



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

Een vergelijking tussen (passieve)

Een vergelijking tussen (passieve) NO₂-metingen
en rekenresultaten in 2010



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

Een vergelijking tussen (passieve) NO₂- metingen en rekenresultaten in 2010

RIVM Rapport 680705020/2011

Colofon

© RIVM 2011

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'.

W. Uiterwijk
J. Wesseling
L. Nguyen

Contact:
J. Wesseling
Centrum voor Milieumonitoring
JoostWesseling@rivm.nl

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

Rapport in het kort

Een vergelijking tussen (passieve) NO₂-metingen en rekenresultaten in 2010

Metingen van stikstofdioxide (NO₂) concentraties met zogeheten Palmesbuisjes en formele referentiemethoden laten betrekkelijk kleine verschillen, van 10-15%, zien met resultaten van berekeningen met wettelijk voorgeschreven standaardrekenmethoden. Dit blijkt uit onderzoek van het RIVM in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu. Deze metingen zijn uitgevoerd om een beeld te krijgen van de concentraties in gebieden waar geen continue metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) worden verricht.

Palmesbuisjes zijn kleine plastic buisjes met daarin een chemisch actieve stof die NO₂ aan zich bindt, waarmee de NO₂-concentratie worden bepaald. De aanvullende metingen hiermee vinden plaats op verschillende achtergrondlocaties in steden, langs enkele snelwegen, langs een drukke vaarweg en bij enkele tunnelmonden. Waar mogelijk zijn de metingen vergeleken met de resultaten van berekeningen met de in Nederland wettelijk voorgeschreven standaardrekenmethoden. De in straten en langs snelwegen gemeten NO₂-concentraties komen goed overeen met de resultaten van de rekenmethoden. Metingen langs een kanaal met veel scheepvaart laat slechts een kleine verhoging van de NO₂-concentratie op de dijk zien. Bij tunnelmonden zijn sterk verhoogde NO₂-concentraties gemeten.

Trefwoorden:

Luchtkwaliteit, NO₂, meten rekenen

Abstract

A comparison between (passive) NO₂ measurements and results of calculations for 2010

Measurements of Nitrogen dioxide (NO₂) concentrations using so-called Palmes tubes and formal reference methods show relatively small differences, of 10-15%, compared to results of calculations using Dutch standard calculation methods. This is concluded from research conducted by the RIVM for the ministry of Infrastructure and the Environment. These measurements were performed in order to determine concentration levels at locations where permanent measurements of the National Air Quality Measurement Network are not available.

Palmes tubes are small plastic tubes containing a chemical agent that reacts with NO₂, allowing to determine the NO₂ concentration. These additional measurements are performed at several background locations in cities, along several highways, near a busy shipping lane and close to several tunnel exits. Where possible the results have been compared to results of calculations using official legal Dutch standard calculation methods. A good agreement was observed between measured and calculated concentrations in streets and along the highways. Measurements along a busy shipping lane showed only a small increase in concentration. Close to exits of traffic tunnels high NO₂ concentrations were measured.

Keywords:

air quality, NO₂, measurements, calculations

Inhoud

1	Inleiding—6
2	Metingen—7
2.1	Inleiding—7
2.2	Meetprincipe Palmesbuisjes—7
2.3	Gebruikte monsterhouder—9
2.4	De meetlocaties—9
2.4.1	Snelwegen/vaarwegen—9
2.4.2	Vaarwegen—10
2.4.3	Verkeerstunnels—11
2.4.4	Stadsachtergrond bij vrijwilligers—11
2.4.5	Referentiemetingen—12
2.5	Meetperiodes—13
2.6	IJking van de metingen en onzekerheden—13
2.7	Onzekerheden in de passieve metingen—14
2.8	Metingen op het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit—15
3	Berekeningen en vergelijking met metingen—16
3.1	Berekeningen—16
3.2	Vergelijking metingen met Palmesbuisjes en berekeningen—17
3.3	Metingen en berekeningen op het LML in 2010—20
3.4	Metingen bij tunnelmonden—22
3.5	Metingen langs scheepvaart—22
4	Conclusies—23
	Referenties—24
	Bijlage 1 Resultaten passieve metingen—25

1 Inleiding

Als onderdeel van de werkzaamheden voor de monitoring van het NSL heeft het RIVM in 2010 met behulp van Palmesbuisjes NO₂-metingen uitgevoerd. Het doel van de aanvullende metingen is om ook op plaatsen waar geen continue metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) van het RIVM plaatsvinden een beeld te krijgen van de luchtkwaliteit. Door deze aanvullende metingen gedurende verschillende jaren uit te voeren kan de ontwikkeling van de luchtkwaliteit op deze locaties worden bepaald.

De aanvullende metingen vinden plaats op verschillende achtergrondlocaties in steden, langs verschillende snelwegen, langs een drukke vaarweg en bij enkele tunnelmonden. Voor de ijking van de metingen zijn Palmesbuisjes opgehangen bij meetlocaties van het LML. Waar mogelijk worden de metingen vergeleken met de resultaten van berekeningen.

Als controle van de rekenmethodiek voor binnenstedelijke luchtkwaliteit worden de metingen van het LML op straatlocaties vergeleken met de resultaten van de Standaard RekenMethode (SRM) uit de Regeling beoordeling luchtkwaliteit.

2 Metingen

2.1 Inleiding

Op vijf locaties nabij snelwegen en één locatie nabij een waterweg, op zeven locaties in verschillende steden bij vrijwilligers thuis in de achtertuin en op drie locaties in Utrecht bij eveneens een vrijwilliger en bij twee tunnelmondingen in Amsterdam wordt de vierwekelijks gemiddelde NO₂-concentratie op leefniveau bepaald. Na dertien van deze periodes wordt een jaargemiddelde concentratie bepaald.

De gebruikte meetmethode is een passieve monsterneming met diffusiebuisjes geplaatst in een RIVM monsterbuis houder WU5.01. De buisjes worden geprepareerd en na belading geanalyseerd door Gradko International. Ter controle van de methode worden op vijf stations van het LML, waar standaard NO₂ gemeten wordt met chemoluminescentie-monitoren (de referentiemethode), eveneens passieve metingen uitgevoerd.

2.2 Meetprincipe Palmesbuisjes

Het meetprincipe van een passieve sampler is de door fysische grootheden (hier de diffusiesnelheid) bepaalde hoeveelheid van een stof die door een luchtkolom naar een geschikt absorbens kan stromen. Bij de NO₂-diffusiebuisjes is het geschikte absorbens T(ri)E(thanol)Amine, waarbij een NO₂-molecuul als nitraat ion geabsorbeerd wordt. Voor de bepaling van de concentratie wordt dit nitraat met een reagens (Sulfanilamide en NEDA-oplossing) geëxtraheerd en gereduceerd tot nitriet waarna de massa ervan spectrofotometrisch bepaald wordt.

De praktische uitvoering van de passieve sampler bestaat uit een acrylaat buisjes van 71 mm lengte en een inwendige diameter van 11 mm zodat de lengte/doorsnede verhouding ongeveer 7.5 bedraagt. Het ene uiteinde wordt afgesloten met een (grijze) dop waarin de met triethanolamine (20% TEA/H₂O-oplossing) gecoate rvs-gaasjes geplaatst zijn. Het andere uiteinde is afgesloten met een (witte) dop, die gedurende de meetperiode verwijderd wordt. De hoeveelheid NO₂ die naar de met triethanolamine gecoate rvs-gaasjes diffundeert, wordt bepaald door de NO₂-concentratie in de lucht en de blootstellingsduur, de diffusiesnelheid van NO₂ in lucht, de diffusielengte en de verhouding doorsnede/lengte van het buisje. De drie laatstgenoemden zijn constant zodat aan de hand van de bekende blootstellingsduur de integrale NO₂-concentratie berekend kan worden. Hierop van invloed kunnen zijn parameters als temperatuur en windsnelheid. Om hierdoor optredende variaties te kunnen kwantificeren worden ook monsternemers bij enkele NO₂-meetopstellingen van

het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit geplaatst als referentiemeting en deze worden gedurende dezelfde meetperiode bemonsterd.

Bij de LML-meetopstelling wordt de NO₂-concentratie continu bepaald als het verschil van NO_x en NO met behulp van een monitor met een chemoluminescente meettechniek, welke de referentiemethode is voor de meting van stikstofoxiden in de EU. Bij een dergelijke meetopstelling wordt elke 24 uur automatisch het nulpunt en de gevoeligheid bepaald. Het gemiddelde van alle door het LML-station geproduceerde NO₂-uurwaarden binnen een meetperiode wordt gebruikt als kalibratiewaarde voor de diffusiebuisjes in de RIVM-monsternemer voor deze meetperiode. Mede hierdoor gelden de opgegeven concentraties bij 293 K en 1013 hPa en bedraagt de totale geschatte fout circa 20%.

Om de meetonzekerheid ten gevolge van uitschieters te beperken bevat de monsternemer WU5.01 tot maximaal vier diffusiebuisjes. In tegenstelling tot vorige meetreeksen worden alle aanwezige buisjes bemonsterd en wordt er geen blanco meting gedaan met een afgesloten buisje. Bij voorafgaande experimenten is namelijk gebleken dat het afgesloten hebben van één van de buisjes geen nulwaarde oplevert: NO₂ permeëert door het materiaal van het dopje en diffundeert alsnog naar het absorbers op de gaasjes. Alleen het rigoureuze afschermen van de dopjes met een niet-permeabel materiaal levert een nitrietconcentratie onder de detectiegrens op. Na afloop van een meetperiode worden de beladen buisjes weer afgesloten en op het RIVM verzameld. Hier worden de buisjes gecontroleerd op de eventuele aanwezigheid van insecten, spinnen of andere ongerechtigheden. Bij aantreffen daarvan wordt dit (indien mogelijk) verwijderd en wordt hiervan een notitie gemaakt ten behoeve van de latere evaluatie van de meetresultaten. Na de benodigde administratieve handelingen worden de buisjes verpakt en verstuurd naar Gradko ter analyse. Bij de analyse wordt het TEA met geabsorbeerd NO₂ in het reagens opgelost waarna met behulp van spectrofotometrie voor elk buisje het nitrietgehalte bepaald wordt na correctie voor een lab blanco waarde. Deze nitrietmassa's worden door Gradko weer aangeleverd, samen met een door hen berekende concentratie in µg/m³ en in ppb's aan de hand van de door het RIVM aangeleverde bemonsteringsduur van elk buisje. Het RIVM berekent aan de hand van de verstrekte nitrietwaarden dezelfde grootheden ter controle op de juiste overname door Gradko van de verstrekte meetgegevens en corrigeert deze in het geval van gevonden afwijkingen.

De gemiddelde concentratie van een meetlocatie wordt nu bepaald als het gemiddelde van de aanwezige buisjes. Indien de variantie van een set groter is dan 10% wordt er een controle op uitbijters gedaan. De uitbijter wordt verwijderd als de variantie hierdoor met ten minste een factor 2.5 daalt. De nu

bepaalde waarde wordt zonodig nog gecorrigeerd met de bijbehorende LML referentiemeting factor.

2.3 Gebruikte monsterhouder

De RIVM-monsterhouder WU5.01 bestaat uit een houder voor de diffusiebuisjes gemonteerd op een centrale buis. De houder is geschikt voor maximaal vijf diffusiebuisjes met een lengte van circa 78 mm en een uitwendige diameter van 12 mm. Aan de bovenzijde van de centrale buis zit een U-vormige metalen strip waarmee de monsternemer bevestigd wordt. Ter bevestiging aan bestaande voorwerpen (lantaarnpalen, hekken, bomen of iets dergelijks) worden meestal UV-bestendige tie wraps gebruikt, soms wordt een rvs klemband gebruikt. Rondom de centrale buis bevindt zich een in hoogte verstelbare regenkap. Na plaatsing van de buisjes wordt de onderzijde van de regenkap op dezelfde hoogte gebracht als de open onderzijde van de diffusiebuisjes. Alle monsternemers zijn op maximaal twee meter hoogte geplaatst.



Figuur 1 *Monsterhouder met Palmesbuisjes aan regenpijp*

2.4 De meetlocaties

2.4.1 *Snelwegen/vaarwegen*

De meetlocaties zijn gekozen langs drukke stukken snelweg (A1, A2, A4, A12 en A13) en een drukke vaarweg, (Amsterdam-Rijnkanaal). Op enige honderden meters afstand verwijderd hiervan bevindt zich een tweede meetopstelling voor

de achtergrondmeting. Op elke locatie wordt een RIVM-monsternemer WU5.01 geplaatst, waar mogelijk aan een al aanwezige (lantaarn)paal op een hoogte tussen de 100 en 250 cm. Indien er geen geschikt bevestigingspunt aanwezig is wordt ter plekke een grondanker met daarin een paal van de juiste lengte gestoken en daaraan de WU5.01 monsternemer.

De beschrijving van de locaties en de code of categorie-indeling staan in Tabel 1.

Tabel 1 Omschrijving meetlocaties snelwegen

Code	Omschrijving
A1 regioverkeer	Paal bij Eembrugge (Baarn)
A1 regio achtergrond	Paal in de berm van Zonseweg te Eembrugge (Baarn)
A2 regioverkeer	Bordpaal kruising te Esch (Haaren), nabij brug over Esche stroom
A2 regio achtergrond	Aan hek bij boerderij te Esch (Vught)
A4 regioverkeer	Aan vlaggenmast bij Atlas verhuizers te Rijssenhout, (Haarlemmermeer)
A4 regio achtergrond	Aan lantaarnpaal te Rijssenhout (Haarlemmermeer)
A12 regioverkeer	Aan toegangshek weiland parallel A12 te Harmelen
A12 regio achtergrond	Aan boom te Harmelen (Woerden)
A13 regioverkeer	Aan verkeersbord te Delft (Delft)
A13 regio achtergrond	Aan hekpaal te Oude Leede (Pijnacker-Nootdorp)
scheepvaart regioverkeer	Aan bordpaal te Weesp (Weesp), parallel aan de Kanaaldijk Oost
scheepvaart regio achtergrond	Aan lantaarnpaal te Weesp (Weesp)

2.4.2

Vaarwegen

De meetlocatie voor scheepvaart is gekozen langs het Amsterdam-Rijnkanaal, naast de dijkweg langs het kanaal. Op enige honderden meters afstand hiervan bevindt zich een tweede meetopstelling voor de achtergrondmeting.

Tabel 2 Omschrijving meetlocaties vaarweg

Code	Omschrijving
scheepvaart regioverkeer	Aan bordpaal te Weesp, parallel aan de Kanaaldijk Oost
scheepvaart regio achtergrond	Aan lantaarnpaal te Weesp

2.4.3 Verkeerstunnels

Bij twee drukke tunnels in Amsterdam te weten de IJtunnel en de Zeeburgertunnel, is een meetopstelling aan het einde van de tunnelbuis geplaatst. Dit om vast te kunnen stellen of hier een sterke concentratieverhoging plaatsvindt. Als meetpunten voor de achtergrond dienen twee meetopstellingen in de nabijheid van deze tunnels. In Tabel 3 staan de gegevens van de betreffende locaties vermeld.

Tabel 3 Omschrijving locaties tunnels Amsterdam

Code/type	Omschrijving
AMTY1 speciaal	IJtunnel (monding), Amsterdam
AMTY2 stad achtergrond	IJtunnel (achtergrond), Amsterdam
AMTZ1 speciaal	Zeeburgertunnel (monding), Amsterdam
AMTZ2 stad achtergrond	Zeeburgertunnel (achtergrond), Amsterdam

2.4.4 Stadsachtergrond bij vrijwilligers

In eerste instantie op negen, later op tien locaties worden door vrijwilligers meetpunten opgehangen nabij hun woonlocatie. Deze vrijwilligers zijn grotendeels medewerkers van het CMM met ervaring op het gebied van luchtmetingen. De locaties zijn ruimtelijk gezien redelijk verdeeld over de Randstad c.q. het centrum van het land. De vrijwilliger had als taak het plaatsen van de monsternemer op een geschikte plek aan of rondom de woning (niet aan de straatzijde) en het regelmatig wisselen van de monsternamebuisjes. Een samenvatting van de betreffende locaties staat in Tabel 4.

Tabel 4 Meetlocaties vrijwilligers

Code/type	Omschrijving
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Breda
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Amersfoort
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Den Bosch
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Zaanstad (Wormerveer)
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Den Haag
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Huizen
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Utrecht
stad verkeer	verkeersbelaste metingen bij de zelfde vrijwilliger in Utrecht
stad achtergrond	metingen bij vrijwilliger in Hoofddorp (vanaf meetperiode 10)

2.4.5

Referentiemetingen

Referentiemetingen zijn gedaan bij verschillende meetstations van het LML. Station LML633 is het regionale station Zegveld, gelegen in het 'groene hart van Holland'. Station LML641, het enige snelwegstation van het meetnet, is gelegen aan de oostzijde van de A2 ter hoogte van Breukelen en LML639 is een straatstation in Utrecht. Station LML411 te Schipluiden staat in een gebied dat gekenmerkt wordt door veel glastuinbouw. Station LML1010 ten slotte is een experimenteel station op het terrein van het RIVM in Bilthoven. Tabel 5 geeft een samenvatting van de referentiestations.

Tabel 5 Omschrijving referentielocaties

Code	Omschrijving
regio achtergrond	LML633, op terrein proefboerderij aan de <i>Oude Meije</i> te Zegveld (Woerden)
regio achtergrond	LML411, aan de <i>Groeneveld</i> te Schipluiden (Midden Delfland)
regio achtergrond	LML627 (veldteststation) aan de <i>Antonie van Leeuwenhoeklaan</i> te Bilthoven (De Bilt)
stad verkeer	LML639 straatstation in de <i>Constant Erzeijstraat</i> , te Utrecht (Utrecht)
regio verkeer	LML641, snelwegstation aan de <i>Ter Aaseweg</i> te Breukelen (Breukelen)

2.5 Meetperiodes

De metingen vonden plaats in de periodes zoals vermeld in Tabel 6. Het aantal uren bemonsteringsduur zoals hier vermeld zijn indicatief daar het wisselen van de buisjes per locatie lang niet altijd op de voorgeschreven data uitgevoerd kon worden. Bij de berekeningen is echter wel altijd het exacte aantal bemonsteringsuren van de betreffende meetlocatie gebruikt. Ook de vergelijking met de referentiemeting is uitgevoerd voor de daadwerkelijk bemonsterde periode. De metingen in Amsterdam bij de tunnels zijn in periode 3, en die bij de extra (straat)locaties in periode 4 gestart en lopen vanaf dat moment synchroon met de andere metingen. De buisjeswisselingen worden hier door GGD-medewerkers uitgevoerd.

Tabel 6 De meetperiodes

periode	van datum	tot datum	uren (circa)
1	07-12-2009	13-01-2010	860
2	13-01-2010	03-02-2010	505
3	03-02-2010	02-03-2010	647
4	02-03-2010	29-03-2010	650
5	29-03-2010	26-04-2010	670
6	26-04-2010	17-05-2010	505
7	17-05-2010	07-06-2010	505
8	07-06-2010	12-07-2010	840
9	12-07-2010	16-08-2010	840
10	16-08-2010	13-09-2010	672
11	13-09-2010	11-10-2010	672
12	11-10-2010	08-11-2010	672
13	08-11-2010	13-12-2010	840

De resultaten van de metingen zijn geïnterpreteerd als geldig voor het kalenderjaar 2010, ook al kwamen start en einde van de metingen niet exact hiermee overeen.

2.6 IJking van de metingen en onzekerheden

Voor de berekening van de concentratie aan de hand van de door Gradko bepaalde en aangeleverde nitrietconcentraties wordt gebruik gemaakt van een vaste, recentelijk bepaalde waarde van de diffusieconstante. Deze waarde voor NO₂ in lucht bedraagt 0,146 cm²/s (bij 293 K, 1013 hPa). De diffusieconstante is echter temperatuurafhankelijk en ook de windsnelheid is van invloed, zodat de omrekening van nitriet naar NO₂-concentraties kan variëren per meetperiode door wisselende meteorologische invloeden. Om deze reden worden metingen

met Palmesbuisjes over het algemeen geijkt aan referentiemetingen. Er zijn in 2010 dan ook metingen met Palmesbuisjes verricht op verschillende locaties van de LML-stations. De in het LML met de referentiemethode (chemoluminescentie) bepaalde NO₂-concentraties worden als juist aangenomen. Zodoende is de benodigde correctiefactor, ook bekend als de ijkfactor, de verhouding tussen de met diffusiebuisjes bepaalde NO₂-concentratie en de referentiemetingen. De correctiefactor wordt voor elke meetperiode bepaald.

Als er gekeken wordt naar het jaargemiddelde voor de correctiefactoren per locatie dan zijn deze alle kleiner dan 1. Gemiddeld is er dus sprake van enige overschatting voor de meting met diffusiebuisjes. Voor drie van de vijf referentielocaties is deze overschatting gering en varieert van 1 tot 4%. Deze overschatting is vermoedelijk te verklaren: alle concentraties zijn berekend bij 20 °C. Echter, de werkelijk gemiddelde temperatuur over periode 1 tot en met 13 bedraagt ruim 9,1 °C. Hierdoor is de berekende jaarconcentratie circa 3,2% te hoog. Voor de resterende twee referentie locaties is deze overschatting behoorlijk hoger, namelijk 11 respectievelijk 20%. Deze twee locaties zijn beide geclassificeerd als regionaal achtergrondstation. Dit feit en een niet helemaal representatieve waarde voor de diffusieconstante ten gevolge van de temperatuurkeuze kan niet de verklaring zijn voor deze grotere afwijking: een station met de zelfde classificatie (627) wijkt slechts 3% af. Wel afwijkend bij deze stations is dat er bij beide geen of vrijwel geen verkeer in de directe nabijheid te vinden is (LML411 > 600 m, kalibratiefactor 0,89; LML633 > 1500 m, kalibratiefactor 0.80). Ook afwijkend is dat het hier om geheel vrij liggende locaties gaat, de wind heeft vrij spel op deze stations. Een constante hardere wind kan ervoor zorgen dat de effectieve diffusielengte ten gevolge van het optreden van een werveling in het monsterbuisje verandert. De enige (niet referentie) meetlocaties die onder dezelfde condities bemonsterd worden zijn: A1EB2 (A1 regio achtergrond), A2ZB2 (A2 regio achtergrond) en A13DZ2 (A13 regio achtergrond). Een mogelijke verstoring van de metingen is op deze locaties niet zo duidelijk. Als gevolg hiervan heeft het weinig nut om de bepaalde jaargemiddeldeconcentraties te corrigeren met een van 1,0 afwijkende factor, behalve dan wellicht voor de drie voornoemde meetopstellingen, met een factor ter grootte van hooguit 0,85. Op basis van de analyses wordt uitgegaan van een ijkonzekerheid van circa 15%, deze komt bovenop de toevallige spreiding in de metingen.

2.7 Onzekerheden in de passieve metingen

De firma Gradko geeft als meetonzekerheid een waarde van $\pm 5,2\%$ voor de laatste periode (nummer 13) en een meetonzekerheid van $\pm 10,9\%$ voor de resterende periodes, blijkbaar afhankelijk van de door Gradko gebruikte spectrofotometer bij de analyse. De statistische onzekerheid in de

jaargemiddelde meetresultaten is dan ook klein, op basis van de getallen van Gradko in de orde van $11\% / \sqrt{13} = 3\%$.

Gezien de spreiding in de correctiefactoren voor de ijking, die de door Gradko opgegeven meetonzekerheid ruimschoots overschrijdt, is het duidelijk dat de systematische onzekerheid ten gevolge van de ijking van de metingen groter is dan de statistische onzekerheid. Voor een meer systematische discussie van de opbouw van onzekerheden bij metingen met Palmesbuisjes zie Wesseling en Van de Zee (2009).

De gemeten spreiding in de correctiefactoren leidt in combinatie met de onzekerheid in de ijking tot een schatting van de onzekerheid in de absolute concentraties van circa 20-25%. Voor de verschilmetingen langs wegen is de onzekerheid naar verwachting iets kleiner en wordt 20% aangenomen.

2.8 Metingen op het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit

Het RIVM voert continue metingen uit op het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML), zie Mooibroek (2011). De metingen worden volgens de Europese referentiemethoden verricht. Onder de gemeten stoffen bevindt zich NO_2 .

De meetresultaten op de regionale stations en op de stadsachtergrondlocaties – die niet of nauwelijks direct door verkeeremissies worden belast – worden jaarlijks gebruikt voor de ijking van de grootschalige concentratiekaarten (Velders, 2011). Een deel van de meetlocaties is in straten met niet verwaarloosbaar verkeer gelegen en is geclassificeerd als 'straatstations'. De concentraties op deze stations wordt voor een belangrijk deel bepaald door de emissies van het verkeer in de straat. De op de straatstations gemeten concentraties kunnen dan ook worden gebruikt als ijking van de rekenmethode voor luchtkwaliteit in straten.

De NO_2 -metingen op het LML hebben een (2-sigma) onzekerheid van circa 10%.

3 Berekeningen en vergelijking met metingen

3.1 Berekeningen

Om de metingen mee te vergelijken zijn berekeningen uitgevoerd met het model TREDM (Tiny Road Emission Dispersion Model) van het RIVM. Dit model combineert de rekenmethoden van SRM1 en SRM2. Het model kan de rekenpunten- en segmentenbestanden uit de Monitoring van het NSL inlezen en bevat ook een module om de maatregelgebieden in te lezen en voor de SRM1 rekenpunten in rekening te brengen.

TREDM heeft meegedaan aan een recente benchmark van SRM2-modellen (Nguyen en Wesseling, 2010), waar het vergelijkbare resultaten gaf als andere Nederlandse modellen. Verder heeft het als basis gediend voor de beoordeling van de resultaten van de Monitoring in 2010 (Nguyen en Wesseling, 2010). Het model is in het voorjaar van 2011 inhoudelijk ter beoordeling aan het ECN voorgelegd. De rapportage van het ECN vermeldt *'De conclusie van het onderzoek is dat de rekenmethodes in de TREDM suite van programma's geheel conform de beschrijving in Rbl voor standaard rekenmethode 1 en 2 zijn.'* (Vermeulen, 2011).

De straatstations van het LML liggen in straten die in de invoer van de Monitoring van het NSL voorkomen. De gegevens van de snelwegen waarlangs gemeten is, komen ook in de Monitoring voor. Voor alle berekeningen zijn dan ook de weg- en verkeersgegevens gebruikt zoals die in de Monitoring beschikbaar zijn. Voor de snelweglocaties en de locaties van de vrijwilligers zijn de achtergrondconcentraties gecorrigeerd voor dubbeltelling en zijn de gedetailleerd uitgerekenende wegbijdragen daar weer bij opgeteld. Voor de locaties van het LML zijn de relevante SRM1-bijdragen ook in rekening gebracht. Door de beperkte hoogte waarop de passieve metingen zijn verricht, twee meter boven maaiveld, is het niet nodig om te corrigeren voor het feit dat op anderhalve meter hoogte wordt gerekend. Ook langs het hoofdwegennet staan de monsternemers voldoende ver van de weg om voor de halve meter hoogteverschil te corrigeren.

De berekeningen kennen een onzekerheid die is opgebouwd uit rekenkundige onzekerheid ten gevolge van de methode maar ook deels bestaat uit onzekerheden in de gebruikte invoer, zoals wegkenmerken en verkeerscijfers.

De resultaten van berekeningen met SRM1 worden jaarlijks vergeleken met de resultaten van het LML op de straatstations. Uit de vergelijking voor de jaren 2003 t/m 2010 kan worden geconcludeerd dat het gemiddelde verschil tussen LML en SRM1 slechts $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bedraagt, er is dus nauwelijks sprake van een

systematisch verschil. Het gemiddelde absolute verschil tussen LML en SRM1 bedraagt $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, de standaarddeviatie van de absolute verschillen bedraagt $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en meer dan 95% van de 83 datapunten heeft een absoluut verschil dat kleiner is dan 19% van de gemeten concentratie.

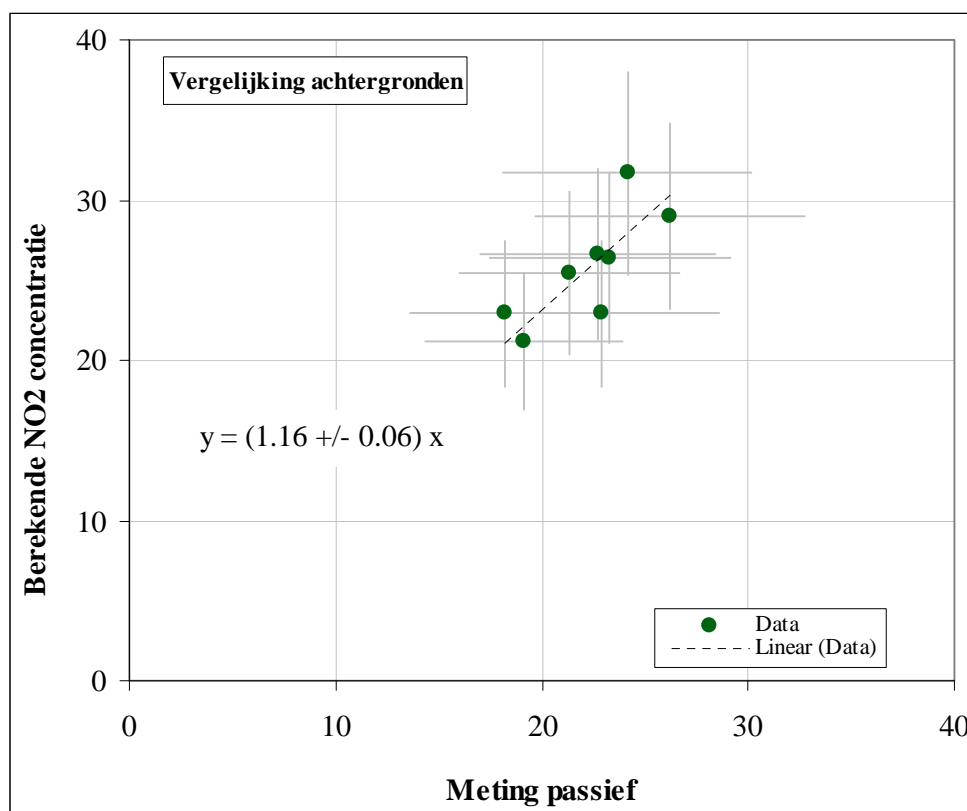
Aannemende dat het verschil in het geheel het gevolg is van spreiding in de berekeningen, bedraagt de *geschatte* (2-sigma) onzekerheid in de berekende absolute concentraties circa 20%. Concentratieverschillen dicht bij een weg en verder van die weg af hebben een iets lagere onzekerheid, in de orde van 15%. De reden hiervoor is dat voor de verschilmetingen verschillende systematische afwijkingen op dezelfde wijze in alle buisjes voorkomen waartussen het verschil wordt bepaald. Voor berekeningen met SRM2 zijn veel minder gegevens bekend. Op basis van de beschikbare gegevens en de spreiding tussen verschillende modellen wordt de onzekerheid als (minstens) vergelijkbaar met SRM1 geschat.

3.2 Vergelijking metingen met Palmesbuisjes en berekeningen

In onderstaande figuren worden de gemeten en berekende NO_2 -concentraties op verschillende punten met elkaar vergeleken.

De berekende NO_2 -concentratie op de achtergrondlocaties van de vrijwilligers laten op basis van een fit aan de data een systematische overschatting van de gemeten waarden zien van $(16 \pm 6)\%$ (95% BI¹). De onzekerheid van de fit is bepaald uit de resterende spreiding van de data om de gefitte lijn. De systematische onzekerheid in de ijking van de resultaten van de Palmesbuisjes is hier niet in verwerkt. Als gevolg van deze ijkonzekerheid kan de gehele set van meetresultaten iets hoger of lager uitkomen. Kwadratische combinatie van de onzekerheid ten gevolge van de fit en de onzekerheid in de ijking leidt tot een totaal resultaat van $(16 \pm 16)\%$ (95% BI). Het geconstateerde verschil is derhalve niet significant. Het relatieve effect van de ijkonzekerheid kan worden beperkt door voor meerdere jaren metingen uit te voeren en gezamenlijk te analyseren.

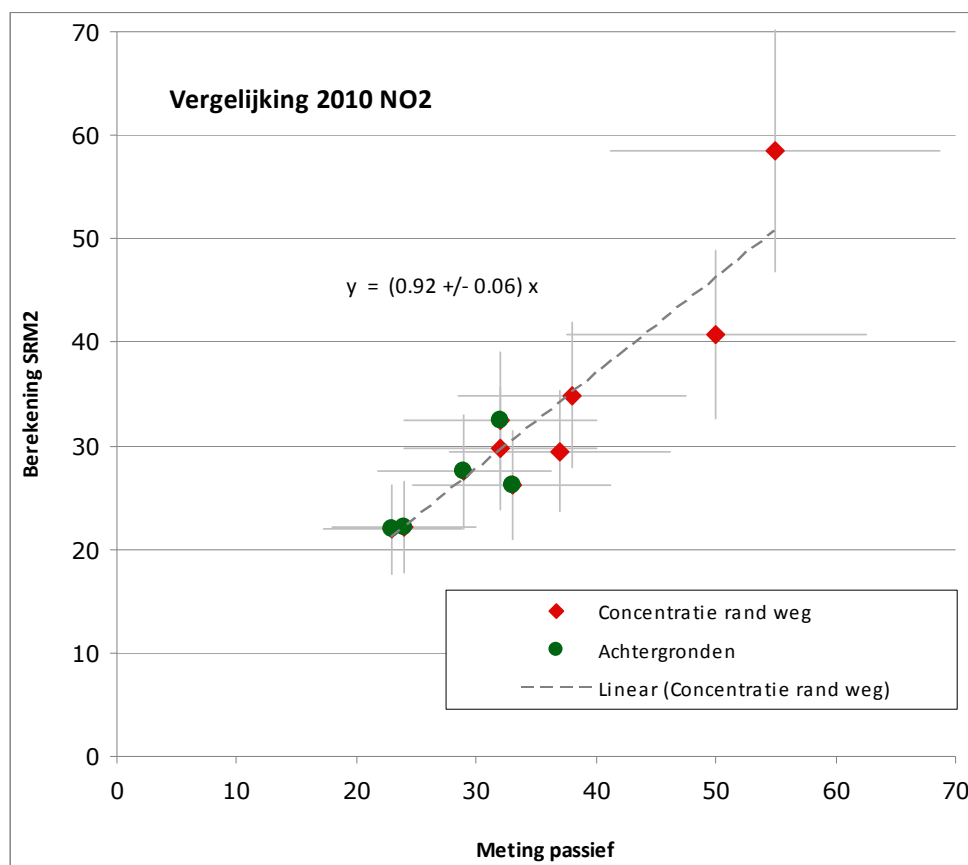
¹ Het 95% betrouwbaarheidsinterval, of BI, is het interval waarin de waarde met 95% waarschijnlijkheid in wordt verwacht. De notatie $(16 \pm 6)\%$ (95% BI) betekent dus dat de geconstateerde overschatting met 95 procent kans tussen $16+6$ en $16-6$ procent, dus tussen 10 procent en 22 procent ligt.



Figuur 2 Gemeten en berekende NO₂-concentraties op achtergrondlocaties in 2010

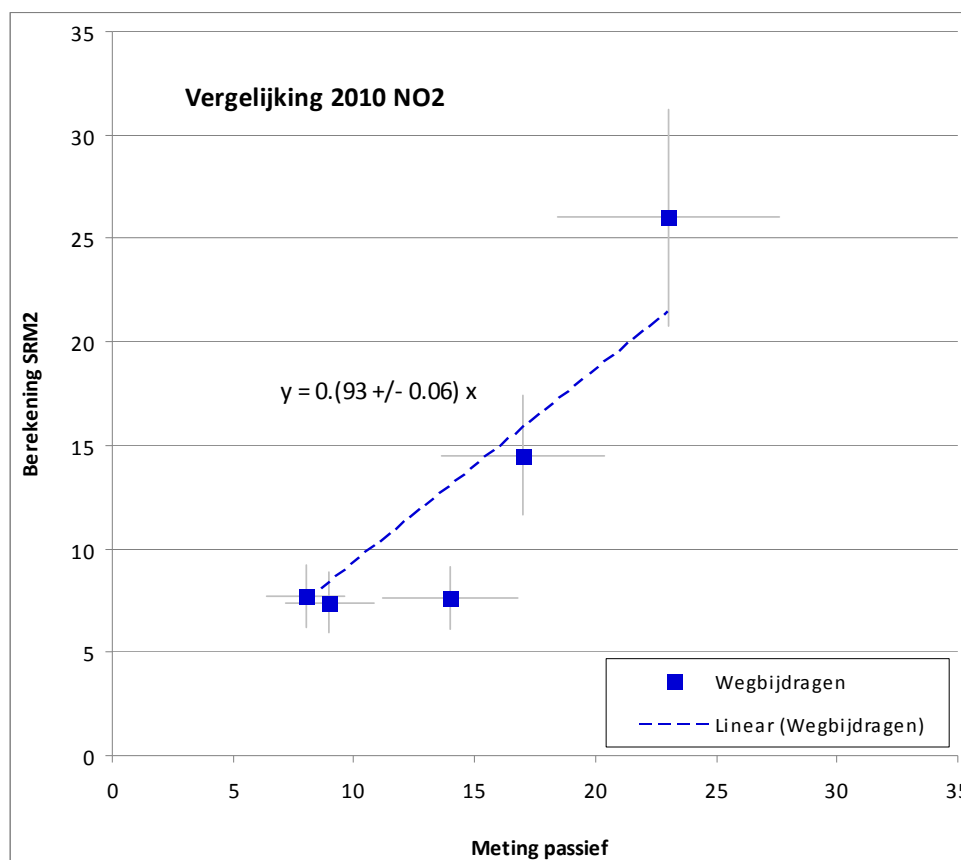
De berekende waarden liggen circa 3 µg/m³ hoger dan de gemeten waarden, op een gemiddelde meetwaarde van 22 µg/m³. Hierbij moet worden bedacht dat de achtergronden onder andere worden geïjkt aan metingen van het LML op stadsachtergrondlocaties waar bijna altijd wel enig verkeer langskomt. Dit verkeer zou ertoe kunnen leiden dat de ijking meer representatief is voor de concentratie in de straat en iets minder voor de concentratie in de achtertuint, waar de Palmesbuisjes in dit onderzoek hingen. De metingen met de Palmesbuisjes kunnen dan ook niet als test voor GCN worden geïnterpreteerd.

De gemeten en berekende totale NO₂-concentraties langs het hoofdwegennet (bijdrage wegverkeer plus achtergrond) liggen gemiddeld dicht bij elkaar. De berekende waarden bedragen gemiddeld (92±6)% (95% BI) van de gemeten waarden. Dit resultaat geldt voor zowel de meetlocaties langs de weg als de locaties op iets grotere afstand van de weg. Kwadratische combinatie van de onzekerheid ten gevolge van de fit en de onzekerheid in de ijking leidt tot een totaal resultaat van (92±16)% (95% BI).



Figuur 3 Gemeten en berekende NO₂-concentraties langs het hoofdwegennet in 2010

Met de concentratie langs de wegrand en de waarden verder weg is het ook mogelijk om een vergelijking te maken tussen de gemeten en berekende NO₂-concentratiebijdragen van het verkeer op de weg, zie Figuur 4.



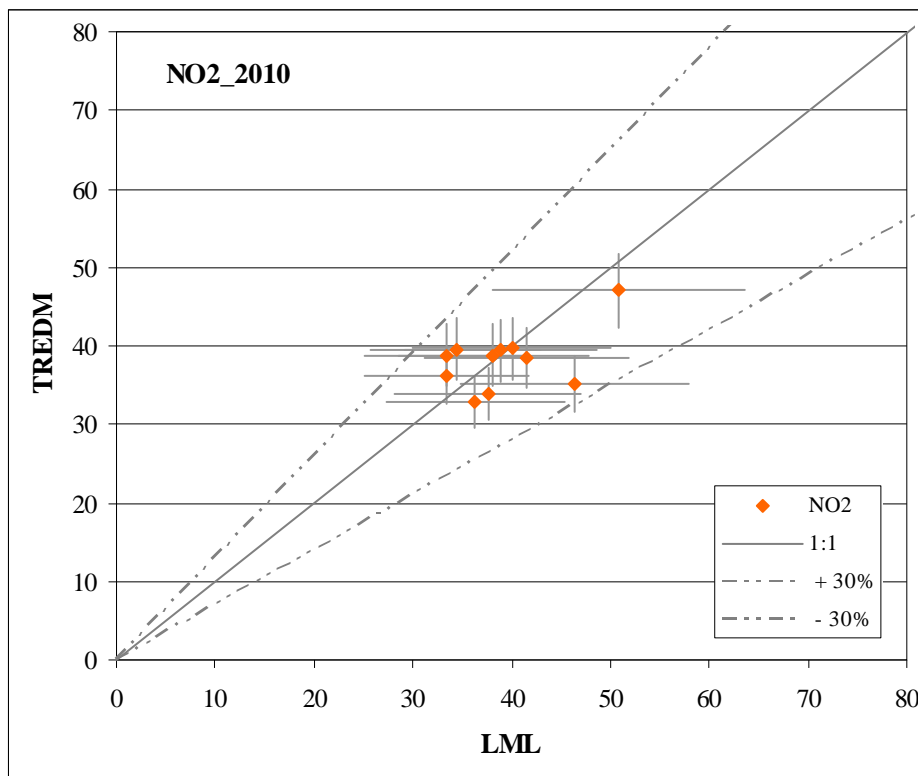
Figuur 4 Gemeten en berekende NO_2 -concentratiebijdragen langs het hoofdwegennet in 2010

De gemeten en berekende NO_2 -concentratiebijdragen van het verkeer op het hoofdwegennet liggen gemiddeld ook redelijk dicht bij elkaar. De berekende waarden bedragen gemiddeld $(93 \pm 6)\%$ (95% BI) van de gemeten waarden. Kwadratische combinatie van de onzekerheid ten gevolge van de fit en de onzekerheid in de ijking leidt tot een totaal resultaat van $(93 \pm 16)\%$ (95% BI). Omdat het verschil tussen resultaten van Palmesbuisjes wordt gebruikt leidt het in rekening brengen van de volledige onzekerheid in de ijking vermoedelijk tot een te hoge onzekerheid in het eindresultaat. Op basis van de beschikbare resultaten is het echter niet mogelijk om hier in te differentiëren.

3.3 Metingen en berekeningen op het LML in 2010

Over 2010 zijn op twaalf straatstations van het LML geldige NO_2 -meetdata beschikbaar.² Het resultaat op het snelwegstation bij Breukelen wordt buiten de vergelijking gelaten aangezien de afstand tussen de weg en het meetpunt door werkzaamheden aan de weg niet duidelijk is.

² Mooibroek D., J.P.J. Berkhout, R. Hoogerbrugge, Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2010, RIVM Rapport 680704013, 10 november 2011.



Figuur 5 Straatstations van het LML

Opvallend is dat de berekening aan het station in Nijmegen, aan de Graafseweg, aanzienlijk hoger uitkomt dan de meting. Mogelijk is een van de gebruikte invoergegevens voor die locatie niet correct. Afgezien van dit punt is de overeenkomst tussen de gemeten en berekende concentraties goed. De berekende waarden bedragen gemiddeld $(100 \pm 8)\%$ (95% BI) van de gemeten waarden. Kwadratische combinatie van de onzekerheid ten gevolge van de fit en de onzekerheid in de ijking van de LML-stations, van maximaal 10%, leidt tot een totaal resultaat van $(100 \pm 13)\%$ (95% BI).

Gedurende de afgelopen jaren is een bevredigende overeenkomst geconstateerd tussen de metingen op het LML station bij Breukelen, langs de A2, en berekeningen (Nguyen, 2010). De metingen gedurende 2010 konden niet zinvol met berekeningen worden vergeleken wegens de uitgebreide werkzaamheden aan de A2. Een ander meetstation langs het hoofdwegennet waar metingen en berekeningen met elkaar kunnen worden vergeleken is het meetpunt van de DCMR langs de A13. Over 2010 was de gemeten concentratie voor NO_2 $46,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De berekende concentratie ter plaatse van het meetstation bedraagt $41,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.4 Metingen bij tunnelmonden

Bij twee tunnelmonden in de gemeente Amsterdam is een lokale verhoging naast de tunnelmonding van 27-28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemeten.

Een vergelijkende berekening is alleen zinvol als er een voldoende goede schatting voor de verkeersemissies beschikbaar is. TNO heeft recent, specifiek voor de gemeente Amsterdam, een studie³ gedaan waarvoor de samenstelling van het wagenpark in Amsterdam in onderzocht. In het algemeen is de conclusie van TNO dat de specifiek voor de locaties in Amsterdam berekende emissiefactoren hoger zijn dan de landelijk gemiddelde emissiefactoren. Er wordt wel een voorbehoud gemaakt dat onderzoek naar emissiefactoren met veel onzekerheden is omgeven. Volgens een berekening in het rapport van TNO zijn de verkeersemissies van licht wegverkeer voor NO_x en NO_2 in de orde van 50% hoger dan de landelijk gemiddelde waarden.

Tot duidelijk is in hoeverre de geconstateerde vermoedelijk hogere emissies in Amsterdam ook bij de onderzochte tunnelmonden een rol spelen is een gedetailleerde vergelijking niet zinvol en wordt deze achterwege gelaten.

3.5 Metingen langs scheepvaart

De metingen langs het Amsterdam-Rijnkanaal bij Weesp laten een jaargemiddelde verhoging van de NO_2 -concentratie langs de dijk zien van circa 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gegeven de onzekerheden in de metingen met Palmesbuisjes is dit mogelijk niet significant.

Omdat er momenteel geen officiële rekenmethodiek voor scheepvaart beschikbaar is, zijn de meetresultaten niet met berekeningen vergeleken.

³ TNO-rapport TNO-RPT-2011-00922, 'Milieuzone Bestelverkeer Amsterdam, Een analyse van het wagenpark en de verwachte milieueffecten', Amber Hensema Uilke Stelwagen Ko den Boeft, 16 mei 2011.

4 Conclusies

Over het algemeen is een redelijk goede overeenkomst gevonden tussen met Palmesbuisjes of referentiemethoden gemeten en met de standaard rekenmethoden berekende NO₂-concentraties:

- De berekende NO₂ op de achtergrondlocaties van de vrijwilligers bedragen (116±16)% (95% BI) van de gemeten concentraties.
- De gemeten en berekende totale NO₂-concentraties langs het hoofdwegennet liggen gemiddeld dicht bij elkaar. De berekende waarden bedragen gemiddeld (92±16)% (95% BI). 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 waarden bedragen gemiddeld (93±16)% (95% BI).
- De gemeten en berekende NO₂-concentratiebijdragen op locaties van de LML-straatstations liggen gemiddeld ook redelijk dicht bij elkaar. De berekende waarden bedragen gemiddeld (100±13)% (95% BI) van de gemeten waarden.
- De sterke verhoging van NO₂-concentraties bij tunnelmonden van 27-28 µg/m³ kon niet zinvol met berekeningen worden vergeleken.
- De metingen langs het Amsterdam-Rijnkanaal laten een jaargemiddelde verhoging van de NO₂-concentratie langs de dijk zien van circa 3 µg/m³. Omdat er momenteel geen officiële rekenmethodiek voor scheepvaart beschikbaar is, zijn de meetresultaten niet met berekeningen vergeleken.

Referenties

Nguyen, P.L. en J. Wesseling (2010) Benchmark snelwegenmodellen: Resultaten van de vergelijking in 2010, RIVM briefrapport 680705016.

Vermeulen, A.T. (2011) Review TREDM versie april 2011, Rapport ECN-X--11-084, Petten.

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

Bijlage 1 Resultaten passieve metingen

Onderstaande tabel geeft de met de Palmesbuisjes gemeten NO₂-concentraties voor de meetperioden 1 t/m 13. In de kolom 'JM' staat de geijkte jaargemiddelde concentratie op die locatie.

periode	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	JM
stadsachtergrond														
Breda		27	24	22	17	18	17	17	17	8	19		24	19
Amersfoort	33	34	28	27	20	19	21	16	16	12	21	27	29	23
Den Bosch	30	35	28	23	20	16	20	17	16	13	22	26	31	23
Zaanstad	36	33	27	28	20	17	20	17	10	11	21	23	33	23
Den Haag	40	36	30	34	25	17	22	20	19	10	24	29	34	26
Hoofddorp										12	24	25	25	21
Huizen	29	29	23	21	15	11	13	12	14	11	15	20	24	18
Utrecht	36	41	38	39	40	37	46	35	33	30	39	51		39
Snelwegen														
A1 verkeer	36	36	38	35	25	23	24	28	27	31	38	39	37	32
A1 achtergrond	28	28	32	29	19	17	17	20	19	20	23	29	30	24 *
A2 verkeer	42		46	34	41	42		33	22		34	38	42	37
A2 achtergrond	30	35	27	23	19	18	19		17	17	20	25	28	23 *
A4 verkeer	42	57	48	54	49	65	57	53	35	43	36	52	53	50
A4 achtergrond	37	42	39	36	27	29	29	28	22	26	31	37	39	33
A12 verkeer	46	52	45	41	32	24	21	30		34	41		50	38
A12 achtergrond	36	40	37	33		19	21	21		20	30	31	36	29
A13 verkeer	51	59	54	64	48	48	56	54	56	49	57	60	62	55
A13 achtergrond	43	45	43	35	27	25	24	26	27	23	33	32	40	32 *
scheepvaart	29	40	28	30	23	23	26	24	24	23	24	30	33	28
scheepvaart achtergrond	33		30	29	22	20	20	21	20	20	24	27	37	25
tunnels														
Amsterdam, IJtunnel			55	70	62	77	72	67	55	48	50	60	59	62
Amsterdam, IJtunnel achtergrond			40	40	34	34	35	33	29	20	34	35	42	34
Amsterdam, Zeeburgertunnel			60	59	57	61	58	60	38	32	53	46	64	53
Amsterdam, Zeeburgertunnel achtergrond			33	33	22	18	20	22	23	22	31	29	36	26

.....

W. Uiterwijk | J. Wesseling | L. Nguyen

.....

RIVM rapport 680705020/2011

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

februari 2012

