie formule 1.2 in bijlage 1 van de Rbl. Deze modelparameters zijn de kalibratiefactor F_k , de verdunningsfactor θ en de bomenfactor F_b . De eveneens in deze rekenregel voorkomende regiofactor F_{regio} beschrijft de invloed van de heersende windsnelheid op de verdunning en betreft een van de generieke invoergegevens. De kalibratiefactor F_k heeft een constante waarde $F_k = 0.62$, vastgesteld in 2007 (Wesseling, 2007). De verdunningsfactor θ is afhankelijk van de bebouwing in de omgeving van de weg (wegtype) en van de afstand tussen receptor en verkeersweg. De waarde wordt per geval berekend uit de door de gebruiker opgegeven invoergegevens. De bomenfactor F_b beschrijft de invloed van in de straat aanwezige bomen op de verdunning, de gebruiker kiest daarbij uit drie klassen: geen bomen ($F_b=1$), verspreid staande bomen ($F_b=1.25$), dicht opeenstaande bomen ($F_b=1.50$).

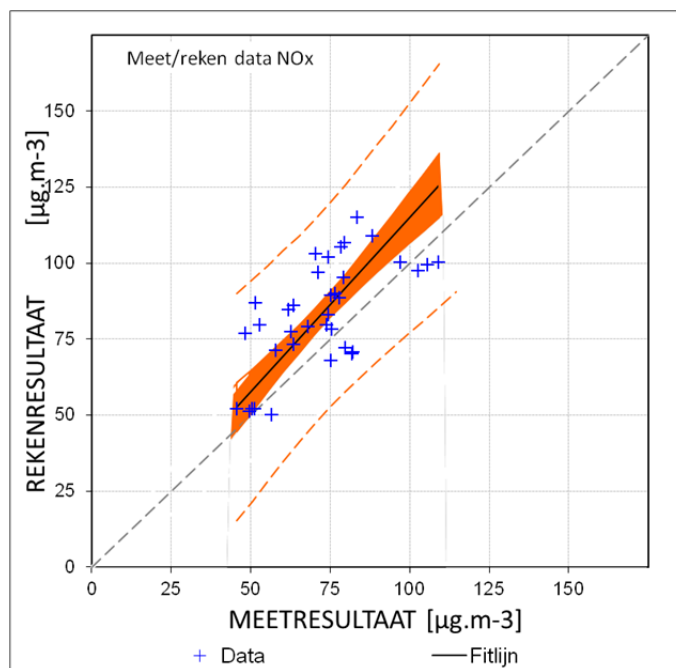
Omdat bij PM₁₀ en PM_{2.5} de verkeersbijdrage relatief laag is ten opzichte van de achtergrondconcentratie zijn PM₁₀ en PM_{2.5} minder geschikt voor kalibratie van het model dan NO₂ en NO_x. Om die reden krijgen NO₂- en NO_x-concentraties meer aandacht in de tests. Fijn stof dient in het kalibratieonderzoek eerder ter verificatie van de met NO₂/NO_x verkregen kalibratiefactoren. Tijdens het optimaliseren van modelparameters is rekening gehouden met het verschil in hoogte waarvoor het model rekent (1.5 meter) en de inlaathoogte van de meetstations (2.5 a 4 meter). Voor de verkeersbijdrage aan NO_x en andere inerte stoffen is het verschil een factor 0.91.

Het gemiddelde van de berekende concentraties NO₂ op alle locaties komt goed overeen met het gemiddelde van de referentiemetingen. Dit geldt in iets mindere mate ook voor de stoffen PM₁₀ en PM_{2.5}, echter voor NO_x is er een gemiddelde overschatting van circa 15%, zie Tabel 5.3.

Tabel 5.3 Gemiddelde afwijking van berekening met referentiemeting voor verschillende stoffen en kentallen.

Indicator		Gemiddelde afwijking van berekening met referentiemeting
Stof	Kengetal	Afwijking (%)
NO ₂	jaargemiddelde concentratie	1.5%
NO ₂	uurgemiddelde concentratie	-1.5%
PM ₁₀	jaargemiddelde concentratie	3.5%
PM _{2.5}	jaargemiddelde concentratie	2.5%
NO _x	jaargemiddelde concentratie	15%

Berekeningen voor NO_x-concentraties laten een minder mooi beeld zien voor de vergelijkbaarheid van meet- en rekenresultaten dan voor NO₂, zo blijkt ook uit Figuur 5.6. Afwijkingen met referentiemetingen van meer dan 30% komen regelmatig voor. Er lijkt sprake te zijn van een systematische overschatting van NO_x-concentraties.

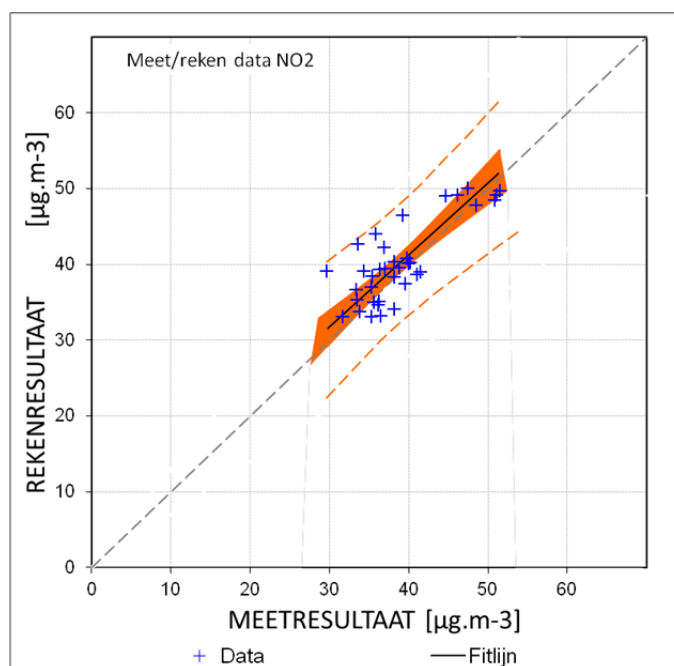


Figuur 5.6 Plot van gemeten en berekende NO_x -concentraties op straatstations in het LML (2009-2011) en het DCMR-meetnet (2010-2011).

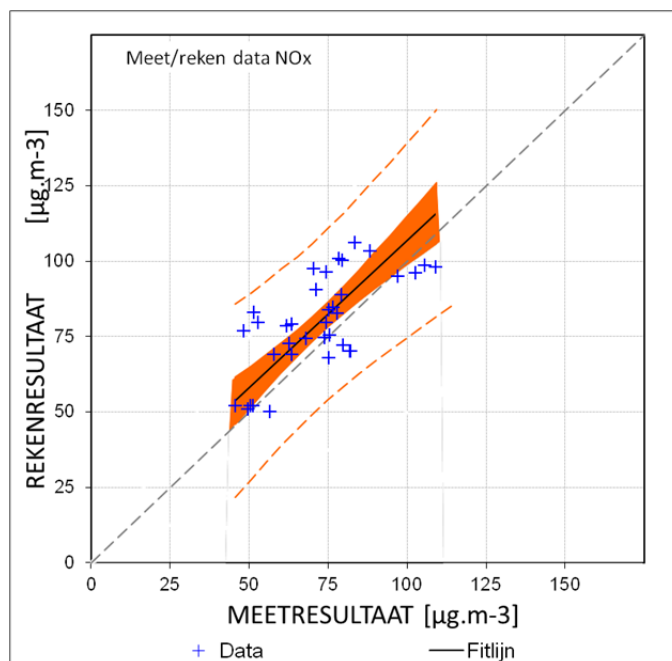
Bij de interpretatie van deze informatie vallen twee punten op. De berekende concentraties lijken enerzijds een bevredigend resultaat te geven voor NO_2 en anderzijds een overschatting voor NO_x . Bij het inerte NO_x is alleen het verdunningsproces van invloed, bij NO_2 zowel verdunning als het fotochemische proces. Dit doet vermoeden dat beide processen in de modelberekening een systematische fout bevatten, maar dat deze elkaar compenseren in de berekening van NO_2 . Een nadere beschouwing van berekeningen voor PM_{10} en $\text{PM}_{2.5}$ bevestigt dit vermoeden. Uit Tabel 5.3 blijkt dat er ook voor deze stoffen een (lichte) overschatting is. De gemodelleerde wegbijdrage is voor PM_{10} en $\text{PM}_{2.5}$ relatief laag in vergelijking tot de achtergrondconcentratie, een afwijking in berekende verkeersbijdrage zal in verhouding tot de totale concentratie relatief klein zijn. Voor NO_x is de verkeersbijdrage relatief groot en een afwijking in de verkeersbijdrage is beter zichtbaar. Bij de kalibratie van het fotochemische proces is gekozen voor kalibratie van β en het gelijk houden van K . Het fotochemische proces is eerder onderzocht (Wesseling en Sauter, 2008b). In die studie is geconstateerd dat een hogere waarde voor β beter bij metingen aansluit. Voor gelijktijdige kalibratie van β en K zijn te weinig gegevens beschikbaar. Ook is het resultaat minder gevoelig voor verandering van K .

Bij onderzoek van het verdunningsproces is gezocht naar systematische afwijkingen per wegtype. Hierbij bleek binnen de beschikbare dataset geen wegtype gevonden dat slechter scoort dan de anderen. De waarde van de bomenfactor per klasse is als modelparameter vastgelegd. De bomenfactor beïnvloedt de concentraties vrij sterk en de waarde heeft in het verleden en ook weer recent tot vragen geleid, maar is nooit onderzocht. Uit onderzoek per klasse bleek dat de klasse 'geen bomen' een onderschatting liet zien en de andere twee klassen een overschatting. Aanpassing van de eerste klasse is niet logisch, in de klasse 'geen bomen' is per definitie $F_b=1$. De factoren voor de andere twee klassen zijn gekalibreerd. De kalibratie van β en F_b heeft op een iteratieve wijze plaatsgevonden waarbij afwisselend actieve metingen NO_x en NO_2 en passieve metingen NO_2 zijn gebruikt. Er is iteratief gezocht naar een set

van modelparameters die zowel voor de situatie met als die zonder bomen in een straat een goede overeenstemming met de metingen geeft. Opgemerkt kan worden dat de bijstelling van β een gevolg is van nieuwe informatie en geen gevolg van eventuele veranderingen in de atmosferische samenstelling. De kalibratie van de bomenfactor in combinatie met de kalibratie van β leiden ertoe dat voor NO_2 de berekeningen opnieuw in overeenstemming zijn met de meetresultaten en de resultaten voor inerte stoffen verbeteren, zie Figuren 4.7 en 5.8. Tot slot is er de kalibratiefactor F_k die, zo nodig, voor een algemene kalibratie van het model kan worden gebruikt. Tijdens het onderzoek is gebleken dat aanpassing van deze factor niet tot verbetering van rekenresultaten leidt.



Figuur 5.7 Plot van gemeten en met gekalibreerde modelparameters berekende NO_2 -concentraties op straatstations in het LML (2009-2011) en DCMR-meetnet (2010-2011).



Figuur 5.8 Plot van gemeten en met gekalibreerde modelparameters berekende NO_x -concentraties op straatstations in het LML (2009-2011) en DCMR-meetnet (2010-2011).

Conclusie:

Analyse van de meet- en rekenresultaten bevestigden het vermoeden dat de modellering van het fotochemisch proces en van de verdunning beiden een systematische afwijking hebben en dat deze elkaar compenseren in de berekening van concentraties NO_2 . Verder bleek dat de afwijking in de verdunning is te herleiden tot een overschatting van de invloed van aanwezige bomen. Na optimalisatie van de waarden voor β en de bomenfactor bleek bijstelling van de kalibratiefactor F_k geen verdere verbetering van de modelprestaties op te leveren.

De waarde van β was 0.6 en uit de iteratieve analyse volgt een voorgestelde aanpassing van $\beta=0.8$. De waarde van de bomenfactor voor klasse zonder bomen was 1 en blijft ongewijzigd. Voor de klasse met verspreid staande bomen was de standaardwaarde 1.25 en op basis van de analyses is het voorstel om deze in $F_b=1.1$ te veranderen. Voor de klasse met dicht opeenstaande bomen was de standaardwaarde 1.5 en wordt op basis van de analyses voorgesteld om deze in $F_b=1.2$ te veranderen.

6 Aanpassing rekenmethode

Uit de analyse van de beschikbare data komt naar voren dat er gemiddeld sprake is van een goede overeenkomst tussen gemeten en berekende NO_2 -concentraties. Twee punten vragen aandacht. Ten eerste geven referentiemetingen op meetstations aan dat de hoeveelheid NO_x door SRM-1 wordt overschat. Ten tweede laten de vergelijkingen voor de NO_2 zien dat de concentraties in straten zonder bomen iets worden onderschat en in straten met bomen iets worden overschat. Deze twee aspecten van SRM-1 zijn in de voorgaande hoofdstukken besproken. Het effect van de in hoofdstuk 5 gesuggereerde aanpassing van bomenfactoren en chemische omzetting in de berekening voor de vergelijking met de passieve metingen wordt hier besproken.

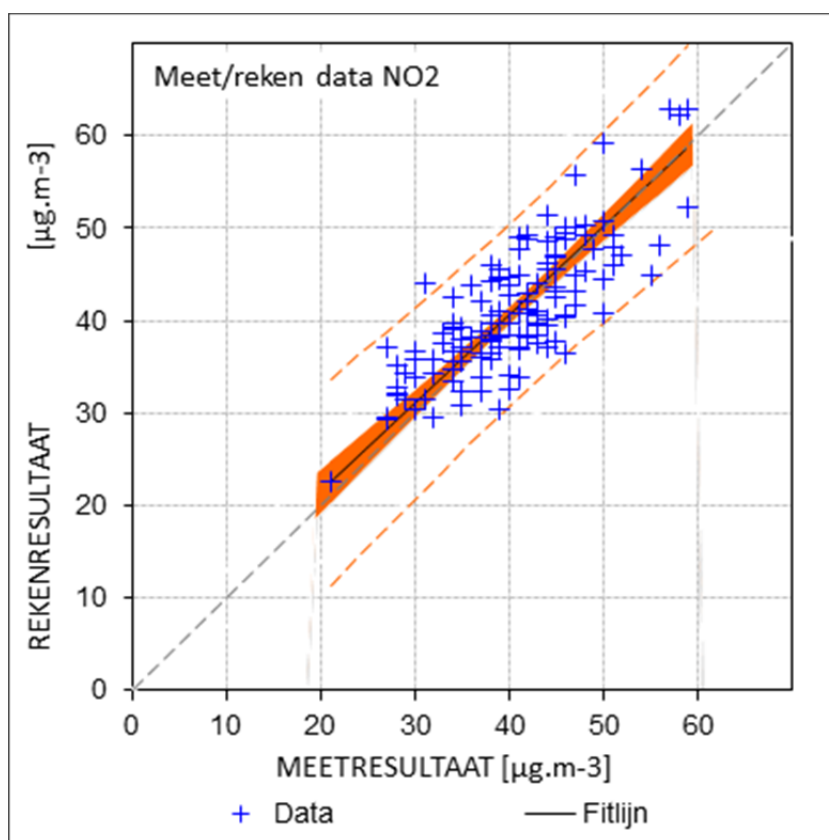
6.1 Resultaat voor de passieve metingen

De berekende hoeveelheid NO_x is in de ijking van 2007 met behulp van de toen geïntroduceerde kalibratiefactor op de gemiddeld juiste waarde geijkt. Omdat de meeste straatstations van het LML in straten met bomen staan, zijn de invloed en de waarde van de absolute kalibratie lastig individueel te beoordelen. Op basis van de nu beschikbare gegevens van de referentiemetingen en de passieve samplers kan echter worden geconcludeerd dat het effect van bomen in een straat op de concentratiebijdragen van verkeer licht wordt overschat. De concentratiebijdragen van verkeer in een straat zonder bomen worden licht onderschat.

Een aanpassing van de bomenfactor in combinatie met een verhoging van de waarde van de chemie-constante β tot 0.8 is in hoofdstuk 5 besproken. Voorgesteld wordt om de bestaande bomenfactoren van 1.25 en 1.50 te veranderen in de waarden 1.10 en 1.20 en tegelijk de waarde van de chemieconversie β te verhogen van 0.6 tot 0.8. De keuzes voor afgeronde getallen zijn deels ingegeven door de pragmatische keuze om de oude en nieuwe bomenfactoren in invoer voor rekenmodellen te kunnen herkennen en, zo nodig, automatisch te converteren.

Met de voorgestelde aanpassingen blijft er op de referentiestations sprake van een overschatting van de totale NO_x met 5% en van de NO_x -verkeersbijdrage met circa 15%. Naar verwachting zullen de bijdragen van PM_{10} en $\text{PM}_{2.5}$ ook soortgelijk worden overschat.

De regressie aan de resulterende concentraties op SRM-1 locaties en de parameters worden hierna getoond.



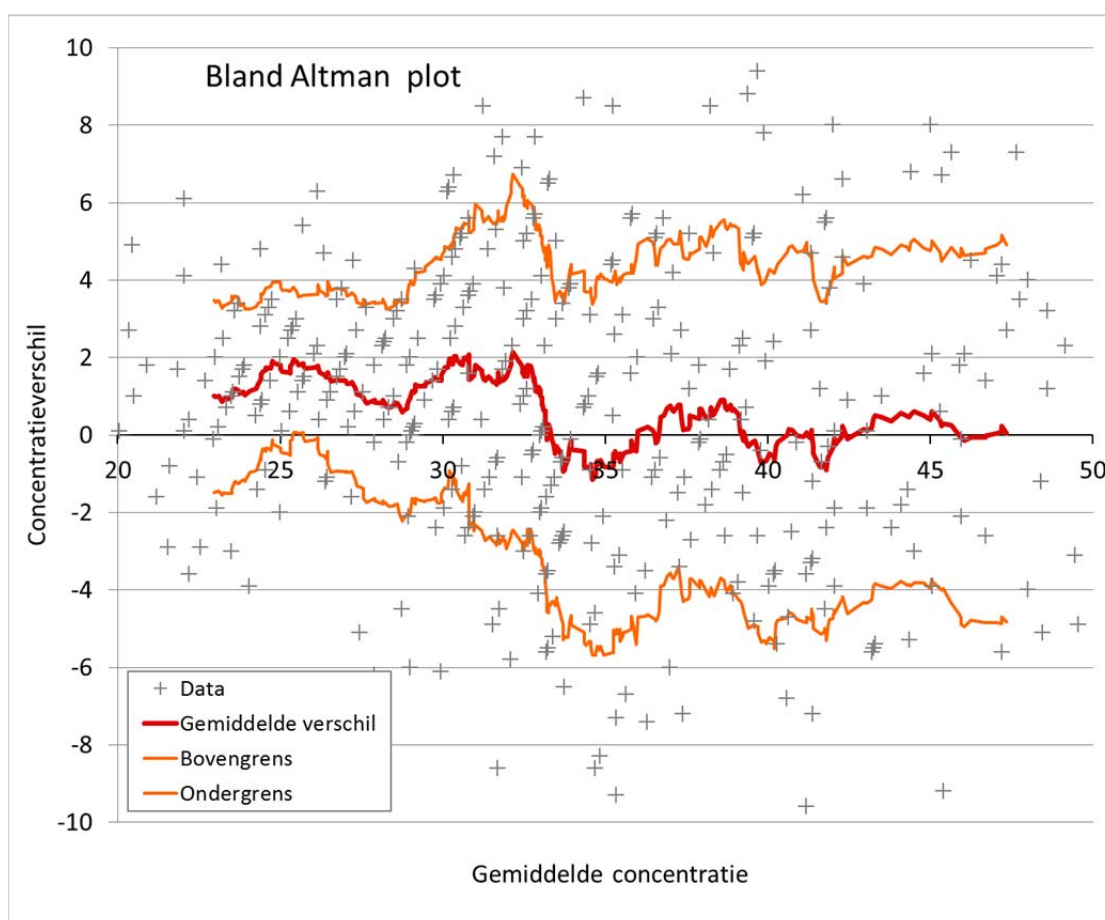
Figuur 6.1 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties op stedelijke locaties na aanpassing van de bomenfactoren en de $\text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$ -conversie.

Tabel 6.1 Parameters voor regressie aan gemeten en berekende NO_2 -concentraties op stedelijke locaties na aanpassing van de bomenfactoren en de $\text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$ -conversie.

Parameter	SRM-1		Zonder bomen		Met bomen	
Richting (2σ)	0.95	0.10	0.95	0.15	0.93	0.14
Offset (2σ)	2.5	4.1	1.9	6.1	3.8	5.6
Punten	140		66		74	
F(20) (2σ)	21.6	2.2	20.9	3.3	22.5	3.1
F(30) (2σ)	31.1	1.3	30.4	1.9	31.8	1.9
F(40) (2σ)	40.6	0.7	40.0	1.1	41.2	1.0
F(50) (2σ)	50.1	1.2	49.5	1.9	50.5	1.7
Verschil >30%	1.4%	2	1.5%	1	1.4%	1
RMSE / R^2	4.5	0.62	4.5	0.61	4.5	0.63
BIAS	0.56		-0.05		1.10	
MNB/ANB	0.02	0.01	0.01	0.00	0.04	0.03
MQO	0.38		0.37		0.38	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	71	69	35	33	36	36

De aanpassing leidt ertoe dat het verschil tussen berekende en gemeten NO_2 -concentraties in straten met en zonder bomen afneemt. Overall neemt de gemiddelde berekende concentratie bij $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ iets toe, van 39.8 tot $40.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het aantal berekende en gemeten overschrijdingen van de grenswaarde is na de aanpassing bijna gelijk is.

Een Bland-Altmanplot bevestigt dat de gemeten en berekende concentraties na aanpassing van de bomenfactoren en de chemie gemiddeld gelijk zijn geworden aan elkaar.



Figuur 6.2 Bland-Altmanplot van de gemeten en berekende NO_2 -concentraties in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na aanpassing van de bomenfactoren. De rode lijn is het voortschrijdend gemiddelde van de verschillen, de oranje lijnen zijn de onzekerheidsgrenzen.

Het gemiddelde verschil varieert vanaf circa $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rond de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en is praktisch onafhankelijk van het concentratieniveau.

Voor de berekende bijdragen, zoals besproken in paragraaf 4.6, maakt de aanpassing van de bomen gemiddeld niet uit. De berekende bijdragen zijn na de aanpassing voor de bomen 95% van de gemeten bijdragen. De 95% BI onzekerheid hierin bedraagt 6%. De restspreiding in de data neemt iets af, van 6.4 naar $5.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

7 Conclusies en aanbevelingen

Het RIVM heeft ruim 400 metingen aan NO₂-concentraties in 2010 en 2011 vergeleken met berekende concentraties. Hierbij is geconcludeerd dat de onzekerheid in een enkele berekening aanzienlijk is. Gemiddeld liggen de berekende concentraties echter dicht bij de gemeten waarden. De overeenkomst is zo goed dat de verschillen gemiddeld kleiner zijn dan de onzekerheden daarin. Op enkele meetlocaties is het verschil tussen gemeten en berekende concentraties zo groot dat er welhaast iets anders aan de hand moet zijn dan dat de rekenmethode niet klopt. De concentratiebijdragen van verkeer in straten zonder bomen lijkt iets te worden onderschat en die in straten met bomen te worden overschat. Het RIVM heeft een voorstel geformuleerd om SRM-1 zodanig aan te passen dat het verschil grotendeels verdwijnt. De onzekerheden in zowel berekeningen als metingen leiden ertoe dat geen van beide methoden in staat is om binnen enkele microgrammen vast te stellen of op een locatie sprake is van een overschrijding, of niet.

Conclusies:

De gemeten en berekende concentraties komen goed met elkaar overeen. Tussen 30 en 50 µg/m³, en zeker rond de grenswaarde, is er binnen de onzekerheid geen sprake van een wezenlijke systematische over- of onderschatting van de metingen door de rekenmethoden voor luchtkwaliteit.

- Op basis van de vergelijking voor 2011 kan worden geconcludeerd dat de resultaten van de standaardrekenmethoden, zoals die in rekentool zijn geïmplementeerd, ruimschoots aan de eisen van de Europese richtlijnen voldoen.
- De resultaten van uitgevoerde berekeningen voor de stoffen NO₂, PM₁₀ en PM_{2,5} voldoen ruimschoots aan de wettelijke eisen.
- Er zijn voor verschillende categorieën locaties deelanalyses uitgevoerd met de volgende bevindingen:
 - Het verschil tussen gemeten en berekende concentraties is in 92% van de gevallen kleiner dan 8 µg/m³ en in 97.5% van de gevallen kleiner dan 30%.
 - Op achtergrondlocaties liggen de berekeningen tussen 20 en 30 µg/m³ maximaal 1.9 µg/m³ hoger dan de metingen. Bij de hoogste achtergrondconcentraties is sprake van een overschatting.
 - Op SRM-1 locaties liggen de berekende concentraties voor de gehele dataset gemiddeld binnen tienden microgrammen van de gemeten waarden.
 - In situaties zonder invloed van bomen in een straat is er rond de grenswaarde sprake van een onderschatting van de gemeten concentraties door de berekeningen van 1.5 µg/m³. In straten met invloed van bomen is er rond de grenswaarde sprake van een overschatting van 0.9 µg/m³. De gevonden verschillen tussen de

regressielijnen zijn rond de grenswaarde groter dan de onzekerheden daarin.

- Op SRM-2 locaties (voornamelijk bij snelwegen) liggen de berekende concentraties rond de grenswaarde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemiddeld circa $0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ onder de gemeten waarden.
- Op SRM-2 locaties in bebouwd gebied liggen de berekende concentraties rond de grenswaarde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemiddeld circa $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ onder de gemeten waarden. Voor dit soort situaties is het aantal punten in de vergelijking van berekende en gemeten NO_2 -concentraties klein en de spreiding groot. Meer meetpunten en nadere analyses zijn wenselijk.
- De in 2010 en 2011 berekende wegbijdragen langs verschillende snelwegen (in het open veld) liggen gemiddeld 4% boven de gemeten wegbijdragen. De in een stad in 2010 berekende wegbijdragen liggen gemiddeld 4% onder de gemeten wegbijdragen. De onzekerheid in de analyses is substantieel.
- Gebruik van (indicatieve) lokale inzichten in de emissies van wegverkeer leidt tot een grotere overeenkomst tussen lokale gemeten en berekende concentraties, dan wanneer de nationale emissiefactoren worden gebruikt.

Naast de uitgevoerde regressieanalyse zijn de verschillen tussen de gemeten en gemodelleerde waarden ook via een aantal andere grafische en statistische methoden en kentallen geanalyseerd. Hieruit blijkt dat de conclusies rond de grenswaarde nauwelijks afhankelijk zijn van de gekozen methode.

Vergelijkingen in het buitenland tussen gemeten concentraties en met buitenlandse modellen berekende concentraties geven in het algemeen vergelijkbare of grotere spreidingen dan deze Nederlandse vergelijking.

De geconstateerde overeenkomst tussen gemeten en berekende NO_2 -concentraties sluit niet uit dat de rekenmethoden verder verbeterd kunnen worden. Met name zal een groter aantal metingen nabij snelwegen door stedelijk gebied mogelijkheden kunnen bieden om de kwaliteit van de evaluatie te verbeteren.

Aanbevelingen:

Een aanpassing van de effecten van bomen in SRM-1 straten naar bomenfactoren van 1.1 en 1.2, in combinatie met een aanpassing van de chemische omzetting, wordt aanbevolen. Mocht het ministerie van IenM deze aanpassingen overnemen, dan wordt aanbevolen om de aanpassingen in een speciale testversie van de rekentool te verifiëren.

In de huidige studie is gebleken dat de juiste rekenafstand van belang is. Het wordt aanbevolen om de rekentool uit te breiden met de mogelijkheid om op een eenvoudige wijze met een door de gebruiker gespecificeerde rekenafstand te werken.

Gegeven de gevoeligheid van concentraties voor de correcte ligging van wegsegmenten in de gegevens voor de NSL-monitoring, wordt aanbevolen om kwaliteitscriteria voor de ligging van segmenten in te voeren.

Er zijn 24 meetpunten (circa 6%) waarop de berekende concentraties meer dan $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ van de gemeten concentraties afwijken. In drie gevallen is het verschil meer dan $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De redenen voor de grote verschillen zijn niet altijd duidelijk. Er wordt aanbevolen om nader onderzoek naar de lokale omstandigheden te verrichten.

Dankwoord

Vershillende medewerkers van gemeenten en provincies hebben gegevens voor de studie aangeleverd en zo nodig toegelicht en aangevuld. Zonder al deze informatie was de studie niet zo uitgebreid mogelijk geweest, dank hiervoor.

De reviewers worden bedankt voor hun opbouwende commentaren en de suggesties waardoor de structuur en de leesbaarheid van het rapport verbeterd is.

Bij het schrijven van de NSL Monitoringsrapportage hebben verschillende RIVM medewerkers nuttige feedback en suggesties geleverd, waarvoor dank.

Door medewerkers van de Milieudienst Rijnmond (DCMR) en de GGD Amsterdam is commentaar op het rapport geleverd, waarvoor dank.

Literatuur

Alle genoemde rapporten van het RIVM zijn in via de website van het RIVM beschikbaar.

AEAT, 'UK modelling under the Air Quality Directive (2008/50/EC) for 2010 covering the following air quality pollutants: SO₂, NO_x, NO₂, PM₁₀, PM_{2.5}, lead, benzene, CO, and ozone', AEAT/ENV/R/3215 Issue 1 ED46644 Date 29/11/2011.

AEAT, 'Scottish Air Quality Maps, Pollutant modelling for 2010 and projected concentrations for 2015, 2020, 2025, and 2030: annual mean NO_x, NO₂, and PM₁₀.', AEAT/ENV/R/3282, ED46761, Issue Number 1, Date 08/08/2012.

Agelink, P., Luchtkwaliteitmetingen in Doetinchem, Jaarrapportage 2011, Arnhem, februari 2012, Rapportnr.: IM-09-03, 2012.

Agelink, P., Luchtkwaliteitmetingen in de omgeving van de N325 te Arnhem, jaarrapportage 2011, Arnhem, Rapportnr.: IM-11-02, 2012a.

Bland J.M. en Altman, D.G. (1986). 'Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement'. Lancet 327 (8476): 307-10, 1986.

Blauw, JAARRAPPORTAGE NO₂ EN PM₁₀ METINGEN 'S-HERTOGENBOSCH 2010, Meting met de diffusiebuis methode en low volume sampler, Rapportnummer: BL2011.4988.01-V04 12-04-2012, 2011.

Blauw, JAARRAPPORTAGE STIKSTOFDIOXIDE- EN FIJNSTOF-CONCENTRATIEMETINGEN TILBURG 2010, Metingen met de diffusiebuis methode en low volume sampler. Rapportnummer: BL2011.4986.01-V02, 2011a.

Blauw, 2012, JAARRAPPORTAGE CONCENTRATIEMETINGEN STIKSTOFDIOXIDE, NIEUWEGEIN 2011, Metingen met diffusiebuis methode, Rapportnummer: BL2012.5416.01-V01, 2012.

Bloemen, H.J.Th., Uiterwijk, W., Putten, E. van en Wesseling, J., De invloed van bebouwing en vegetatie op luchtkwaliteit, RIVM Rapport 729999003/2007.

Bommel, R. van, Poll, T. van de, Herprogrammering maatregelen luchtkwaliteit Utrecht; Onderzoek aanvullende maatregelen 2015, Royal HaskoningDHV en TNO, BA8097-100-100, AM-AF20130103, 20 februari 2013.

Boons, E., Gemeente Utrecht, email 19 februari 2013a.

Boons, E., Rapportage Luchtmeetnet Utrecht 2011; beschouwing van de gemeentelijke stikstofdioxide metingen, Gemeente Utrecht, Ontwikkelorganisatie / sector Milieu&Mobiliteit, Afdeling Expertise Milieu, februari 2013b.

Bremser, W. The program 'B_Least' has kindly been provided by: Dr. Wolfram Bremser, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, AG Chemometrie, Metrologie, Richard-Willstätter-Strasse 11, 2012.

Carruthers, D., privémededeling gedurende de 11e internationale Harmonisatie conferentie van 2-5 juli 2007 te Cambridge, Engeland.

Carslaw, D., Beevers, S., Westmoreland E., Williams, M., Tate, J., Murrells, T., Stedman, J., Li, Y., Grice, S., Kent, A., Tsagatakis, I., Trends in NO_x and NO₂ emissions and ambient measurements in the UK, Prepared for Defra version 18th July 2011.

CERC, zie <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/model-documentation.html#validation>, 2011.

Dam, W. van, 'Vergelijking berekende en gemeten luchtkwaliteit over 2011', gemeente Nieuwegein, 6 september 2012.

Deming, W.E. (1943). Statistical adjustment of data. Wiley, NY (Dover Publications edition, 1985).

Denby, B. (Editor), Guidance on the use of models for the European Air Quality Directive, A working document of the Forum for Air Quality Modelling in Europe, FAIRMODE, ETC/ACC report, Version 6.2, 2010.

Denby, B.R., Guide on modelling Nitrogen Dioxide (NO₂) for air quality assessment and planning relevant to the European Air Quality Directive, ETC/ACM Technical Paper 2011/15 December 2011.

Doorn, W. van, Monitoring van stikstofdioxiden in Nijmegen, Meetresultaten 2011, Gemeente Nijmegen NO₂ Monitoring 2011-1, Status: Eind-concept rapport, Primair Air Consultancy, 2012.

DSB/2012-011, Voortgangsrapportage 2011 Actieplan luchtkwaliteit Den Haag, pagina 10, januari 2012.

Eerens, H.C., Sliggers, C.J. en Hout, K.D. van den. 1993. The CAR model: the Dutch method to determine city street air quality. Atmospheric Environment 27B: 389-399.

Eijk, A., Obdeijn, C., Samenstelling van het wagenpark op zes locaties in de gemeente Utrecht, TNO-060-DTM-2012-00825, 2012.

Equivalence, GUIDE TO THE DEMONSTRATION OF EQUIVALENCE OF AMBIENT AIR MONITORING METHODS, Report by an EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence, January 2010.

Ferreira, J. A., A statistical assessment of the predictions of NO₂ concentrations by the Dutch standard air quality models, RIVM Briefrapport 680705028/2013.

Gerboles, M., Uncertainty of NO₂ diffusive sampling, Workshop: Uncertainty in Air Pollution Measurements (for beginners), JRC Ispra, Italy, 9 – 10 November 2009.

Gier, C.W. de, Vergelijking gemeten en berekende stikstofdioxide concentraties in Zuid-Holland van 2000 tot 2009, DCMR, november 2010.

Helmink, H.J.P., Zee, S.C. van der, Luchtverontreiniging Amsterdam, Datarapport meetresultaten 2011, 2012.

Helmink, H.J.P., Metingen van jaargemiddelde stikstofdioxideconcentraties (NO₂) in de gemeente Utrecht in 2011, april 2012a.

Helmink, H.J.P., Metingen van jaargemiddelde stikstofdioxideconcentraties (NO₂) in de gemeente Ouder-Amstel in 2011, 2012b.

Hoel, P.G., Confidence Regions for Linear Regression, Proc. Second Berkeley Symp. on Math. Statist. and Prob. (Univ. of Calif. Press, 1951), 75-81.

Hout, K.D. van den en Baars, H.P. 1988. Ontwikkeling van twee modellen voor de verspreiding van luchtverontreiniging door verkeer: het TNO-Verkeersmodel en het CAR Model. TNO rapport R88/192.

Jensen, A.C., 'Deming regression' in het 'MethComp package', Steno Diabetes Center, Gentofte, Denmark. 2007.

Kooijman, F., Luchtkwaliteitsmetingen in de gemeente Nijkerk, jaarrapportage 2011, Rapportnr.: IM-11-01, 2012.

Krol, M. , e-mail aan het mMinisterie van Infrastructuur en Milieu, 17 februari 2013.

Lefebvre, W. en Mensink, C., Review van het rapport "Gemeten en berekende concentraties in 2010 en 2011", Contractnummer: 13K072, Studie uitgevoerd in opdracht van: Mministerie van Infrastructuur en Milieu, Directie Klimaat, Lucht en Geluid, 2013/RMA/R/032, februari 2013.

Linnet, K., Performance of Deming regression analysis in case of misspecified analytical error ratio in method comparison studies, Clinical Chemistry 44:5 1024 -1031 (1998).

Mooibroek D. en Wesseling J., Meteorologie in CAR II, RIVM Rapport 680705002/2007.

Mooibroek D., Nguyen, P.L. en Wesseling, J., Meteorologie voor standaard rekenmethoden in 2008, Briefrapport 680705013/2009

Mooibroek, D., Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2011, RIVM rapport 680704020, 2012.

Nguyen L. en Wesseling J., Een onafhankelijke tool voor stedelijke luchtkwaliteitsberekeningen Vergelijking met CAR-II, Monitoringstool en metingen, RIVM Briefrapport 680705018/2011.

Nguyen, L., Wesseling, J.P., OSPM: Comparison between modelled results obtained for the Erzeijstraat in the Netherlands and measurements, RIVM report 680705011/2008.

Nguyen, L., Wesseling, J.P., Benchmark snelwegenmodellen Resultaten van de vergelijking in 2010, RIVM rapport 680705016/2010.

Press, W.H., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T. and Flannery, B.P., (1992). Numerical Recipes: The Art of Scientific Computing. New York: Cambridge University Press.

Pronk, A., Beplanting en luchtkwaliteit, CROW Publicatie 218t, SBN 978 90 6628 600 9, 2012.

Reed, B. Cameron, Phys. Educ. 45 93, A spreadsheet for linear least-squares fitting with errors in both coordinates, 2010.

Reed, B. Cameron, Linear Least-Squares Fit with Errors in Both Coordinates including Covariance, American Journal of Physics -- July 1989 -- Volume 57, Issue 7, pp. 642, 1989.

Smit, R., Smokers, R., Schoen, E. and Hensema, A., 2006. A New Modelling Approach for Road Traffic Emissions – VERSIT+ Light Duty. TNO Rapport 06.OR.VM.016.1/RS, 2006.

Stokkermans, Y., Lucht in cijfers 2011; De luchtkwaliteit in het Rijnmondgebied, DCMR document 21344121, 2012.

Teeuwisse, S.D. (2003). CAR II: Aanpassing van CAR aan de nieuwe Europese richtlijnen. TNO MEP rapport R2003/119.

Thunis, P., Pederzoli, A. and Pernigotti, D., FAIRMODE SG4 Report, Model quality objectives Template performance report & DELTA updates, March 2012a.

Thunis P., A. Pederzoli, E. Georgievia, C. Cuvelier, D. Pernigotti, DELTA V3.0 User Guide, Contributors, Joint Research Centre, Ispra, Version 1, 18 December 2012b.

Uiterwijk, W., Wesseling, J. en Nguyen, L., Een vergelijking tussen (passieve) NO₂- metingen en rekenresultaten in 2010, RIVM Rapport 680705020/2011, 2011.

Verbeek, M. (TNO), Dijkema, M. (GGD Amsterdam), Zee, S. van der (GGD Amsterdam) en Gelauff, D. (Programmabureau Luchtkwaliteit Amsterdam), Gevoeligheidsanalyse monitoring luchtkwaliteit Amsterdam, Programma Bureau Luchtkwaliteit, Gemeente Amsterdam, februari 2013.

Vermeulen, A.T., Review TREDM versie april 2011, ECN-X--11-084, november 2011.

Vissenberg, H.A. en Velze, K. van. 1998. Handleiding CAR-AMvB programma (versie 2.0). RIVM rapport 722101035.

VMM, Validatieverslag CAR-Vlaanderen II, Afdeling Lucht, Milieu en Communicatie, VMM Dienst Lucht, team Rapportering en Modellerings, Depotnummer D/2011/6871/024, 2011.

Vos, P., Janssen, S., Verhees, L., de Wolff, J., Erbrink, H., 2012. Modellerings van het effect van wegbegeleidend luchtgroen op de luchtkwaliteit. VITO Rapport nr 2012/RMA/R/112, VITO, 2012a.

Vos, P. en Janssen, S. HET EFFECT VAN STADSGROEN OP DE LOKALE LUCHTKWALITEIT, To tree or not to tree?, Environmental Modelling Unit - VITO Boeretang 200, 2400 Mol, België, 2012b.

VROM, Besluit luchtkwaliteit 2005, 30175 BRIEF VAN DE MINISTER VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER, Nr. 88, Den Haag, 21 augustus 2009.

Wesseling, J.P. en Zandveld, P.Y.J., 2006a. HEAVEN 2.0 en Verkeersmodel 6.0. TNO Rapport 2006-A-R0029/C.

Wesseling, J.P. en Zandveld, P.Y.J., 2006b. Pluim Snelweg; (Verkeersmodel 6.1). TNO Rapport 2006-A-R0065/A.

Wesseling, J.P. en Sauter F.J., Kalibratie van het programma CAR II aan de hand van metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM, RIVM rapport 680705004/2007.

Wesseling, J.P. en Beijk, R., Aanpak van gescheiden rijbanen in SRM-1, Briefrapport 680705008/2008a

Wesseling, J.P. en Sauter F.J., Non-linearity in the NO_x/NO₂ conversion, RIVM Report 680705009/2008b.

Wesseling, J.P. en Nguyen L., Een toets van standaardrekenmethodes voor berekeningen aan luchtkwaliteit in de Monitoring van het NSL, Briefrapport 680705017/2010, 2010.

Wesseling, J.P., Zee, S. van der en Overveld, A. van, Het effect van vegetatie op de luchtkwaliteit Update 2011, RIVM Rapport 680705019/2011, 2011

Wiebes, Brief wethouder Wiebes, Amsterdam, aan Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu, 11 december 2012 en Notitie aan de leden van de raadscommissie Verkeer Vervoer en Luchtkwaliteit van wethouder Wiebes, 21 november 2012 CONCEPT, 2012.

Willers, S.M., Vergelijking gemeten en berekende EC concentraties in 2010 en 2011, DCMR, Expertisecentrum, Bureau Lucht, Documentnummer 21402855, 2012.

Zanten, M.C. van, Alphen, A. van, Wesseling, J., Mooibroek, D., Nguyen, P.L., Groot Wassink, H. (Hfdst 7), Verbeek, C. (Hfdst 7), Monitoringsrapportage NSL 2012 Stand van zaken Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit, RIVM Rapport 680712004/2012.

Zee, S. van der en Dijkema, M., Met medewerking van: Peter Koopman, Mariska Hoonhout, Harald Helmink, Jaap Visser, Gemeten en berekende stikstofdioxide concentraties in Amsterdam in 2010, 18 juli 2012.

Bijlage 1 Onzekerheid in berekende NO₂-concentraties

In deze bijlage wordt een gedetailleerde schets gegeven van de wijze waarop onzekerheden in het model en in de modelinvoer doorwerken in de berekende NO₂-concentraties.

In de Rbl 2007 wordt Standaard Reken Methode-1 (SRM-1) beschreven voor toepassing in stedelijk gebied. De formules waarmee in SRM-1 concentraties berekend worden, zijn relatief simpel. Hierdoor is het ook relatief simpel om uit te rekenen hoe onzekerheden in de invoerparameters van SRM-1 doorwerken in de berekende concentraties.

De NO_x-concentratie wordt als volgt berekend (Rbl, 2007):

$$NO_x = F_k \cdot E \cdot \theta \cdot F_b \cdot F_{meteo}$$

De ijkfactor F_k , de bomenfactor F_b , en de meteofactor F_{meteo} hebben vaste voorgeschreven waarden. De te kiezen bomenfactor is wel vrij voor de gebruiker.

De emissie E wordt berekend uit de opgegeven voertuigaantallen en samenstelling en de daarbij behorende nationaal vastgestelde emissiefactoren.

De verdunningsfactor θ wordt berekend met een simpele formule. Zeer dicht bij de rand van de weg kan een relatief kleine fout in de rekenafstand een niet-triviaal effect hebben. De NO_x-bijdrage van het wegverkeer moet worden omgerekend naar NO₂. De basisformule hiervoor kan in vier delen I t/m IV worden gesplitst en luidt (Rbl, 2007):

$$NO_{2,totaal} = NO_{2,bg} + NO_{2,SRM2} + f_{NO2} \cdot NO_x + \beta \cdot O_3 \cdot \frac{(1 - f_{NO2}) \cdot NO_x}{(1 - f_{NO2}) \cdot NO_x + K}$$

I II III IV

De totale NO₂-concentratie (in stedelijk gebied) bestaat dus uit achtergrond (I), bijdragen van nabijgelegen SRM-2 wegen (II) en bijdragen van het verkeer in de lokale straat. Deze laatste bijdragen zijn weer te splitsen in direct door het verkeer uitgestoten NO₂ (III) en NO₂ die is gevormd uit uitgestoten NO (IV). Deze conversie gebeurt onder de invloed van ozon. Belangrijke parameters voor de conversie zijn β en K . De betekenis en basis voor deze parameters wordt voor een deel beschreven in Wesseling en Sauter (2008a).

In veel steden zijn de fracties direct uitgestoten NO₂ in 2011, gemiddeld over alle verkeer in een straat, in de orde van 14%-16%. Bij typische ozonconcentraties in de orde van 35-40 µg/m³ betekent dit dat de bijdragen van directe uitstoot en conversie (termen III en IV) in 2011, bij de huidige waarden voor β en K , grofweg vergelijkbaar zijn.

Afgeleiden

Als de onzekerheden in de invoerparameters voor SRM-1 bekend zijn, kunnen hiermee ook de resulterende onzekerheden in de berekende concentraties

worden berekend. Een belangrijke stap hierbij is de bepaling van de afgeleiden naar alle relevante parameters. De berekende NO_x -bijdrage is lineair in elk van de factoren, dus de afgeleiden zijn triviaal. Voor de NO_2 -vorming is de relatie ingewikkelder en zijn de afgeleiden voor de delen I t/m IV dat ook.

$$\text{I} \quad \frac{\partial \text{NO}_{2,\text{tot}}}{\partial \text{NO}_{2,\text{bg}}} = 1$$

$$\text{II} \quad \frac{\partial \text{NO}_{2,\text{tot}}}{\partial \text{NO}_{2,\text{SRM2}}} = 1 \quad (\text{cumulatie negerend!})$$

$$\text{III/IV} \quad \frac{\partial \text{NO}_{2,\text{tot}}}{\partial \text{NO}_x} = f_{\text{NO}_2} + \beta \cdot \text{O}_3 \cdot \frac{K \cdot (1 - f_{\text{NO}_2})}{((1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x + K)^2}$$

$$\text{III/IV} \quad \frac{\partial \text{NO}_{2,\text{tot}}}{\partial f_{\text{NO}_2}} = \text{NO}_x - \beta \cdot \text{O}_3 \cdot \frac{K \cdot \text{NO}_x}{((1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x + K)^2}$$

$$\text{IV} \quad \frac{\partial \text{NO}_{2,\text{tot}}}{\partial \text{O}_3} = \beta \cdot \frac{(1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x}{(1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x + K}$$

$$\text{IV} \quad \frac{\partial \text{NO}_{2,\text{tot}}}{\partial \beta} = \text{O}_3 \cdot \frac{(1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x}{(1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x + K}$$

$$\text{IV} \quad \frac{\partial \text{NO}_{2,\text{tot}}}{\partial K} = -\beta \cdot \text{O}_3 \cdot \frac{(1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x}{((1 - f_{\text{NO}_2}) \cdot \text{NO}_x + K)^2}$$

Kwadratische optelling van de onzekerheid, onder de aanname dat de verschillende onzekerheden voldoende onafhankelijk van elkaar doorwerken levert dan de totale onzekerheid in de berekende NO₂-concentratie:

$$\Delta NO_{2,tot} = \sqrt{\sum_i \left(\frac{\partial NO_{2,tot}}{\partial \chi_i} \cdot \Delta \chi_i \right)^2}$$

Hierbij staat χ_i voor de grootheden waar naar is gedifferentieerd en de $\Delta \chi_i$ zijn de geschatte onzekerheden in de invoer.

Geschatte onzekerheden in de invoer

In de volgende tabel worden de onzekerheden in de belangrijkste invoerparameters voor een berekening besproken. De gemelde 2σ -onzekerheid is meestal gebaseerd op een 'expert judgement'. Bij de inschatting is eerder ruim dan krap geschat. De resulterende uiteindelijke onzekerheid zal naar verwachting dan ook een 'worst-case' schatting zijn.

Ingrediënt	Omschrijving	2σ
Berekening van de NO_x-concentratie.		
Model	Het gebruikte model (SRM-1) heeft een eigen intrinsieke onzekerheid. Dit is zowel het gevolg van de juistheid van de onderliggende aannamen en beperkingen als van de beperkte representativiteit. De grootte van de onzekerheid moet op basis van 'expert judgement' en vergelijking met andere modellen worden geschat.	30%
Verkeer	De hoeveelheid, snelheid en samenstelling van het verkeer kent een grote onzekerheid die van wezenlijk belang is voor de totale emissies. Ook hier moet de onzekerheid vooral worden geschat op basis van 'expert judgement' en ervaringen met de veranderingen in verkeerscijfers in de monitoring.	30%
Emissiefactoren	In de monitoring van 2011 is voor een analyse gekeken naar de variabiliteit van de emissiefactoren gedurende de laatste jaren, Hier kwam een waarde van circa 30% uit.	30%
Bomenfactor	Als een straat bomen heeft dan moet binair worden gekozen of het effect op de concentraties 25% of 50% bedraagt. Dit leidt al tot een onzekerheid. De onderliggende systematiek kent ook aanzienlijke onzekerheden. Als gevolg wordt de totale onzekerheid op minimaal 25% geschat.	25%
Windsnelheid	Voor SRM-1 wordt met een gemiddelde windsnelheid per kilometervak gerekend. Binnen een kilometervak zal echter zeker meer randomvariatie plaatsvinden dan in deze systematiek wordt aangenomen.	20%
Kenmerken	De wijze waarop straatkenmerken worden ingeschat voor modelgebruik varieert in de praktijk. Hoewel dit als een modelaspect kan worden beschouwd, is het wel nuttig om het model en de schatting van de invoer apart te houden.	20%
Afstand	De rekenafstand zal over het algemeen binnen een meter correct zijn. Hierbij moet echter worden bedacht dat de kaarten waarop de ligging van rekenpunten wordt gebaseerd ook een onzekerheid kennen. Als de afstand met enige zorg wordt bepaald, zal de onzekerheid rond een meter zijn, met als effect een onzekerheid van circa 15% in de berekende NO _x -bijdrage bij een gemiddelde rekenafstand van 10 meter.	15%

Berekening van de NO₂-concentratie.		
Fractie NO₂	Hoewel onderdeel van de emissiefactoren, is het goed te bedenken dat de fractie direct uitgestoten NO ₂ , voor zover nu bekend, (deels) langs een ander traject wordt bepaald dan de NO _x -emissies. Als gevolg moet met een eigen onzekerheid worden gerekend, bovenop de onzekerheid in de NO _x -emissies.	25%
Achtergrond NO₂	Voor berekeningen wordt met een gemiddelde achtergrond per kilometervak gerekend. Binnen een kilometervak zal echter	30%

	zeker meer randomvariatie plaatsvinden dan in deze systematiek wordt aangenomen.	
Achtergrond O3	Als voor de achtergrond NO ₂ . Voor prognoses zijn de NO ₂ - en O3-achtergrondconcentraties aan elkaar gekoppeld via het SAPPHO-mechanisme. Voor gepasseerde jaren worden ze afzonderlijk geijkt aan resultaten van het LML.	30%
Bijdrage HWN	In binnenstedelijk gebied zijn de bijdragen van omringende snelwegen beperkt. De verschillen die eerder tussen SRM-2 modellen zijn geconstateerd suggereren dat de onzekerheid in berekende SRM-2 bijdragen op grotere afstanden aanzienlijk is, hoewel het daarbij om kleine bijdragen gaat.	30-50%
Constante K	De waarde van de constante <i>K</i> is van belang voor de conversie van NO _x naar NO ₂ .	50%
Constante β	De waarde van de constante β is eveneens voor de conversie van NO _x naar NO ₂ en daarbij van groter belang dan de waarde van <i>K</i> . Uit een analyse van het RIVM is naar voren gekomen dat de waarde wellicht enkele tienden hoger moet zijn. Er zijn echter te weinig gegevens om dit voor geheel Nederland te beoordelen.	33%

Geschatte onzekerheden in de NO₂-concentratie

Met behulp van de partiële afgeleiden kan de kwadratische som van de onzekerheden worden bepaald. Hierbij is aangenomen dat alle onzekerheden uiteindelijk op die manier kunnen worden gecombineerd.

Om het praktische effect te bepalen is uitgegaan van een stedelijke locatie in 2011, met een aanzienlijke NO_x-bijdrage van 43 µg/m³ op een stedelijke achtergrond van 26 µg/m³.

Tabel B1.1 Opbouw van onzekerheden in berekende concentraties.

	2-sigma				
Model		30%			
Verkeer		30%			
EF		30%			
Bomen		25%			
Wind		20%			
Kenmerken		20%			
Afstand		15%			
Totaal NO _x -bijdrage		66%			
	Waarde	2-sigma	dNO₂/d...	Effect op NO₂	
NO _x	43.00	66%	0.26	7.26	
Beta	0.60	33%	9.86	1.95	
K	100.00	50%	-0.04	-2.17	
Achtergrond O ₃	37.00	30%	0.16	1.77	
FNO ₂	0.155	25%	37.86	1.47	
SRM-2	2.00	50%	1.00	1.00	
NO₂-bijdrage	14.58	+/-		8.22	56%
Achtergrond NO ₂	26.00	30%	1.00	7.80	
NO₂ tot	40.58	+/-		11.33	28%

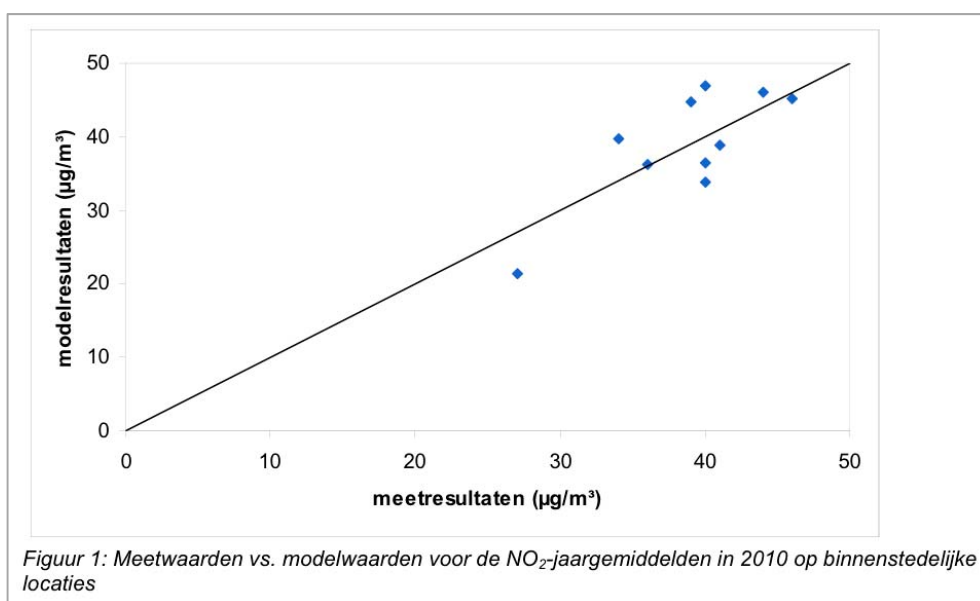
In de testsituatie komt de totale onzekerheid in de berekende NO_x-concentratiebijdrage uit op 66%. De onzekerheid in de berekende NO₂-bijdrage komt uit op circa 8 µg/m³ en in de totale NO₂-concentratie op circa 11 µg/m³, oftewel 28%. Zoals eerder gemeld, zal de resulterende uiteindelijke onzekerheid naar verwachting een 'worst-case' schatting zijn.

Bijlage 2 Modeltests in Europa

Binnen Europa wordt zowel in individuele landen als binnen gezamenlijke projecten de kwaliteit van rekenmodellen voor luchtkwaliteit beoordeeld. In deze bijlage wordt een korte beschrijving van enkele activiteiten gegeven.

België

In België wordt voor binnenstedelijke situaties een Vlaamse variant van SRM-1 gebruikt. In het rapport 'Validatieverslag CAR-Vlaanderen II' (VMM, 2011) wordt verslag gedaan van de vergelijking tussen in dertien steden op elk drie locaties gemeten NO_2 -concentraties en berekende concentraties. De conclusie van de VMM luidt: 'Uit de validatieoefeningen blijkt dat er een aanvaardbare overeenkomst is tussen meet- en modelwaarden voor de jaargemiddelde NO_2 -concentratie in 2010 bij gebruik van de oorspronkelijke achtergrondkaart in het model CAR-Vlaanderen II. Dit geldt zowel voor binnenstedelijke als voor achtergrondlocaties.'. De figuur hierna toont de vergelijking van gemeten en berekende NO_2 -concentraties in stedelijk gebied.



Figuur B2.1 Vergelijking van gemeten en berekende NO_2 -concentraties in stedelijk gebied in België.

Groot-Brittannië

Voor 2010 zijn uitgebreide meet/rekenvergelijkingen gemaakt in Engeland door AEA Technologies (AEAT, 2011). In sectie 2.4 van het rapport van AEAT worden gemeten en berekende NO_x -en NO_2 -concentraties in 2010 met elkaar vergeleken. Hierna staan de figuren en de bijbehorende tekst.

Figure 2.19 - Verification of background annual mean NO_x model 2010

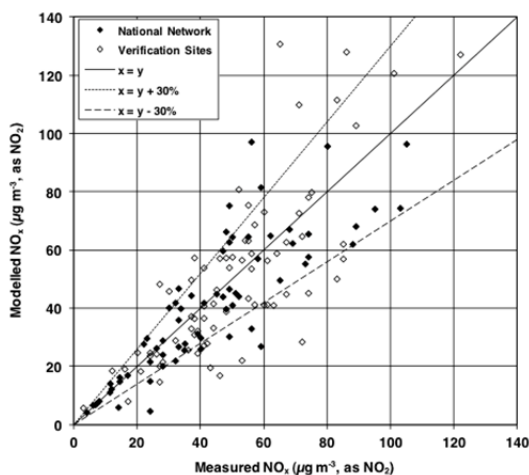


Figure 2.20 - Verification of background annual mean NO_2 model 2010

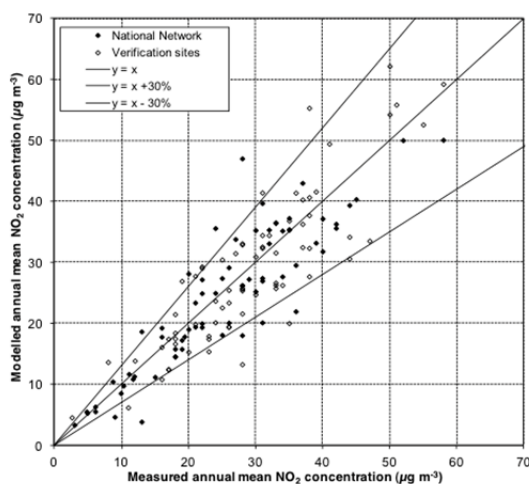


Figure 2.21 - Verification of roadside annual mean NO_x model 2010

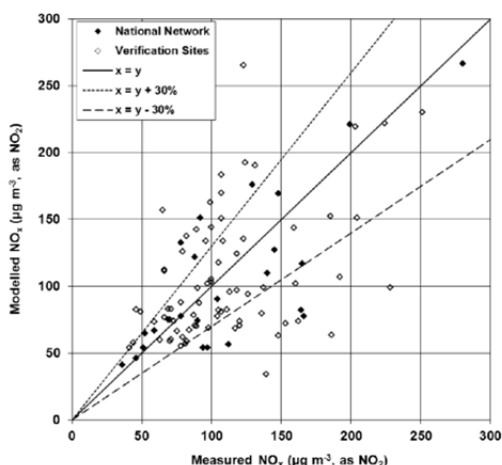
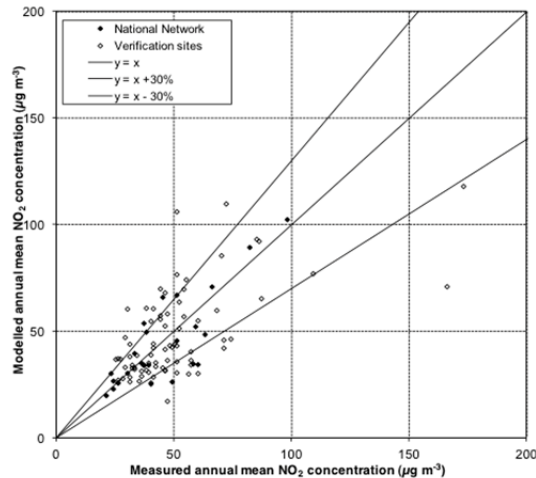


Figure 2.22 - Verification of roadside annual mean NO_2 model 2010



Figuur B2.2 Berekende en gemeten jaargemiddelde NO_x -en NO_2 -concentraties in Engeland in 2010.

Figuur 2.19 en 2.20 uit het AEA-rapport tonen de gemodelleerde en gemeten jaargemiddelde NO_x -en NO_2 -concentraties op achtergrondlocaties in Engeland in 2010. Figuren 2.21 en 2.22 tonen hetzelfde voor straatlocaties. In Engeland worden metingen op de 'national network sites' gebruikt voor modelkalibratie. Metingen op andere locaties worden als verificatie gebruikt. De resultaten van beide soorten locaties worden in de figuren getoond. Voor jaargemiddelde NO_2 -concentraties geldt als kwaliteitscriterium (groveweg) dat de verschillen tussen gemeten en berekende concentraties in 90% van de gevallen niet meer dan 30% mogen bedragen. Voor zowel NO_x als NO_2 worden de +/-30%-lijnen in de figuren getoond. De overeenkomst tussen berekende en gemeten NO_2 -concentraties is iets beter dan voor NO_x het geval is. De deels niet-lineaire relatie tussen NO_x en NO_2 maakt de spreiding in de resultaten iets kleiner.

De volgende Tabel 2.5 uit het rapport van AEA vat de resultaten van de vergelijkingen samen. Wat opvalt is dat de NO_2 -concentraties vergeleken met

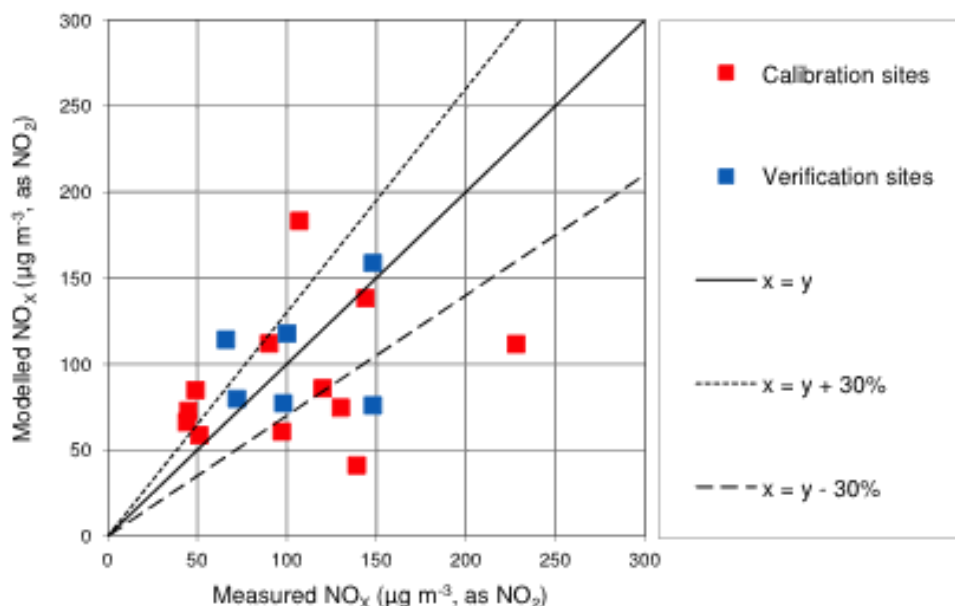
die in Nederland in 2010 betrekkelijk hoog zijn. Er is ook sprake van een hoog percentage van locaties waarop de berekende NO_2 -concentratie meer dan 30% afwijkt van de gemeten waarde.

Table 2.5 - Summary statistics for comparison between modelled and measured NO_x and NO_2 concentrations at roadside sites ($\mu\text{g m}^{-3}$, as NO_2)

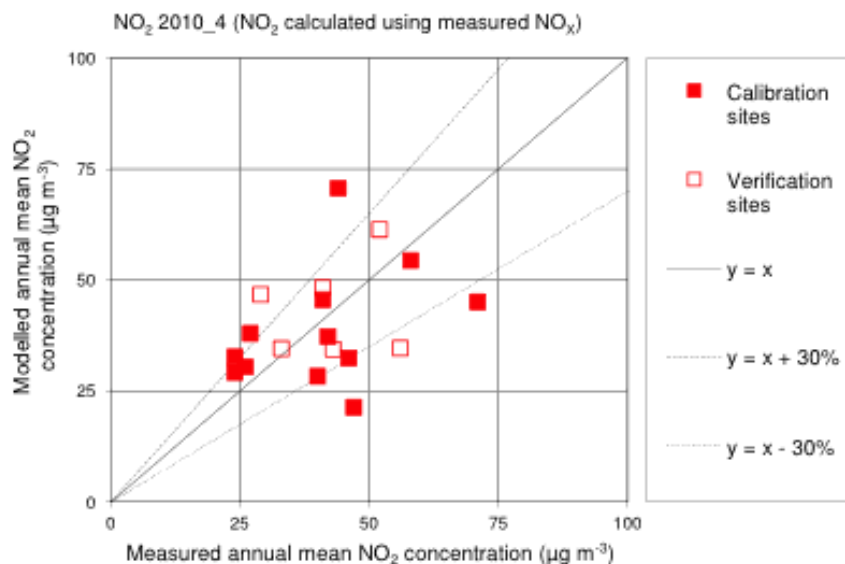
		Mean of measurements (g m^{-3} , as NO_2)	Mean of model estimates (g m^{-3} , as NO_2)	R^2	% outside data quality objectives	Number of sites in assessment
NO_x	National Network	111.8	104.5	0.59	37.5	24
	Verification Sites	121.3	112.1	0.32	44.9	78
NO_2	National Network	45.4	44.4	0.67	37.5	24
	Verification Sites	49.9	47.6	0.39	39.7	78

Los van de algemene rapportage van de berekende en gemeten NO_x , NO_2 , PM_{10} en andere concentraties zijn er ook aparte rapportages voor Schotland en Wales. De resultaten voor NO_x en NO_2 bij wegen in 2010 (AEAT, 2012) worden hierna getoond (Figuur 4.2 en 4.4 uit het rapport van AEA).

Figure 4.2 Annual mean roadside NO_x model verification, 2010.



Figuur B2.3 Gemeten en berekende NO_x -concentraties in Schotland en Wales in 2010.

Figure 4.4 Annual mean roadside NO₂ model verification, 2010.**Figuur B2.4 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in Schotland en Wales in 2010.**

Zowel de NO_x-als de NO₂-concentraties vertonen een aanzienlijke spreiding. Soortgelijke analyses zijn ook voor Wales uitgevoerd. In een studie naar verkeersemissies (Carslaw, 2011) zijn verschillende scenario's voor NO_x doorgerekend. Omdat er geen NO₂-concentraties langs wegen worden gerapporteerd, zijn de resultaten hier niet overgenomen.

FAIRMODE project

Het Joint Research Centre (JRC) van de Europese Commissie en het Europees Milieuagentschap¹¹ (EEA) trekken binnen Europa het FAIRMODE¹²-project waarbinnen modelkwaliteit en -beoordeling worden besproken en zo mogelijk worden geüniformeerd. Over het FAIRMODE-project:

The Forum for Air quality Modelling (FAIRMODE) is a joint response action of the European Environment Agency (EEA) and the European Commission Joint Research Centre (JRC). Its aim is to bring together air quality modellers and users in order to promote and support the harmonised use of models by EU member countries, with emphasis on their application to the European Air Quality Directive.

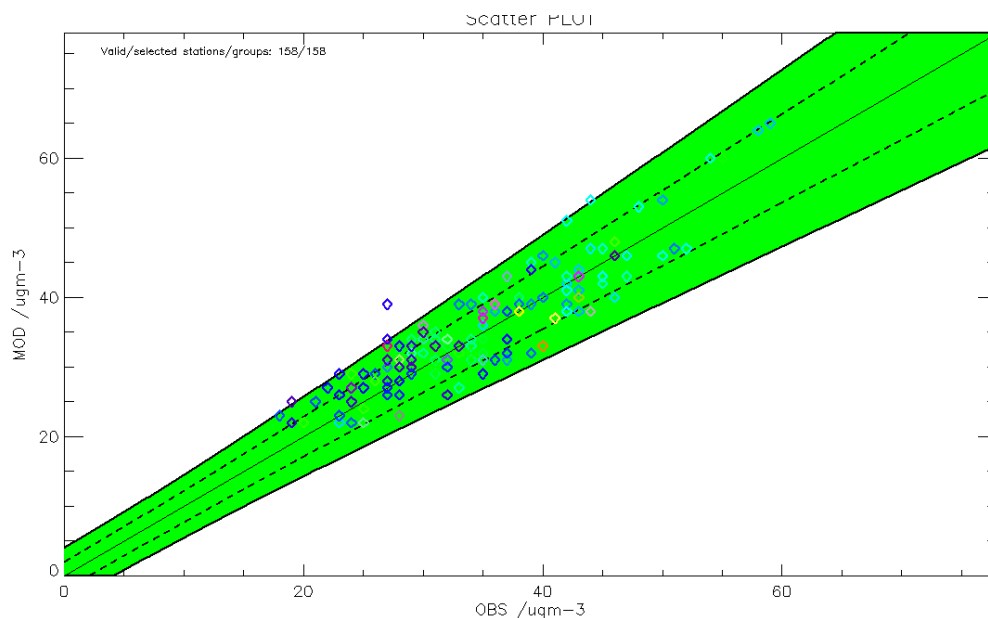
Van de meeste Europese landen zijn nationale milieucentra of onderzoekscentra als partner bij het FAIRMODE-project betrokken, zo ook het RIVM. Bij de lijst van kentallen waarmee modelkwaliteit beoordeeld kan worden, zullen verschillende kentallen uit de aanbevelingen van het FAIRMODE-project worden betrokken.

Hoewel het FAIRMODE-project nog loopt, is er wel al een tool ontwikkeld: de Deltatool. Voor jaargemiddelde concentraties zijn er in de Deltatool enkele grafische weergaven (Thunis, 2012b). De meest sprekende is een scatterplot van gemeten en berekende concentraties.

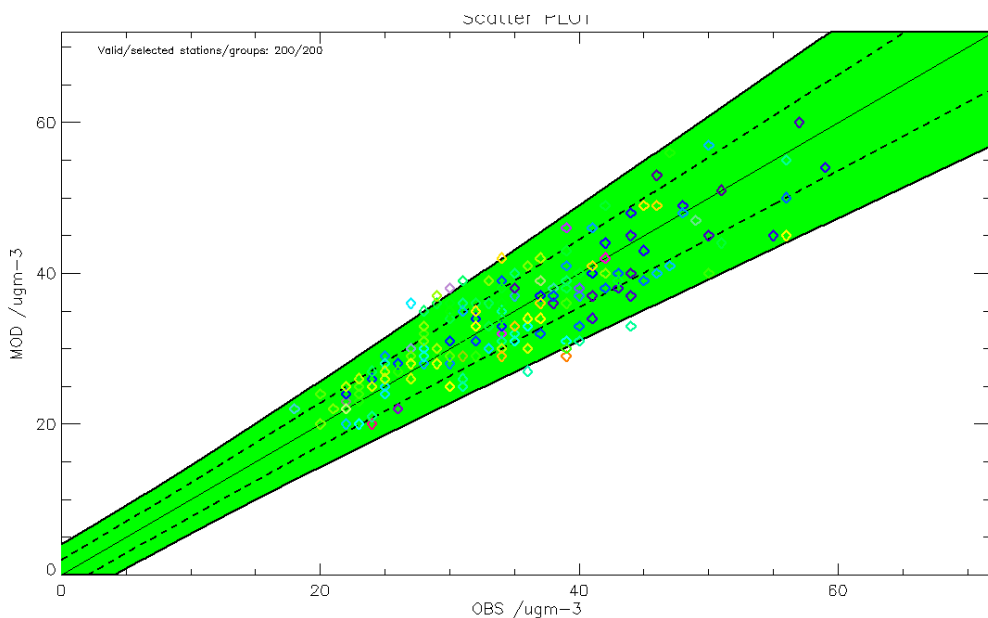
¹¹ <http://www.eea.europa.eu/nl>

¹² <http://fairmode.ew.eea.europa.eu/>

In de figuren hierna wordt de vergelijking voor 2010 en 2011 getoond.



Figuur B2.5 Gemeten en berekende jaargemiddelde NO₂ in 2010 geanalyseerd met de Deltatool van het FAIRMODE-project.



Figuur B2.6 Gemeten en berekende jaargemiddelde NO₂ in 2011 geanalyseerd met de Deltatool van het FAIRMODE-project.

Het groene gebied geeft aan waar de berekende concentraties binnen de onzekerheid van de meetdata liggen. Hierbij wordt in de Deltatool uitgegaan van de formeel toegestane onzekerheid van referentiemetingen. De in de huidige vergelijking gebruikte passieve samplers hebben echter een grotere onzekerheid en het groene gebied zou dan ook groter moeten zijn. Binnen het FAIRMODE-project wordt, wanneer gemeten en berekende concentraties binnen elkaars onzekerheid vallen, niet verder gedetailleerd. Binnen de onzekerheden is dat statistisch niet zinvol. Het is duidelijk dat de beschikbare data grotendeels ruim binnen de strengere criteria van de Deltatool vallen.

Bijlage 3 Formules orthogonale regressie

GUIDE TO THE DEMONSTRATION OF EQUIVALENCE OF AMBIENT AIR MONITORING METHODS

ANNEX B

Algorithms for the calculation of orthogonal regression parameters.

Regression equation: $y = a + b \cdot x$ (ref. B.1)

Slope b:

$$b = \frac{S_{yy} - S_{xx} + \sqrt{(S_{yy} - S_{xx})^2 + 4(S_{xy})^2}}{2S_{xy}} \quad (\text{B.1})$$

where:

$$S_{xx} = \sum (x_i - \bar{x})^2 \quad (\text{B.2})$$

$$S_{yy} = \sum (y_i - \bar{y})^2 \quad (\text{B.3})$$

$$S_{xy} = \sum (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y}) \quad (\text{B.4})$$

$$\bar{x} = 1/n \sum x_i \quad (\text{B.5})$$

$$\bar{y} = 1/n \sum y_i \quad (\text{B.6})$$

Intercept a:

$$a = \bar{y} - b \cdot \bar{x} \quad (\text{B.7})$$

The uncertainties of the slope and intercept (for corrections of PM candidate methods):

$$u^2(b) = \frac{S_{yy} - (S_{xy})^2 / S_{xx}}{(n-2) \cdot S_{xx}} \quad (\text{B.8})$$

$$u^2(a) = u^2(b) \frac{\sum x^2}{n} \quad (\text{B.9})$$

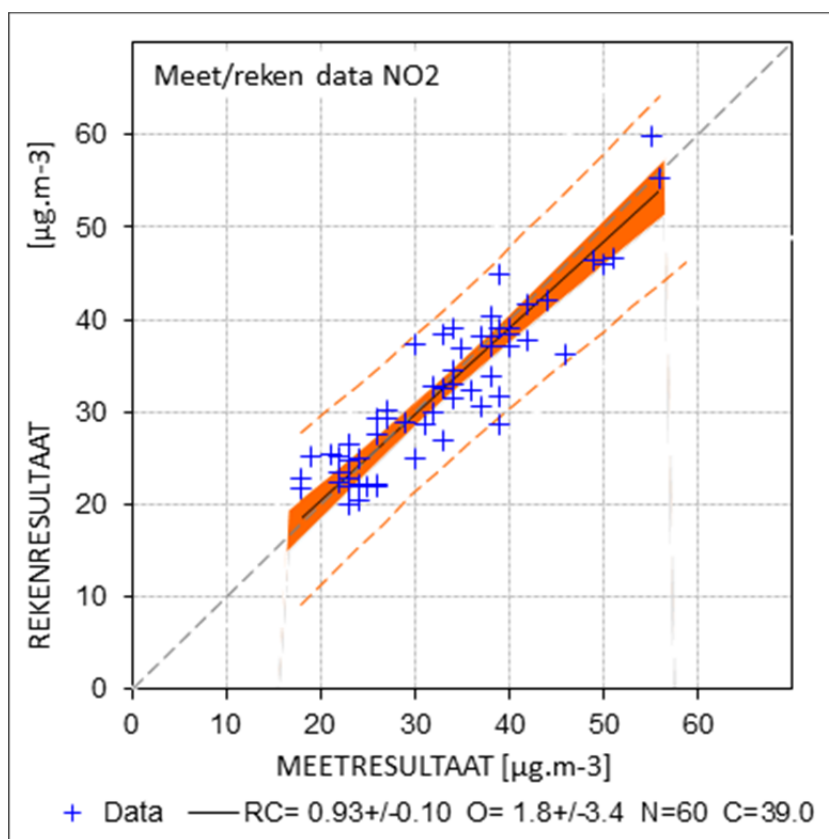
Bij de formules hiervóór moet worden bedacht dat deze voor de onzekerheid in de regressieparameters uitgaan van het gemiddelde resterende verschil tussen gemeten en berekende concentraties. Voor de hier vergeleken data kan de restspreiding lager zijn dan de bekende onzekerheden in de gegevens. De volledige onzekerheden kunnen evenwel op verschillende manieren in rekening worden gebracht. Het RIVM heeft hiervoor verschillende Monte-Carlobenaderingen gebouwd.

De resultaten van de Monte-Carlobenadering zijn geverifieerd aan de hand van een implementatie van ISO standard 6143 (Gas analysis - Comparison methods for determining and checking the composition of calibration gas mixtures). The program 'B_Least' has kindly been provided by: Dr. Wolfram Bremser, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, AG Chemometrie, Metrologie, Richard-Willstaetter-Strasse 11.

Bijlage 4 NO₂-data per dataset

In deze bijlage worden, tenzij anders vermeld, de locaties getoond die binnen de toepassingsgebieden van de modellen vallen.

Metingen door het RIVM, referentie en passief.



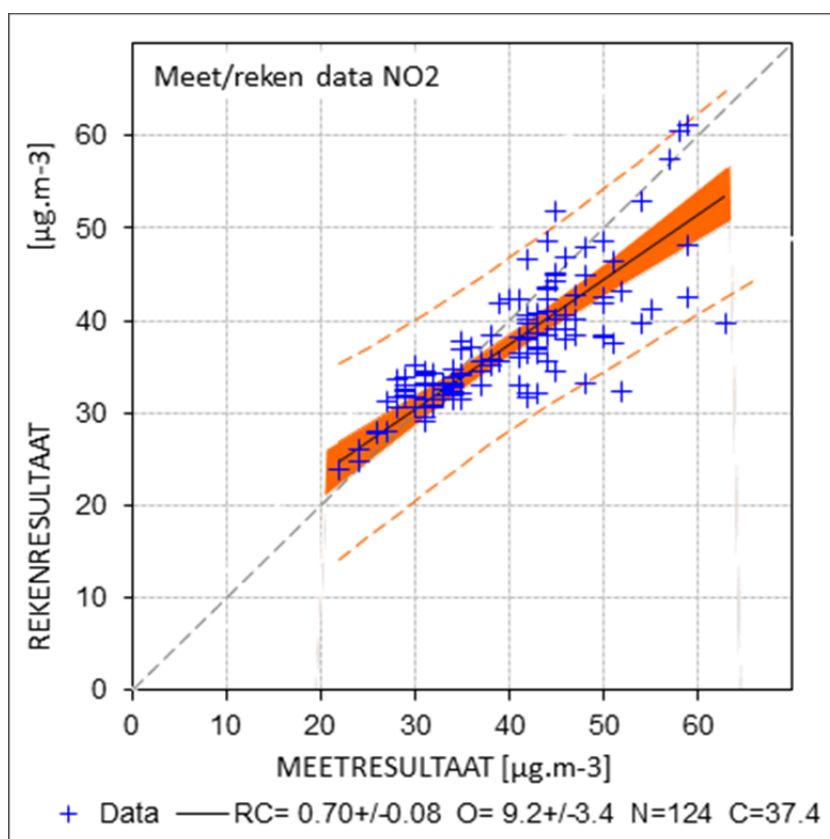
Figuur B4.1 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010 en 2011 op de passieve en actieve meetlocaties van het RIVM.

Alle door het RIVM in 2010 en 2011 gemeten NO₂-concentraties worden in de figuur hiervoor getoond. Voor de gegevens over de locaties wordt verwezen naar Mooibroek (2012) en Uiterwijk (2011). Onder in de figuur staan de berekende richtingscoëfficiënt (RC) en de 95% BI onzekerheid daarin, idem voor de berekende offset (O), verder het geanalyseerde aantal punten (N) en de gemiddelde waarde van de berekende concentraties bij de grenswaarde van 40 µg/m³.

Over het algemeen is er een redelijke overeenkomst tussen de berekende en gemeten concentraties, ook bij de grenswaarde.

Amsterdam, 2010 en 2011

De in Amsterdam gemeten en berekende NO_2 -concentraties worden in de figuur hierna weergegeven. Er lijkt met name bij hogere concentraties een onderschatting van de gemeten concentraties op te treden. Ondanks de aanzienlijke onderschatting is het aantal punten dat buiten de criteria van Europa valt, beperkt: 2.4% in 2010 en 4.7% in 2011. Volgens de richtlijnen mag dat 10% zijn.

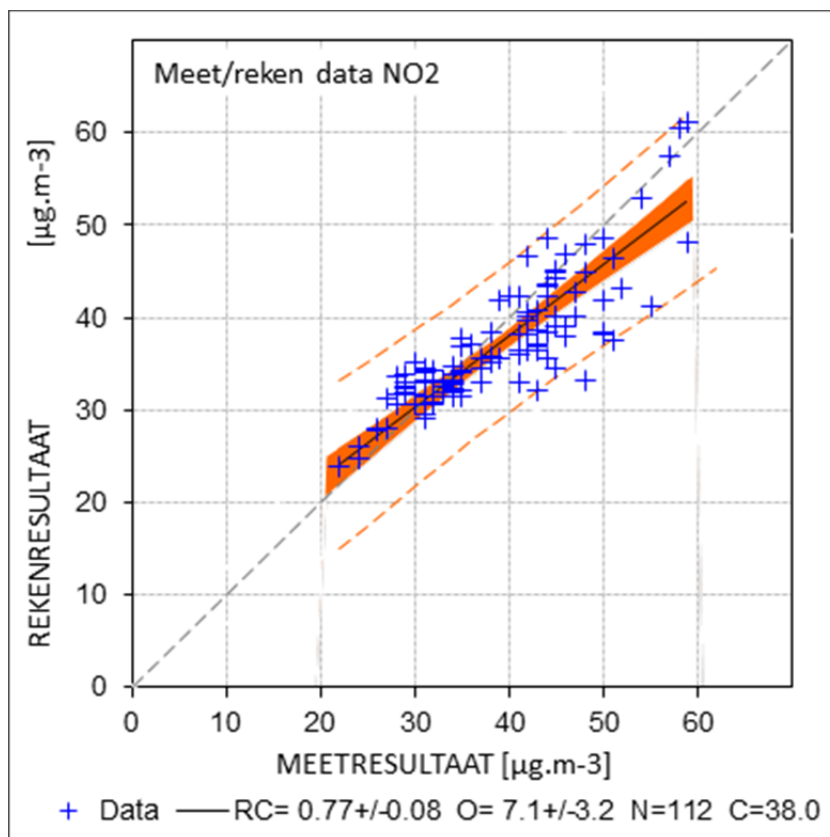


Figuur B4.2 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties in 2010 en 2011 op *alle* passieve en actieve meetlocaties van de gemeente Amsterdam bij gebruik van de standaard emissiefactoren.

De GGD Amsterdam, waardoor de metingen zijn verricht, heeft van verschillende locaties aangegeven dat deze minder of niet geschikt zijn om met berekeningen te vergelijken. De afwijkingen bij hogere concentraties zijn door het RIVM nader bekeken. Hierbij zijn enkele zaken opgevallen:

In de Beursstraat, een achtergrondlocatie voor het Damrak, wordt een concentratie gemeten die circa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hoger is dan de berekende achtergrond op dat punt. Mogelijk is die verhoging het gevolg van de nabijgelegen rondvaartboten. Het geconstateerde verschil zou dan ook in de achtergrond voor het Damrak in rekening moeten worden gebracht.

Indien de punten die door de GGD zelf als ongeschikt zijn aangegeven, niet in de meet/rekenvergelijking worden betrokken, ontstaat het volgende beeld.

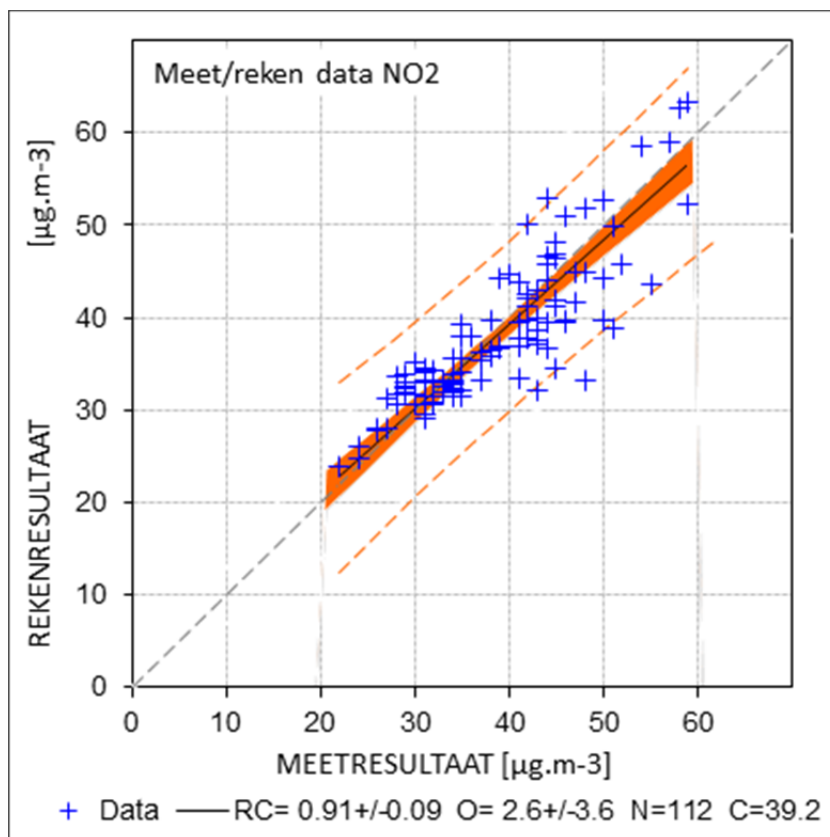


Figuur B4.3 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties in 2010 en 2011 op de passieve en actieve meetlocaties van de gemeente Amsterdam. De locaties die buiten het toepassingsgebied van de rekenmethoden vallen, zijn niet in de analyse betrokken.

De grote spreiding bij hogere NO_2 -concentraties is deels verdwenen, maar er lijkt daar nog steeds sprake te zijn van enige systematische onderschatting. Het is al sinds 2011 bekend dat het wagenpark in Amsterdam afwijkt van het gemiddelde wagenpark in Nederland. Op basis van kentekenonderzoek in opdracht van de gemeente Amsterdam heeft TNO in 2011 en 2012 oriënterende schattingen gegeven voor de extra NO_x - en NO_2 -emissies van het lichte wegverkeer in Amsterdam. De gemeente heeft de laatste schatting gebruikt bij de bepaling van maatregelen voor de monitoring van het NSL. De gemeente Amsterdam heeft de afwijkende verkeerssamenstelling recent benoemd in een brief¹³ aan de staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu en in een notitie aan de gemeenteraad.

Indien de door de gemeente geconstateerde geschatte extra emissies in rekening worden gebracht, ontstaat een aanzienlijk grotere overeenkomst tussen gemeten en berekende NO_2 -concentraties, zie de volgende figuur.

¹³ Brief wethouder Wiebes, Amsterdam, aan Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu, 11 december 2012 en Notitie aan de leden van de raadscommissie Verkeer Vervoer en Luchtkwaliteit van wethouder Wiebes, 21 november 2012 CONCEPT



Figuur B4.4 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010 en 2011 op de passieve en actieve meetlocaties van de gemeente Amsterdam. De locaties die buiten het toepassingsgebied van de rekenmethoden vallen, zijn niet in de analyse betrokken. Voor de berekeningen zijn de door de gemeente zelf aangeleverde emissiefactoren gebruikt.

De regressieparameters verschillen iets indien alleen 2010 of alleen 2011 wordt geanalyseerd. De resultaten zijn in Tabel B4.1 vermeld.

Tabel B4.1 Regressieparameters voor de gegevens van Amsterdam in de jaren 2010 en 2011.

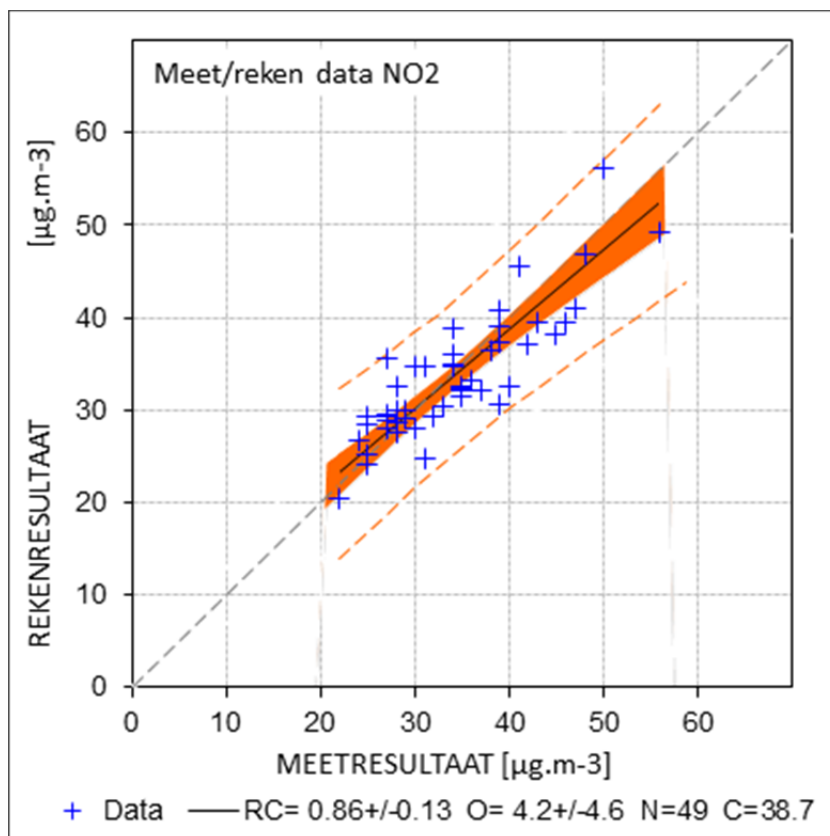
Parameter	2010		2011	
Richting (2σ)	0.98	0.12	0.84	0.13
Offset (2σ)	0.5	4.8	4.6	5.4
Punten	73		39	
F(20) (2σ)	20.2	2.5	21.3	3.4
F(30) (2σ)	30.1	1.4	29.7	2.1
F(40) (2σ)	39.9	1.0	38.0	1.4
F(50) (2σ)	49.8	1.8	46.4	2.1
Verschil >30%	1.4%	1	0.0%	0
RMSE / R^2	4.3	0.72	3.8	0.78
BIAS	-0.03		-1.99	
MNB/ANB	0.01	0.00	-0.04	-0.05
MQO	0.37		0.38	
Obs, Mod >40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	28	21	23	12

Voor alle duidelijkheid moet worden opgemerkt dat de extra emissies en de selectie op geldige data in de monitoring van het NSL niet worden doorgevoerd. Het is de keuze en verantwoordelijkheid van wegbeheerders om voor formele toetsing van concentraties aan grenswaarden de generieke gegevens te gebruiken of, na toestemming van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, daarvan af te wijken.

In discussies met de GGD Amsterdam en de DCMR over de analyse van metingen en berekeningen heeft het RIVM in het najaar van 2012 alle toen beschikbare cijfers en analyses aan de GGD en de DCMR gestuurd. De gegevens voor Amsterdam in 2010 en 2011 zijn in Excelformat respectievelijk in het formaat van de rekentool gestuurd.

Utrecht, 2011

Voor Utrecht is er een goede overeenkomst tussen de gemeten en berekende NO_2 -concentraties in 2011, zie de volgende figuur.



Figuur B4.5 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties in 2011 op de meetlocaties van de gemeente Utrecht.

Voor de vergelijking in Utrecht maakt het uit of de berekeningen worden gedaan op basis van de invoer van de gemeente voor 2011 uit de monitoring van 2011 of op basis van de invoer uit de monitoring van 2012, die vlak voor de zomer van 2012 beschikbaar kwam. Beide sets zijn door de gemeente Utrecht aangeleverd. In de laatste invoer heeft de gemeente de maatregelleffecten voor 2011 in lijn gebracht met die voor de andere jaren. Omdat de invoer van de gemeente Utrecht uit 2012 de meest recente is, wordt deze als basis voor de huidige berekeningen genomen.

Naar aanleiding van de terugkoppeling van de berekeningen aan de gemeente heeft de gemeente het volgende nog gemeld (Boons, 2013a): 'In de monitoring van 2011 zijn de door de gemeente geleverde emissiefactoren voor schonere bussen onbedoeld overschreven door lagere provinciale data. Een ander verschil met de MT2011 is dat in de MT2012 stagnatiefactoren voor bussen zijn ingevoerd (voor alle toetsjaren). Voor het jaar 2015 zijn ook de stagnatiefactoren van het (overige) verkeer aangepast op basis van de verbeterde wegvakbegrenzing en is vervolgens de stagnatie voor alle bussen hieraan gelijkgesteld. Bij vrije busbanen die als aparte rijlijnen zijn (of waren) ingevoerd, is vooralsnog geen stagnatiefactor opgenomen. De stagnatie voor het gepasseerde jaar (2011) is echter nog niet in lijn gebracht met de aanpassingen

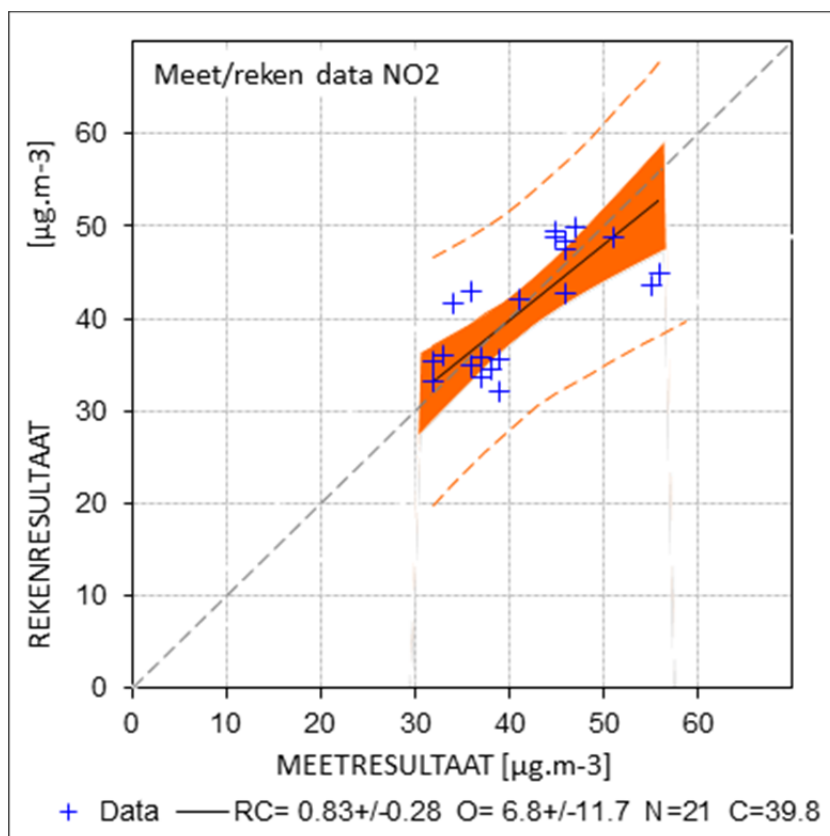
voor 2015. Bijstelling hiervan zal in de komende Monitoringsronde plaatsvinden, tenzij uiteraard de situatie in de diverse toetsjaren verschilt (bijvoorbeeld door infrastructurele aanpassingen).'

Indien de stagnatiefactoren deels nog worden verhoogd, zullen de langs die wegvakken berekende concentraties hoger uitvallen.

In een scan van het wagenpark in Utrecht door TNO is het volgende geconstateerd (Eijk, 2012) : 'In Utrecht wijkt het wagenpark af van het Nederlands gemiddelde. Hierdoor kunnen de NO₂- en PM₁₀-concentraties in Utrecht afwijken van de berekende concentraties in de Nederlandse modellen.' Eind februari 2013 is door de gemeente nader onderzoek gerapporteerd (Bommel, 2013). Hierin staat voor 2015 te lezen: 'Het totale effect van bovenstaande ontwikkelingen levert voor de emissiefactoren een hogere NO_x-uitstoot van het lichte wegverkeer ten opzichte van de landelijke cijfers van circa 20%. Voor directe uitstoot van NO₂ is het effect circa 35%. Het effect voor PM₁₀ is circa 15%.' Er zijn geen verhoogde emissies voor 2011 gerapporteerd. Indien voor de berekening voor 2011 dezelfde opslag wordt genomen als voor 2015 is gerapporteerd, dan zijn de NO₂-concentraties gemiddeld 1 µg/m³ hoger. Bij de grenswaarde is de gemiddelde waarde van de berekeningen 39.6 µg/m³, in plaats van de gerapporteerde waarde van 38.7 µg/m³ die in de figuur hiervóór staat.

Metingen DCMR

Binnen het werkgebied van de DCMR zijn alleen referentiemetingen beschikbaar. Het gaat slechts om een beperkt aantal punten, de overeenkomst tussen metingen en berekeningen is goed, maar kent een aanzienlijke onzekerheid.

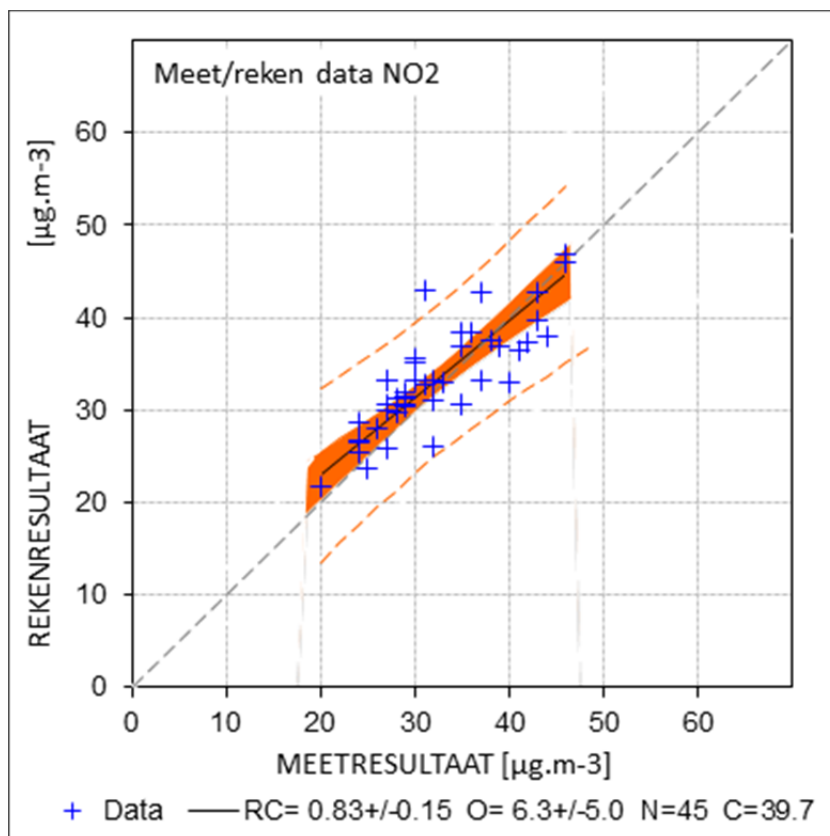


Figuur B4.6 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010 en 2011 op de passieve en actieve meetlocaties van de DCMR.

Een van de stations van de DCMR, 'Berghaven', wordt beïnvloed door scheepvaart. Daarom wordt het niet in de analyse gebruikt. Omdat het doorrekenen van de locatie "Kwartellaan" met de rekentool problemen gaf is dit station niet in de vergelijking meegenomen. Voor de conclusies heeft dit geen gevolg.

Den Bosch, 2010

Voor Den Bosch is er een goede overeenkomst tussen de gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010, zie de volgende figuur.

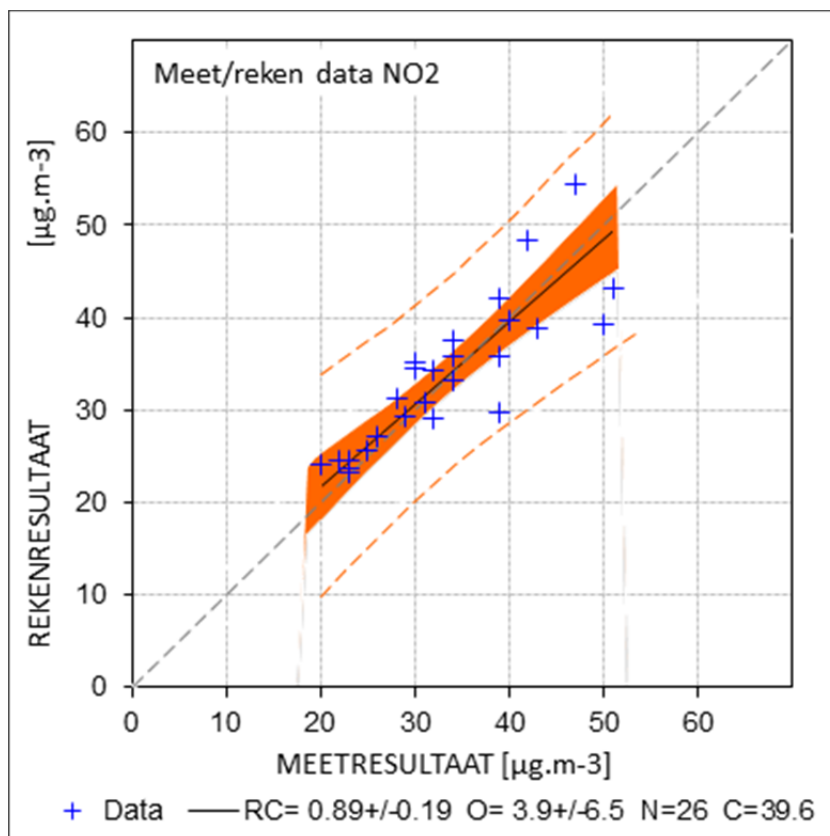


Figuur B4.7 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010 op de meetlocaties van de gemeente Den Bosch.

Wegens het grote aantal meetpunten zijn bij de analyse enkele locaties (aselect, bij lagere NO₂-concentraties) weggelaten. Dit maakt voor de conclusies niet uit.

Nijmegen, 2011

Voor Nijmegen is er een goede overeenkomst tussen de gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2011, zie de volgende figuur.



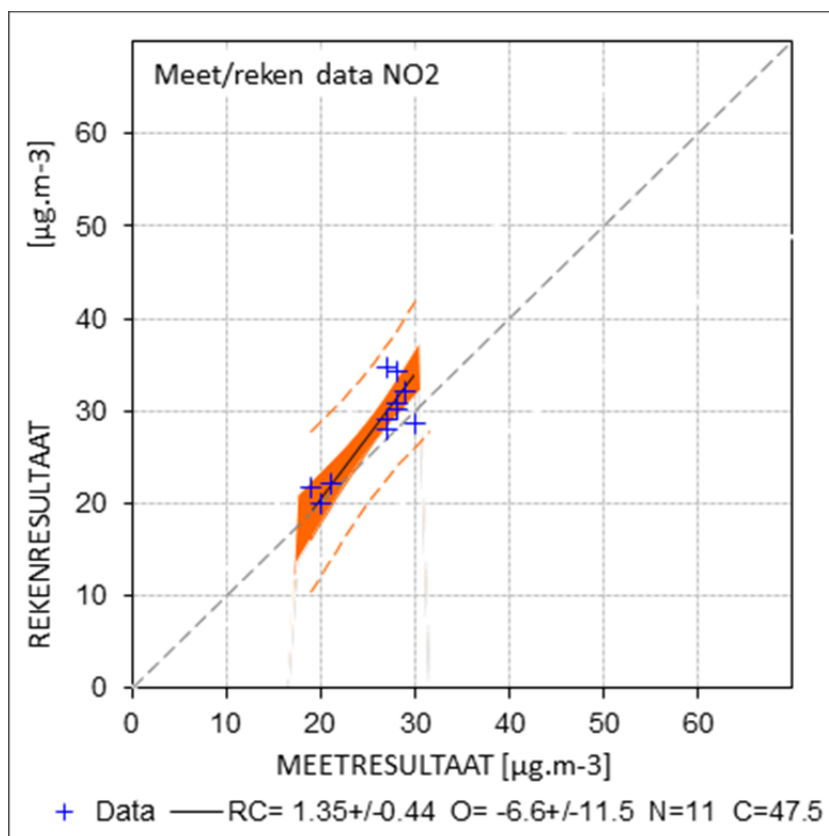
Figuur B4.8 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2011 op de meetlocaties van de gemeente Nijmegen.

Voor de concentraties in de Smetiusstraat-Bloemerstraat en de Bloemerstraat wordt het volgende gerapporteerd: 'vanwege uitval in 2 zomermaanden (met relatief lage concentraties) zijn de berekende jaargemiddelde concentraties enigszins hoger dan in werkelijkheid het geval zal zijn geweest.' Daarom heeft het RIVM de concentraties voor die stations geschaald voor de juiste periode. Tijdens de analyses is door de gemeente gemeld dat het aantal bussen in de Bloemerstraat per abuis de helft bedraagt van het juiste aantal. Hiervoor is in de analyse gecorrigeerd. Op de locatie 'Lent Philips' kon in 2011 blijkbaar niet worden gemeten.

Hoewel er voor Nijmegen ook voor eerdere jaren meetgegevens beschikbaar zijn, zijn deze niet gebruikt aangezien de aantallen vrachtverkeer in eerdere invoersets voor de monitoring van het NSL bijzonder hoog waren, soms groter dan 10%. Als gevolg is een vergelijking met metingen niet zinvol.

Doetinchem, 2010 en 2011

In Doetinchem zijn in 2010 en 2011 op verschillende plaatsen NO₂-metingen verricht. De berekende concentraties op straatlocaties lijken de metingen te overschatten, zie de volgende figuur.

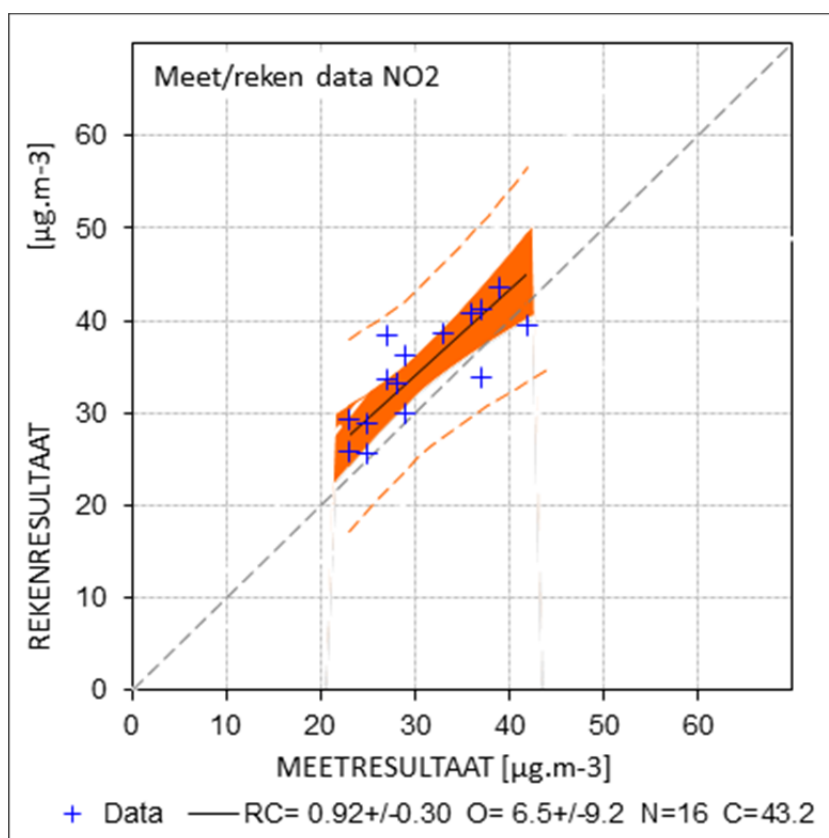


Figuur B4.9 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010 en 2011 op de meetlocaties van de gemeente Doetinchem.

De hoogste gemeten concentraties komen niet boven 30 µg/m³ uit. De berekeningen liggen iets hoger. Omdat de hoogste concentratie zo ver onder de grenswaarde ligt, is de gemiddelde waarde van de regressielijn bij de grenswaarde niet van belang. Meetlocatie nummer 6 is vanaf mei 2011 toegevoegd aan het meetprogramma.

Arnhem, 2010 en 2011

In Arnhem zijn in 2010 en 2011 op verschillende locaties langs de Pleijroute NO_2 -metingen verricht. De berekende concentraties op straatlocaties lijken de metingen te overschatten, zie de volgende figuur.

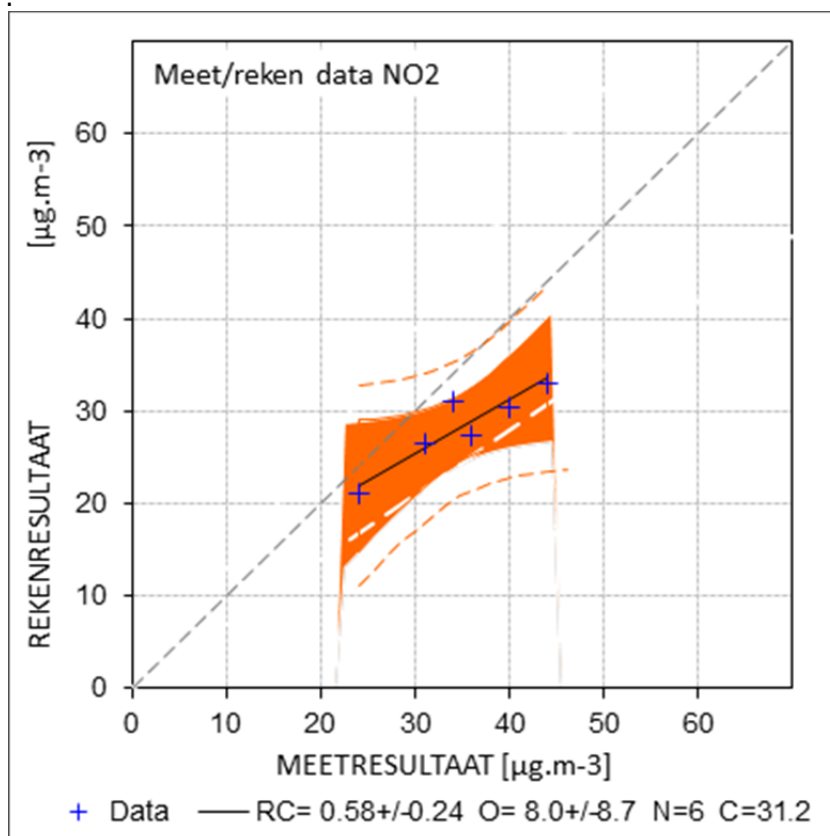


Figuur B4.10 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties in 2010 en 2011 op de meetlocaties van de gemeente Arnhem.

Meetlocatie nummer 3 is met ingang van 2009 vervallen. In de data van Arnhem komen twee sterk uitbijtende locaties voor langs de A325 door het open veld. De exacte ligging van de weg en de meetpunten waren niet bekend bij het maken van de berekeningen. Omdat de berekeningen de gemeten concentraties op de punten tot $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ overschatten, op een geschatte wegbijdrage van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, is nader onderzoek van deze locatie gewenst. De beide locaties zijn uit de regressie hiervóór weggelaten, omdat ze de regressie volledig zouden domineren.

Nijkerk, 2011

In de gemeente Nijkerk zijn door de provincie Gelderland in 2011 metingen verricht in de oksel van de A1 en de A28. Er lijkt sprake van een aanzienlijke onderschatting van de gemeten concentraties door de modellen, zie de volgende figuur.



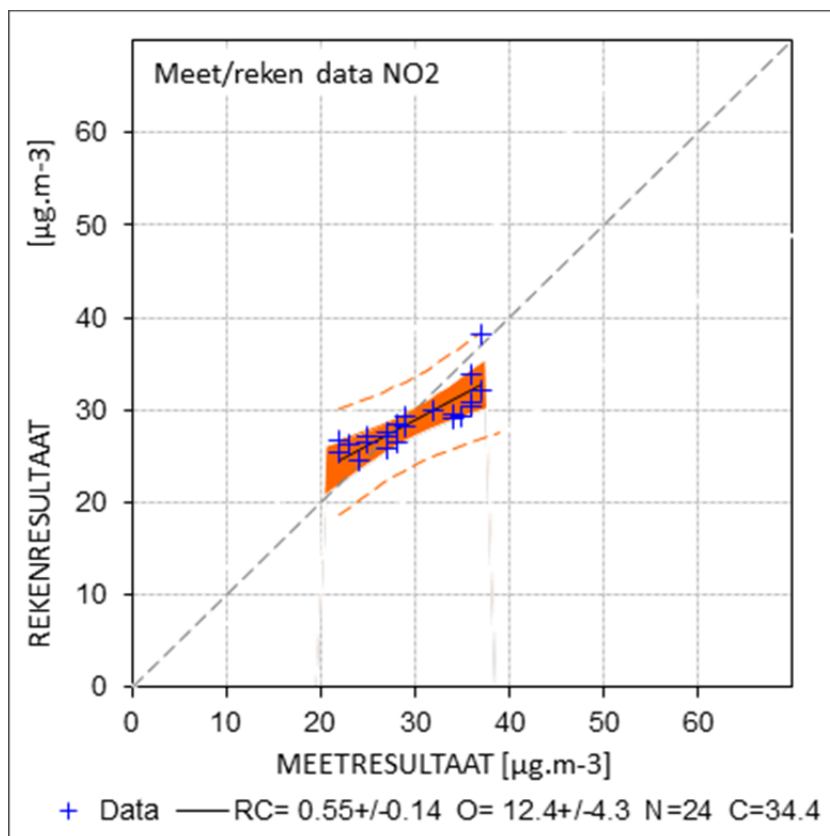
Figuur B4.11 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties in 2011 op de meetlocaties van de gemeente Nijkerk.

Bij inspectie ter plaatse van de meetpunten valt op dat de opgegeven weghoogte van de A28 tamelijk hoog is. Op locaties waar de weg bij visuele inspectie, redelijk op het niveau van de omliggende wegen ligt, staat in de invoer een weghoogte van twee meter. Dit doet zich bijvoorbeeld voor als je van de Nijkerkerstraat westelijk naar Amersfoort-Vathorst kijkt. Volgens de wegbeheerder, Rijkswaterstaat, zijn de hoogte van de weg en de hoogte ten opzichte van het maaiveld gebaseerd op de informatie uit het Digitaal Topografisch Bestand van Rijkswaterstaat. Inspectie van de hoogtekaart door het RIVM leert dat wijzigingen rond het knooppunt Hoevelaken van de afgelopen jaren niet (volledig) in de hoogtekaart zijn verwerkt.

De gemeten achtergrondconcentratie ligt al iets onder de berekende waarde. Daarom kan niet worden uitgesloten dat de berekende achtergrondconcentratie niet helemaal correct is of de ijking van de metingen niet helemaal correct is. Ijking aan een enkel referentiestation geeft een aanzienlijke onzekerheid in de ijking.

Ouderkerk en Duivendrecht, 2010 en 2011

Voor de omgeving van Ouderkerk en Duivendrecht zijn de metingen op achtergrondlocaties en locaties langs de snelwegen vergeleken met berekeningen. Er lijkt sprake te zijn van overschatting door de modellen bij lagere concentraties en onderschatting bij hogere concentraties, zie de volgende figuur.

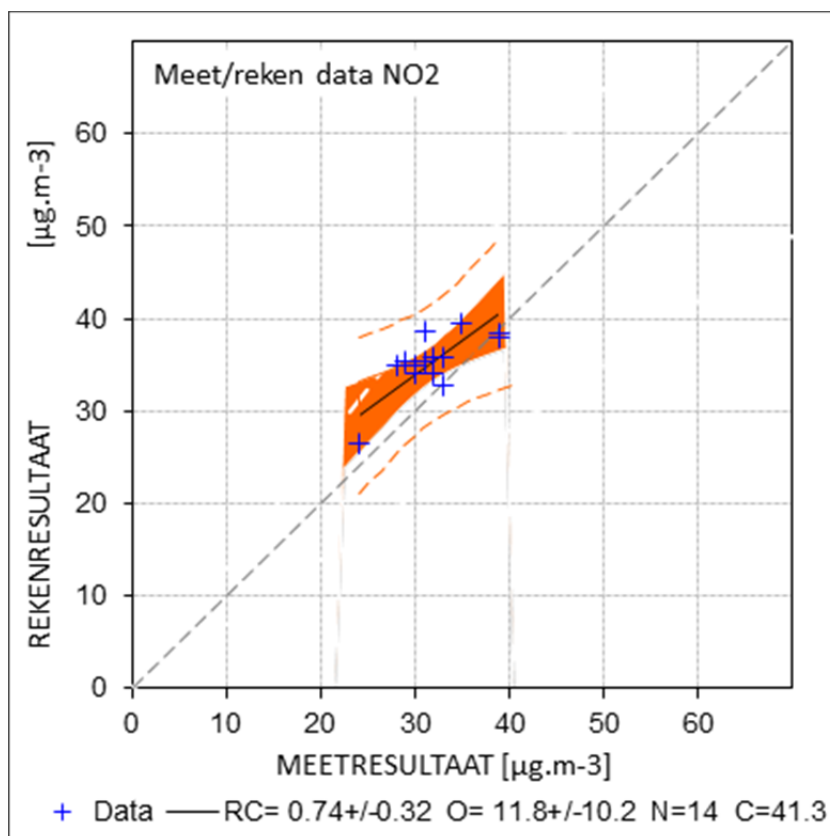


Figuur B4.12 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010 en 2011 op de meetlocaties van de gemeente Ouderkerk.

Omdat uit de rapportage niet opgemaakt kan worden wat de wegkenmerken en rekenafstanden voor de SRM-1 locaties zijn, is alleen invoer voor achtergrond- en snelweglocaties aangemaakt en doorgerekend. De andere locaties zullen, zo mogelijk, later worden doorgerekend.

Nieuwegein, 2011

In Nieuwegein zijn in 2011 op verschillende plaatsen NO_2 -metingen verricht. De berekende concentraties lijken de metingen te overschatten, zie de volgende figuur.

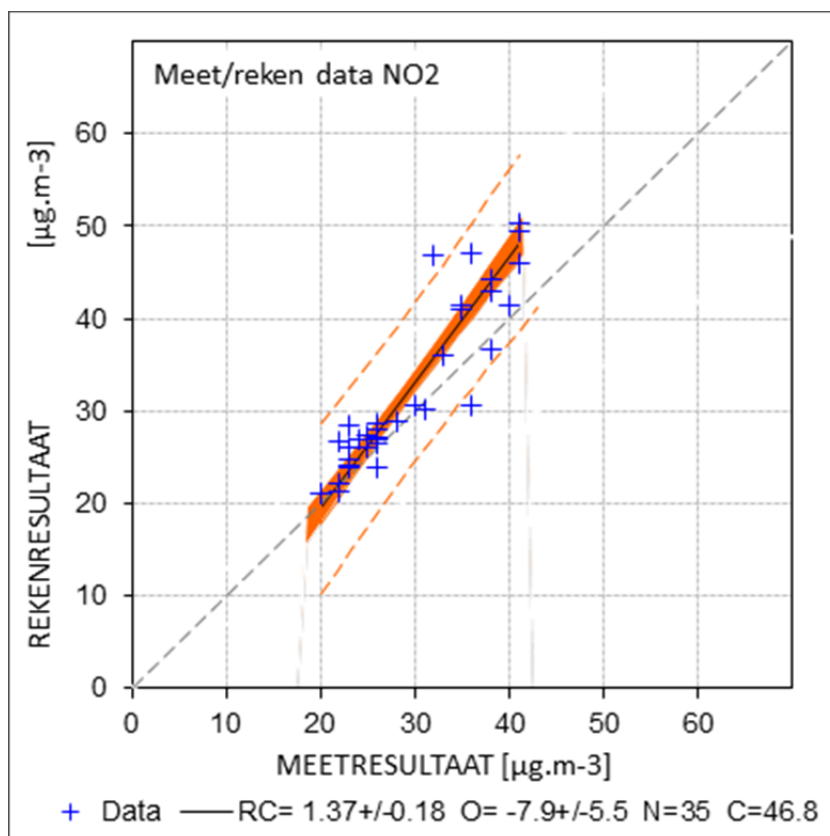


Figuur B4.13 Gemeten en berekende NO_2 -concentraties in 2011 op de meetlocaties van de gemeente Nieuwegein.

De gemeente Nieuwegein meet al verschillende jaren de NO_2 -concentraties op haar grondgebied (Dam, 2012). De vergelijking over 2011 laat minder overschatting van de concentraties door de berekeningen zien, omdat de gemeente de hoeveelheden verkeer in een aantal gevallen op basis van tellingen naar beneden heeft bijgesteld. Omdat in 2010 in verschillende straten vermoedelijk te hoge verkeerscijfers zijn gebruikt, is een vergelijking tussen gemeten en berekende concentraties in dat geval minder zinvol.

Tilburg, 2010

In Tilburg zijn in 2010 op verschillende plaatsen NO₂-metingen verricht. Op verschillende locaties hangen de meetbuisjes tussen rijbanen, een zinvolle berekening is dan niet mogelijk, zie de volgende figuur.

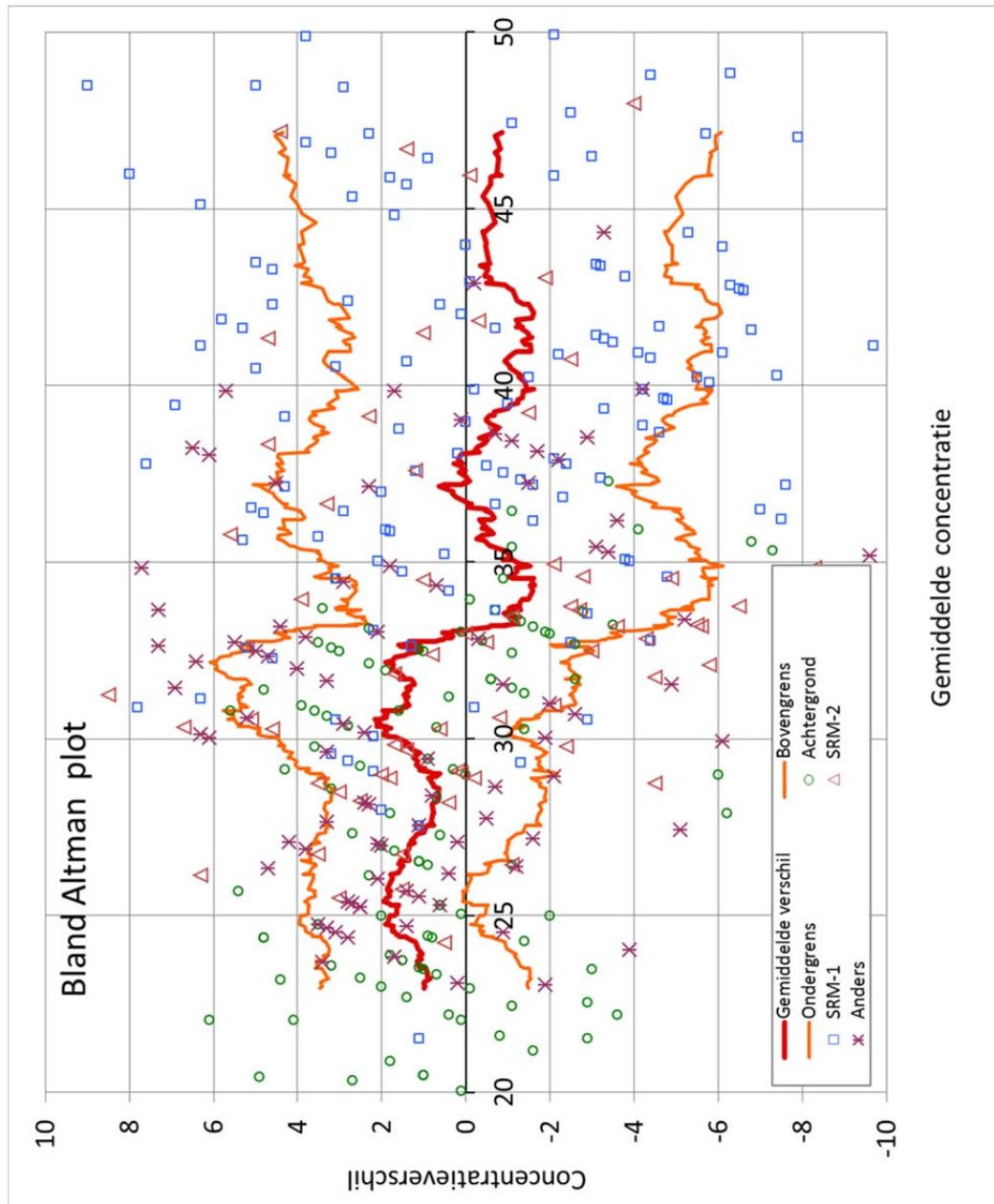


Figuur B4.14 Gemeten en berekende NO₂-concentraties in 2010 op de meetlocaties van de gemeente Tilburg.

De berekende concentraties op straatlocaties lijken de metingen te overschatten. Op enkele locaties is de overschatting aanzienlijk.

Bijlage 5 Plots van de data

Bland-Altmanplot van de meet/rekendataparen.



Figuur B5.1 Bland-Altman plot van de gemeten en berekende NO_2 -concentraties. De rode lijn is het voortschrijdend gemiddelde van de verschillen, de oranje lijnen zijn de onzekerheidsgrenzen.

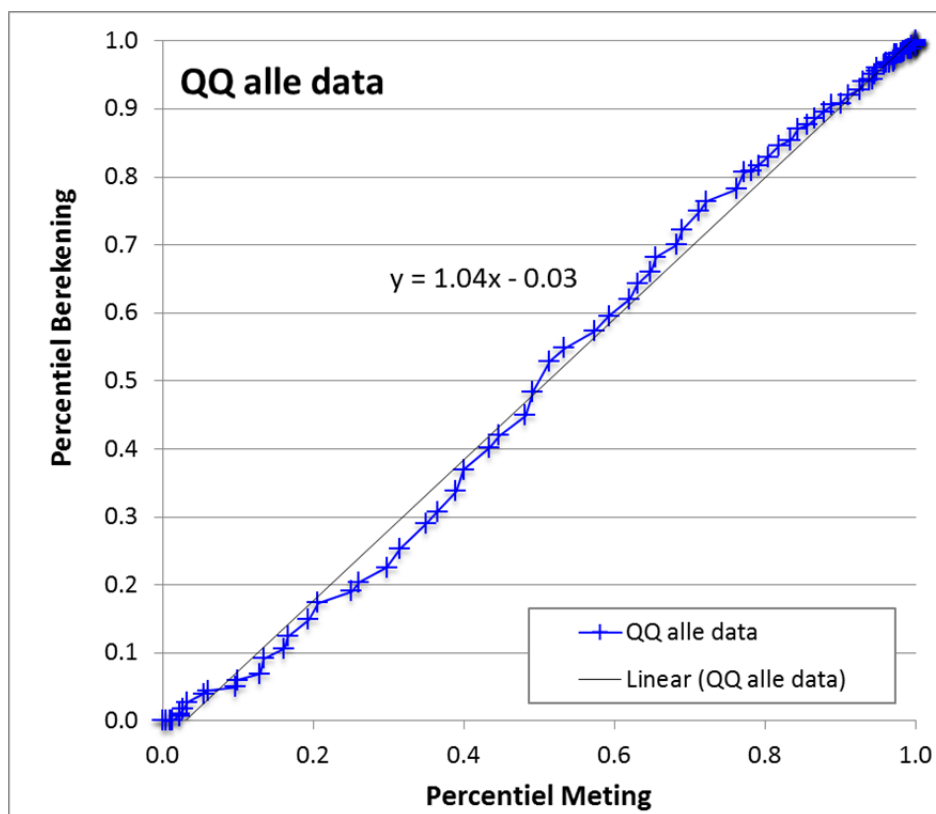
De Bland-Altmanplot is uitgebreid met lijnen die het voortschrijdend gemiddelde (+/- 15 datapunten) van het verschil model-meting en de standaarddeviatie daarvan weergeven. De groene ronde markers zijn achtergrondlocaties, de blauwe vierkanten zijn SRM-1 locaties, de bruine driehoekjes SRM-2 locaties. De

kruisjes zijn locaties die in geen van de eerdere drie categorieën vallen. Op de meeste van deze locaties is sprake van zowel SRM-1 als SRM-2 bijdragen.

De figuur laat zien dat het voortschrijdend gemiddelde van het verschil tot circa $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ redelijk constant is, daarna iets verschuift en vervolgens weer redelijk constant is, maar verschoven. De standaarddeviatie van het eerste gebied bedraagt circa $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en van het tweede gebied circa $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het eerste gebied bevat de meeste achtergrondlocaties. Blijkbaar is de spreiding in de bijbehorende concentraties in absolute zin beperkt. De locaties met de hogere concentraties zijn vooral SRM-1 locaties. Dat de spreiding bij deze concentraties groter is, is te verwachten. Hier speelt zowel de onzekerheid in de achtergrondconcentraties als die in de verkeersbijdragen een rol. De locaties met vooral SRM-2 bijdragen vallen in beide gebieden. De restcategorie is verdeeld over de gehele concentratierange.

Quantile/Quantile-plot

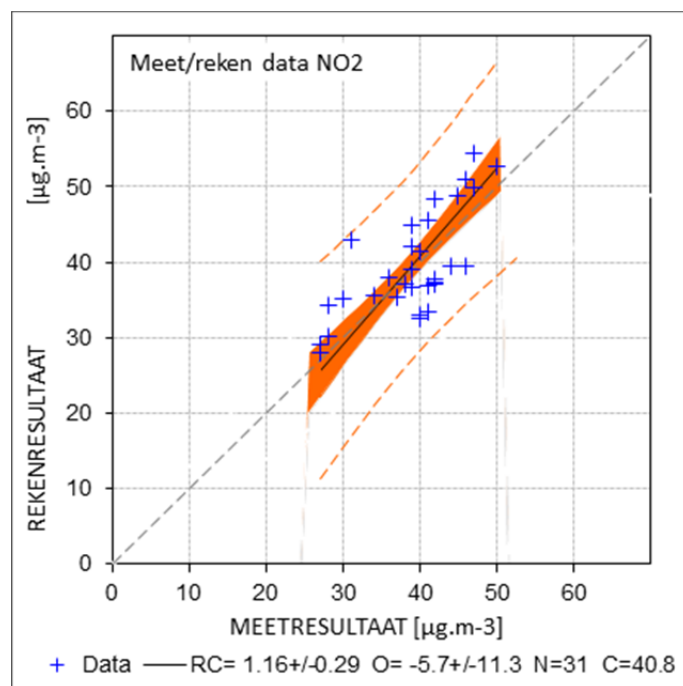
Zoals eerder beschreven geeft een Quantile/Quantile-plot informatie over de mate waarin twee sets data gelijk zijn. Voor de nu beschikbare meet/rekenparen staat de QQ-plot in de volgende figuur.



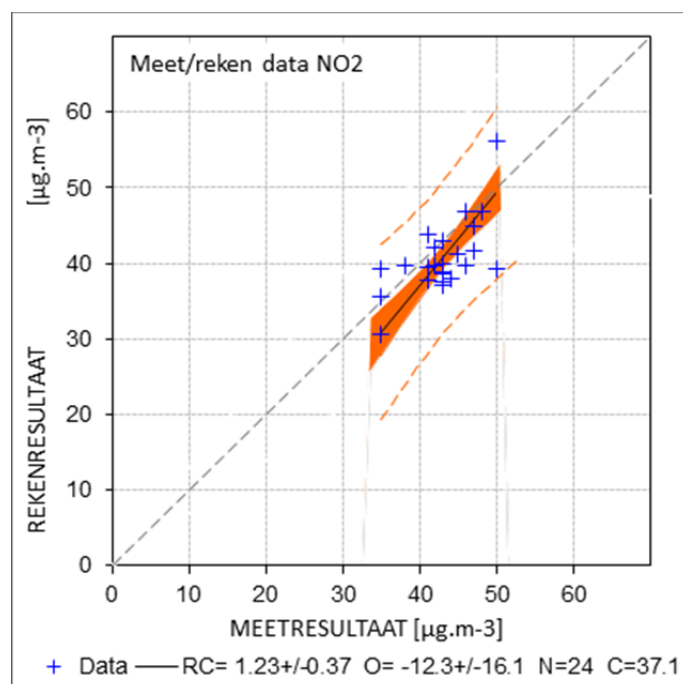
Figuur B5.2 Quantile/Quantile-plot van de gemeten en berekende NO_2 -concentraties.

Uit de QQ-plot voor de beschikbare data kan worden geconcludeerd dat de verdelingen van de gemeten en berekende NO_2 -concentraties sterk op elkaar lijken.

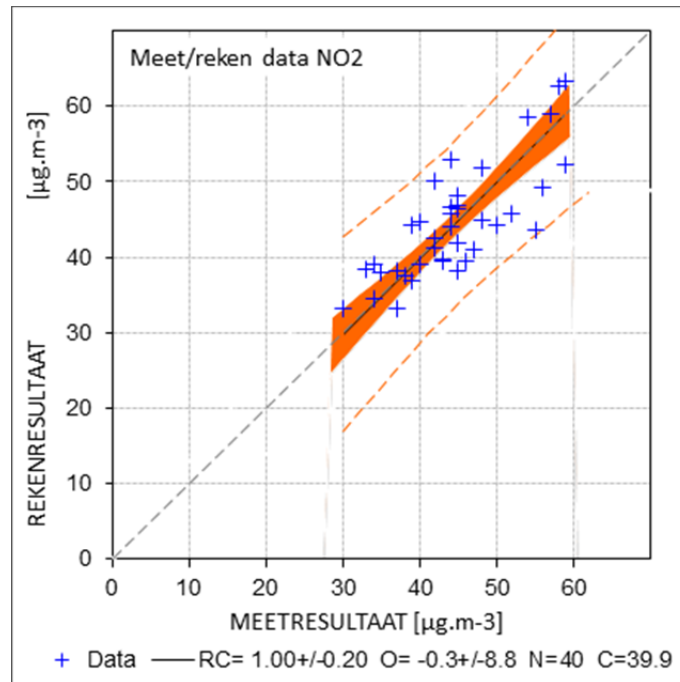
Bijlage 6 Concentraties per straattype



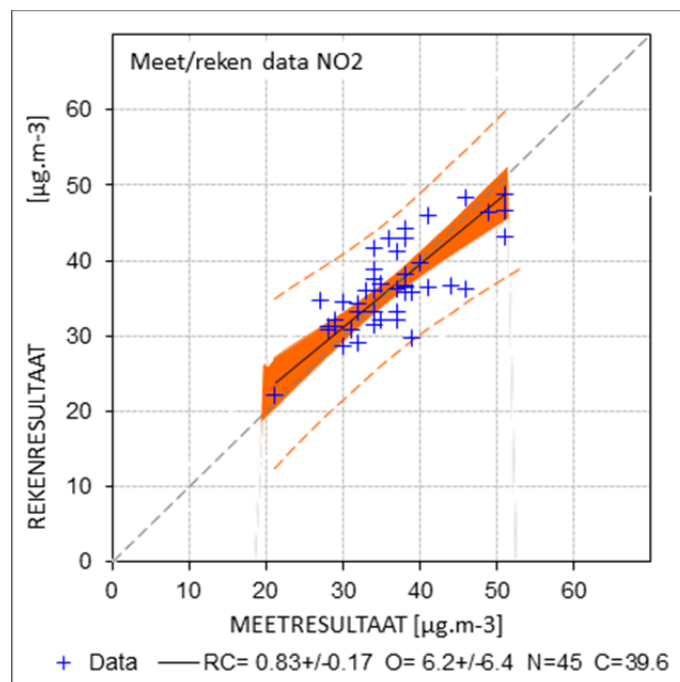
Figuur B6.1 Berekende en gemeten NO_2 -concentraties in straattype 1.



Figuur B6.2 Berekende en gemeten NO_2 -concentraties in straattype 2.



Figuur B6.3 Berekende en gemeten NO_2 -concentraties in straattyp 3.



Figuur B6.4 Berekende en gemeten NO_2 -concentraties in straattyp 4.

Omdat de datasets per straat betrekkelijk weinig punten bevatten, is de spreiding groot. De onzekerheden in de offsets zijn groter dan de offsets zelf. Als de regressies door de oorsprong worden geforceerd, variëren de richtingscoëfficiënten tussen 0.95 en 1.02.

Bijlage 7 Beschrijving invoer en resultaten

De integrale invoer voor de berekeningen zoals die in de huidige studie is gebruikt, is in enkele bestanden bij dit rapport beschikbaar gesteld.

Invoer

De invoer is in het formaat zoals dat door de NSL-rekentool wordt geaccepteerd. Het eigen model van het RIVM accepteert dezelfde invoer. Voor de structuur en de betekenis van de kolommen wordt verwezen naar de NSL-rekentool.

De gebruikte informatie voor de wegen en maatregelen is van de NSL-website betrokken; monitoringronde 2011 voor de gegevens van 2010 en monitoringronde 2012 voor de gegevens van 2011. Alle bestanden zijn als 'csv' bestanden gedownload en bij de berekeningen gebruikt.

Er zijn in totaal 13 datasets zelf doorgerekend en de gegevens van de gemeente Den Haag zijn getoond. De gehanteerde datasets zijn als volgt genummerd.

Tabel B7.1 Nummers van de datasets

Nummer	Dataset
1	LML
2	RIVM Passief
3	Amsterdam
4	Utrecht
5	DCMR
6	Den Bosch
7	Nijmegen
8	Ouderkerk
9	Arnhem
10	Den Haag (niet zelf doorgerekend)
11	Nijkerk
12	Doetinchem
13	Nieuwegein
14	Tilburg

Bij de beoordeling van de meetlocaties is gekeken in hoeverre de locaties voldeden aan de criteria voor het toepassingsbereik van de gebruikte rekenmethoden. In verschillen gevallen waren locaties niet bruikbaar of riepen ze vragen op. Verschillende speciale situaties kwamen voor. De volgende nummering is in de tabel met resultaten gebruikt:

Tabel B7.2 Gehanteerde codes voor data kwaliteit.

Code	Betekenis
2	Locatie is door wegbeheerder aangegeven als niet bruikbaar voor vergelijk modellen.
-1	Vermoedelijk verkeerde ligging van het rekenpunt ten opzichte van de weg.
-2	Achtergrond Amsterdam Centrum mogelijk beïnvloed door rondvaartboten.
-3	Er was gedurende de metingen sprake van afscherming van de meetlocatie door een bouwkeet.
-4	Onbegrepen verschillen in Tilburg. De verschillen zijn dermate groot dat nader onderzoek gewenst is.
-5	Het meetpunt ligt te dicht bij, op of voorbij de rand van de weg of boven een parkeerplek.
-6	Er is op of nabij de locatie sprake van naastliggende scheepvaart waardoor een vergelijking voor het huidige onderzoek niet zinvol is.

Alleen de locaties met codes 2, -5 en -6 zijn in de analyses buiten beschouwing gelaten.

Lijst van locaties met een van nul afwijkende code.*Tabel B7.3 Lijst van locaties met een van nul afwijkende code.*

naam	RID	METING	NOW	Data	SRM	Code
LML, 2010, Europaweg, Groningen	10000937	36	32	1	1	-3
Amsterdam, 2010, Amstelveenseweg	10001003	50	40	3	4	-1
Amsterdam, 2010, Bijlmerdreef	10001005	42	32	3	1	2
Amsterdam, 2010, Damrak	10001010	50	40	3	1	-2
Amsterdam, 2010, Europaplein	10001013	46	43	3	1	2
Amsterdam, 2010, Hendrikkade	10001020	54	40	3	4	2
Amsterdam, 2010, Galenstraat	10001023	47	40	3	1	2
Amsterdam, 2010, Spuistraat	10001042	48	33	3	0	-2
Amsterdam, 2010, Foeliestraat	10001051	52	32	3	0	2
Amsterdam, 2010, Woustraat	10001052	44	43	3	1	2
Amsterdam, 2010, Haarlemmerweg	10001057	59	45	3	1	-5
Amsterdam, 2010, Galenstraat	10001058	50	44	3	1	2
Amsterdam, 2010, Stadhouderskade t.o 127	10001059	45	57	3	1	2
Amsterdam, 2010, Beursstraat	10001067	45	34	3	0	-2
Arnhem, 2010, Noordwest Pleyroute N325/Re 24.6.	10010001	34	49	9	2	-1
Arnhem, 2010, Zuidoost Pleyroute N325/Re 24.6	10010002	35	53	9	2	-1
DCMR metingen, 2010, Berghaven	10011496	36	27	5	0	-6
Tilburg, 2010, Ringbaanwest 253	10012005	32	47	14	1	-4
Tilburg, 2010, Ringbaanwest 310	10012006	36	47	14	1	-4
Tilburg, 2010, Ringbaanwest 292	10012007	41	50	14	1	-4
Tilburg, 2010, Ringbaan Oost 245	10012014	41	49	14	1	-4
RIVM passief, 2011, Weesp, langs Amsterdam-Rijnkanaal	11000011	26	22	2	0	-6
Amsterdam, 2011, Bijlmerdreef	11001004	42	32	3	1	2
Amsterdam, 2011, Damrak	11001011	51	39	3	1	-2
Amsterdam, 2011, Haarlemmerweg	11001019	63	41	3	1	-5
Amsterdam, 2011, Van Woustraat	11001061	42	39	3	1	2
Amsterdam, 2011, Spuistraat	11003001	43	32	3	0	-2
DCMR metingen, 2011, Berghaven	11011496	34	29	5	0	-6

Alleen de locaties met codes 2, -5 en -6 zijn in de analyses buiten beschouwing gelaten.

Resultaten berekeningen en metingen

Alle rekenresultaten, de meetwaarden en verschillende kenmerken van de locaties zijn in een aparte tabel beschikbaar gemaakt.

Tabel B7.4 Betekenis van kolomnamen.

Naam kolom	Omschrijving
naam	Naam van de locatie.
RID	Gehanteerd receptornummer. Als het RIB met 10 begint dan is het een locatie in 2010 en een RIB dat met 11 begint, geeft een locatie voor 2011 aan.
Segment	Nummer van gekoppeld segment (indien aanwezig).
METING	Gerapporteerde meetwaarde NO ₂ .
BASE	Basisberekening, TREDM, geen hoogtecorrectie.
RTSTD	NO ₂ , rekentool, geen hoogtecorrectie.
RTXTRA	NO ₂ , rekentool, geen hoogtecorrectie, aangepaste emissies.
NEW	NO ₂ , TREDM, na aanpassing bomen en beta, met hoogtecorrectie.
NOW	NO ₂ , TREDM, aangepaste emissies, met hoogtecorrectie.
STD	NO ₂ , TREDM, zonder aangepaste emissies, met hoogtecorrectie.
Dataset	Nummer van de dataset.
SRM1 NO _x	Berekende SRM-1 NO _x -bijdrage.
SRM2 NO _x	Berekende SRM-2 NO _x -bijdrage.
BGNO ₂	NO ₂ -achtergrond.
Bomen	Gebruikte bomenfactor.
Straattype	Gebruikt straattype.
Afst. SRM1	Minimale SRM-1 afstand.
Afst. SRM2	Minimale SRM-2 afstand.
SRM	Achtergrond, SRM-1, SRM-2, anders.

Locaties met grote verschillen tussen berekeningen en metingen

De volgende tabel toont alle locaties waar het verschil tussen gemeten en berekende concentraties (absoluut) minstens 10 µg/m³ bedraagt.

Tabel B7.5 Lijst van locaties met grote verschillen tussen berekende en gemeten NO₂ concentraties.

Verskil	Meet	Reken	Naam	RID	Code
-22	63	41	Amsterdam, 2011, Haarlemmerweg	11001019	-5
-20	52	32	Amsterdam, 2010, Foeliestraat	10001051	2
18	35	53	Arnhem, 2010, Zuidoost Pleyroute N325/Re 24.6	10010002	-1
15	34	49	Arnhem, 2010, Noordwest Pleyroute N325/Re 24.6.	10010001	-1
15	32	47	Tilburg, 2010, Ringbaanwest 253	10012005	-4
-15	48	33	Amsterdam, 2010, Spuistraat	10001042	-2
-14	59	45	Amsterdam, 2010, Haarlemmerweg	10001057	-5
-14	54	40	Amsterdam, 2010, Hendrikkade	10001020	2
-12	51	39	Amsterdam, 2011, Damrak	11001011	-2
12	45	57	Amsterdam, 2010, Stadhouderskade t.o 127	10001059	2
12	31	43	Den Bosch, 2010, Vugtherweg	10007019	0
-12	55	44	Amsterdam, 2011, Stadhouderskade30	11001039	0
11	27	38	Arnhem, 2010, Lange water t.h.v. Heuvelmaat	10010006	0
-11	55	44	DCMR metingen, 2010, Spoortunnel Botlek	10011483	0
-11	56	45	DCMR metingen, 2011, Spoortunnel Botlek	11011483	0
11	36	47	Tilburg, 2010, Ringbaanwest 310	10012006	-4
-11	44	33	Nijkerk, 2011, Nijkerkerstraat/Amersfoortsestraat nabij A1	11005003	0
-11	43	32	Amsterdam, 2011, Spuistraat	11003001	-2
-11	50	39	Nijmegen, 2011, Smetiusstraat/Bloemerstraat	11008023	0
-11	45	34	Amsterdam, 2010, Beursstraat	10001067	-2
-10	50	40	Amsterdam, 2010, Amstelveenseweg	10001003	-1
-10	42	32	Amsterdam, 2010, Bijlmerdreef	10001005	2
-10	50	40	Amsterdam, 2010, Damrak	10001010	-2
-10	39	29	RIVM passief, 2011, Esch, langs de A2	11000003	0

Alleen de locaties met codes 2, -5 en -6 zijn in de analyses buiten beschouwing gelaten.

J. Wesseling | K. van Velze | R. Hoogerbrugge | L. Nguyen |
R. Beijk | J. Ferreira

RIVM rapport 680705027/2013

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

maart 2013

