



Gemeente Amsterdam

Dienst Infrastructuur Verkeer en Vervoer

Programmabureau Luchtkwaliteit

Gevoeligheidsanalyse monitoring luchtkwaliteit Amsterdam

17 Februari 2013

Programma Bureau Luchtkwaliteit, Gemeente Amsterdam
Met medewerking van GGD Amsterdam en TNO

Opdrachtgever: David Gelauff, Programmabureau Luchtkwaliteit

Auteurs: Maarten Verbeek (TNO), Marieke Dijkema (GGD Amsterdam), Saskia van der Zee (GGD Amsterdam), David Gelauff (Programmabureau Luchtkwaliteit Amsterdam)

Samenvatting

In Nederland zal uiterlijk in 2015 moeten worden voldaan aan de jaargemiddelde NO₂ concentratienorm van 40,5 µg/m³. Aangezien momenteel nog niet overal wordt voldaan, werken de Rijksoverheid en lokale overheden samen om de luchtkwaliteit te verbeteren. De voortgang wordt jaarlijks in kaart gebracht door middel van de Monitoringstool. Hiermee wordt de luchtkwaliteit (en de effecten van maatregelen) berekend op basis van een aantal locatie parameters zoals het passerende verkeer en het type bebouwing. Hierdoor ontstaat een gedetailleerd overzicht met berekende concentraties om de 100 meter.

Van de hierboven aangehaalde parameters, wordt een aantal aangeleverd door gemeente (zoals verkeersintensiteiten, congestie/stagnatie en type bebouwing). Andere parameters worden nationaal vastgesteld door bijvoorbeeld PBL, TNO en RIVM (zoals windsnelheden en emissies van voertuigen). Al deze parameters hebben een bepaalde mate van onzekerheid en in meer of mindere mate invloed op de berekende concentraties. Al deze afwijkingen van parameterwaarden tezamen leiden tot een afwijking van de berekende concentraties.

Naast de berekening van luchtverontreinigende concentraties, vinden er ook metingen plaats, onder andere door de GGD Amsterdam. Deze gemeten NO₂ concentraties worden jaarlijks vergeleken met de berekende concentraties. In 2011 waren de gemiddelde berekende NO₂ concentraties gemiddeld 9% lager dan de gemeten waarden (op basis van 40 locaties). De onderschatting is bovendien groter voor locaties waar hoge concentraties gemeten worden.

De wagenparksamenstelling in Amsterdam wijkt af van die van het door PBL geraamde gemiddelde wagenpark in Nederland voor stedelijke omgevingen. Met name het lichte verkeer in Amsterdam (personen- en bestelvoertuigen) stoten meer uit dan wat er landelijk wordt geraamd. Dit is standaard niet verwerkt in de Monitoringstool en kan dus één van de redenen zijn dat de berekende NO₂ concentraties lager zijn dan de gemeten waarden.

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. Echter het gemiddelde verschil tussen gemeten en berekende concentraties per locatie neemt slechts in veel beperkter mate af. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de concentraties door de correctie voor het wagenpark wel stijgen, maar de toename niet per definitie groter is op locaties waar de afstand tussen de gemeten en berekende waarde groot is. Een mogelijke reden hiervoor is dat de wagenparksamenstelling op verschillende locaties binnen de gemeente Amsterdam danig kan verschillen.

De wagenparksamenstelling is de enige parameter, die beïnvloedbaar is door de gemeente Amsterdam, die effect heeft in de hele stad. Ondanks dat de hierboven beschreven correctie niet leidt tot een grote verbetering tussen gemeten en berekende concentraties, is deze correctie ook gebruikt om een beeld voor 2015 te schetsen. Door de correctie van de wagenparksamenstelling zijn meer knelpunten zichtbaar dan de standaard Monitoringstool. Dit aantal stijgt in dat geval van 3 naar 6. Op basis van de gemeten NO₂ concentraties door de GGD en de gemiddelde jaarlijkse afname hiervan zouden hier nog eens 10 locaties bij kunnen komen.

Inhoudsopgave

Samenvatting.....	I
Inhoudsopgave.....	II
1 Inleiding	1
1.1 Achtergrond.....	1
1.2 Aanleiding	4
1.3 Doelstelling.....	4
1.4 Leeswijzer	5
2 Gevoeligheidsanalyse van parameters in de monitoringstool	6
2.1 Inleiding.....	6
2.2 Methode	6
2.3 Gevoeligheid van veranderingen per parameter op berekende concentraties	6
2.4 Conclusies.....	13
3 De vergelijking tussen gemeten en berekende NO₂ concentraties in 2011.....	15
3.1 Inleiding.....	15
3.2 Vergelijking Metingen en Monitoringstool over 2011.....	15
3.3 Optimalisatie van berekende concentraties	20
3.4 Conclusie	22
4 Het effect van het toepassen van emissiefactoren representatief voor het Amsterdamse gemiddelde wagenpark in 2015.....	23
4.1 Inleiding.....	23
4.2 Methode	23
4.3 Resultaat	23
4.4 Discussie over gebruikte methode	25
5 Verwachte knelpunten in 2015	26
5.1 Inleiding.....	26
5.2 Methode	26
5.3 Resultaat	26
5.4 Conclusie	27
6 Conclusie	29
7 Literatuur.....	31

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Sinds juni 2008 is de luchtkwaliteitsrichtlijn 2008/50/EG van de Europese Unie (EU) van kracht [EU 2008]. Deze richtlijn bevat normen voor de concentraties van schadelijke stoffen in de buitenlucht, zoals stikstofdioxide (NO₂) en fijnstof (PM₁₀), waaraan op verschillende tijden zal moeten worden voldaan. De huidige Europese normen voor de luchtkwaliteit en de daaraan gekoppelde deadlines vanaf wanneer aan die normen moet worden voldaan zijn vanaf 2001 geïmplementeerd in nationale Nederlandse regelgeving.

Omdat ons land niet overal tijdig kon voldoen aan de luchtkwaliteitsnormen heeft lidstaat Nederland op grond van het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) derogatie ("uitstel") gekregen van de Europese Commissie. Het NSL is een samenwerkingsprogramma van de Rijksoverheid en lokale overheden om de luchtkwaliteit te verbeteren. Door deze derogatie, zal in (de meeste delen van) Nederland uiterlijk in 2015 moeten worden voldaan aan de jaargemiddelde NO₂ concentratienorm van 40,5 µg/m³. Op plaatsen waar toegang voor het algemene publiek verboden is en waar geen permanente bewoning is, is handhaving niet nodig. Amsterdam heeft problemen met het tijdig voldoen aan de concentratieniveaus die gelden voor NO₂. Fijn stof (PM₁₀) vormt in dat opzicht nauwelijks nog een probleem (de norm voor fijn stof geldt al vanaf medio 2011).

1.1.1 Het NSL

Het NSL is van kracht sinds 1 augustus 2009 en bevat onder andere een aantal maatregelen dat moet bijdragen aan het verlagen van de verschillende luchtvervuilende concentraties. Aangezien op (potentiële) knelpuntlocaties gemotoriseerd wegverkeer een belangrijke bijdrage levert aan de lokale concentraties, richten de maatregelen zich voor een belangrijk deel op het verminderen van uitstoot van verkeer.

Het voldoen aan de normen is een gezamenlijke verantwoordelijkheid van alle partners van dat NSL (stad en steden, provincie(s) en Rijk). Ook de gemeente Amsterdam participeert in het NSL. Monitoring van de voortgang van het NSL (maatregelen én het effect op de luchtkwaliteit) was een harde voorwaarde van de EU bij het verlenen van uitstel voor het voldoen aan de normen. Deze monitoring gebeurt binnen het NSL door middel van de Monitoringstool, door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) in opdracht van de minister van Infrastructuur en Milieu (IenM).

Aangezien het tijdig behalen van de EU-normen voor luchtkwaliteit de hoofddoelstelling van NSL is, maakt de monitoring van de luchtkwaliteit integraal deel uit van het programma. Hiervoor is de Monitoringstool in het leven geroepen.

1.1.2 De Monitoringstool

Sinds 2010 wordt de luchtkwaliteit in Nederland jaarlijks op gedetailleerd niveau gemonitord binnen het NSL met behulp van de Monitoringstool. Binnen deze tool

wordt voor de genormeerde componenten de concentratie met behulp van een rekenmodel berekend. Dit gebeurt volgens de Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit [RBL 2007], langs alle drukke wegen, op toetsafstand. Ongeveer iedere 100 meter, aan beide zijden van de weg, ligt zo'n toetspunt. Door de concentraties te berekenen en te prognosticeren voor 2015, kan op elke toetslocatie worden ingeschat of er in 2015 zal worden voldaan aan de EU normen.

Het RIVM rapporteert, in opdracht van het ministerie van IenM, jaarlijks over de voortgang van het NSL. Daaronder valt ook de ontwikkeling van de luchtkwaliteit in heel Nederland. In deze monitoringsrapportages is ook telkens een prognose voor 2015 opgenomen, het jaar dat voldaan moet worden aan de norm voor NO₂. Op basis van deze prognose gaat het ministerie er van uit dat Nederland voor het overgrote deel zal voldoen aan de wettelijke normen. Belangrijke uitzonderingen hierop vormen Tata Steel (Hoogovens), een aantal gebieden (met name in Brabant) waar intensieve veehouderij plaatsvindt, en een aantal specifieke verkeersknooppunten in de grote steden, waaronder Amsterdam. Al een aantal jaren laten de jaarlijkse Monitoringsrapportages van het RIVM zien dat binnen de gemeente Amsterdam sprake is van geprognosticeerde knelpunten NO₂ in 2015. Het Amsterdamse luchtkwaliteitsbeleid houdt hiermee uitdrukkelijk rekening.

Voor de berekeningen met de Monitoringstool wordt een belangrijk deel van de input geleverd door gemeentes. Andere parameters worden vastgesteld door andere partijen, zoals RIVM, Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) en TNO. De negen belangrijkste parameters zijn hieronder weergegeven:

- Door gemeente geleverde input voor de Monitoringstool:
 1. de lokale intensiteit van het wegverkeer;
 2. de samenstelling van het lokale wegverkeer;
 3. de snelheid en doorstroming van het wegverkeer;
 4. bomenfactor (indicator voor de hoeveelheid bomen langs de weg);
 5. wegtype (indicator voor het type bebouwing);
 6. tunnelfactor (factor aan de hand waarvan de extra bijdrage van een nabije tunnelmond wordt vastgesteld);
- Monitoringstoolvariabelen die niet beïnvloedbaar zijn door de gemeente Amsterdam
 7. gewogen emissiefactoren (uitstoot van het gemotoriseerde wegverkeer op basis van de landelijke wagenparksamenstelling en afgelegde kilometers);
 8. meteorologie (ook 'regiofactoren' aan de hand waarvan de invloed van de windsnelheid op concentraties wordt meegenomen);
 9. de aannames in het model over de manier waarop de uitstoot verdund wordt: de verdunningsfuncties.

1.1.3 Focus op de NO₂ concentratie

De gemeente Amsterdam tracht al jaren de luchtkwaliteit te verbeteren. Dit wordt onder andere gedaan door het formuleren en uitvoeren van maatregelen om de stikstofdioxide- en fijnstofconcentratie te verlagen.

De stikstofdioxidenorm van 2015 krijgt hierbij veel aandacht omdat het de eerstvolgende nieuwe norm is waar aan moet worden voldaan en omdat er momenteel nog een redelijk aantal knelpunten is voorzien voor 2015.

1.1.4 Opbouw jaargemiddelde NO₂ concentratie

In verkeersrijke omgevingen, zoals drukke straten en snelwegen, worden de jaargemiddelde stikstofdioxide (NO₂) concentratie bepaald door een combinatie van wat er van elders wordt aangevoerd en wat er lokaal wordt geproduceerd. De concentratieniveaus worden berekend door de directe bijdrage van het lokale wegverkeer op te tellen bij de achtergrondconcentraties. Deze achtergrondconcentraties worden veroorzaakt door verschillende typen bronnen, zoals industrie, scheepvaart, niet lokaal wegverkeer en hetgeen overwaait uit andere landen. De hoogte van deze achtergrondconcentraties van luchtverontreinigende stoffen op verschillende locaties in Nederland wordt jaarlijks vastgesteld door het RIVM [RIVM 2012]. Binnen het NSL is, naast gemeentelijke initiatieven, ook het beleid opgenomen van de Rijksoverheid om luchtverontreiniging terug te dringen. Dit betreft dan meestal nationale (en Europese) maatregelen. De effecten van deze maatregelen worden door het RIVM meegenomen in het prognosticeren van de concentraties van luchtverontreinigende stoffen.

Volgens [RIVM 2012] verwacht het RIVM een gemiddelde NO₂ achtergrondconcentratie van 22,7 µg/m³ in 2015 voor de agglomeratie Haarlem-Amsterdam. Deze achtergrondconcentratie loopt binnen de gemeente Amsterdam op bepaalde locaties op tot ongeveer 35 µg/m³. Deze hoge achtergrondconcentraties komen voornamelijk voor in de buurt van snelwegen.

1.1.5 Meten

Naast de berekening van luchtverontreinigende concentraties, vinden er ook metingen plaats, onder andere door de GGD Amsterdam. De GGD Amsterdam beheert het Automatisch Luchtmeetnet van de gemeente Amsterdam, waarbij op 14 vaste meetstations de luchtkwaliteit wordt gemeten. Op 12 hiervan wordt NO₂ gemeten volgens de door de EU voorgeschreven referentiemethode. In aanvulling daarop meet de GGD de NO₂ concentratie met Palmesbuisjes op een groot aantal locaties in Amsterdam.

1.1.6 Onzekerheidsmarges

De toegestane onzekerheden van metingen zijn wettelijk vastgelegd in de Europese Dochterrichtlijn en de Nederlandse Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007 [RBL 2007]. Voor referentiemetingen (in Amsterdam de metingen op de vaste meetstations) bedragen deze maximaal 15% van de jaargemiddelde waarde voor NO₂, voor indicatieve metingen (zoals de in Amsterdam toegepaste Palmesbuisjes) maximaal 25% (en voor een model 30%).

1.2 Aanleiding

GGD Amsterdam vergelijkt al sinds 2003 de gemeten luchtkwaliteit met de lokale berekende luchtkwaliteit. In de vergelijking van de gemeten en berekende luchtkwaliteit over 2010 stelt de GGD Amsterdam dat de gemeten NO₂ concentratie op drukke wegvakken in Amsterdam gemiddeld genomen significant hoger is dan de berekende NO₂ concentratie (11% in 2010) [GGD 2012]. Omdat berekende en gemeten achtergrondconcentraties wel goed overeenstemmen, trekt de GGD Amsterdam de conclusie dat de lokale wegbijdrage in de berekeningen wordt onderschat. Aangezien de GGD al enige jaren op rij hogere concentraties meet dan worden berekend lijkt sprake van een structureel verschil. Deze onderschatting kan zijn herkomst vinden in de luchtkwaliteitmodellen en/of de invoerparameters van het model.

De onzekerheden in verspreidingsmodellen zijn evident omdat de verspreiding van luchtverontreiniging zeer dynamisch verloopt en door zeer veel externe factoren wordt beïnvloed. Veel van deze invloeden worden ondervangen door de invoerparameters in het model (waarmee de onzekerheid kleiner wordt), maar er zijn ook veel invloeden die beperkt in de modellen (kunnen worden) meegenomen. De afwijking van rekenmodellen mag maximaal 30% bedragen. De invoerparameters kennen hun eigen onzekerheid. Het is zaak deze zo veel mogelijk te verkleinen, zodat de er zo precies mogelijk berekend wordt. Door de complexiteit van het rekenmodel in de Monitoringstool, heeft een groot aantal parameters invloed op de uitkomsten, zoals uitgelegd in paragraaf 1.1.1.

Het RIVM signaleert dan ook in de rapportages van de landelijke Monitoringstool het risico dat de werkelijke concentraties fijn stof en stikstofdioxide afwijken van de berekeningen. In de rapportage Monitoringstool 2011 is te lezen: “De berekende resultaten van de monitoring zijn onderhevig aan verschillende onzekerheden. Voor een deel zijn deze het gevolg van externe omstandigheden buiten de invloedssfeer van de monitoring (...). Aan de andere kant kunnen het proces en systeem van de monitoring ook invloed hebben op de onzekerheidsmarges (...). De totale onzekerheid in de concentratie rondom de norm op een locatie nabij een weg wordt geschat op minimaal 23%.”

1.3 Doelstelling

Inzicht in lokale luchtkwaliteit (en de parameters die hierop van invloed zijn) is van groot belang voor het formuleren en handhaven van kostenefficiënt beleid. Zo is bijvoorbeeld inzicht in de locaties van luchtkwaliteitknelpunten van belang om te bepalen waar maatregelen effectief moeten zijn en is inzicht in de samenstelling van het lokale verkeer noodzakelijk om te kunnen vaststellen op welke doelgroepen het beleid gericht moet zijn.

Het programmabureau luchtkwaliteit van de gemeente Amsterdam houdt zich bezig met het in kaart brengen van de luchtkwaliteit in Amsterdam middels berekeningen en met het formuleren en uitvoeren van maatregelen om de luchtkwaliteit in de stad te verbeteren.

Naar aanleiding van de geconstateerde verschillen tussen gemeten en berekende concentraties (die zich ook in een aantal andere grote steden voordeden) zijn de gemeente Amsterdam, het RIVM en de overige NSL-partners al geruime tijd op zoek naar de oorzaken hiervan. Het doel hiervan is de uitkomsten van de Monitoringstool dichterbij de werkelijk gemeten waarden te brengen. Naar verwachting leidt dit er dus toe dat ook de Monitoringstool hogere concentraties voor Amsterdam zal berekenen. Dit proces, overeenstemming krijgen over de oorzaken en daaropvolgende aanpassing van de Monitoringstool, neemt echter enige tijd in beslag. De tijd die ons rest om aan de normen te voldoen (namelijk tot 1 januari 2015) is echter beperkt. Het Programmabureau Luchtkwaliteit heeft daarom de GGD en TNO gevraagd om, bij wijze van risicoanalyse, enkele scenario's uit te werken om een realistischer beeld te krijgen van de mogelijke overschrijdingen in 2015.

1.4 Leeswijzer

Hiertoe zullen in hoofdstuk 2 de gevoeligheden van de Monitoringstool voor veranderingen in verschillende parameters verder worden behandeld. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 de gemeten en berekende concentraties voor 2011 vergeleken. Daarnaast zal worden vastgesteld wat aanpassingen aan de in hoofdstuk 2 onderzochte parameters betekenen voor het verschil tussen gemeten en berekende concentraties.

In hoofdstuk 4 zal worden toegelicht wat het aanpassen van parameters uit de Monitoringstool betekent voor de concentraties in 2015. Dit zal ook inzicht geven in de extra (bijna)knelpunten die zouden kunnen ontstaan door dergelijke aanpassingen. Vervolgens zal in hoofdstuk 5 worden geanalyseerd welke knelpunten er in 2015 verwacht zouden kunnen worden op basis van zowel berekeningen als metingen. Tot slot volgt in hoofdstuk 6 de conclusie.

2 Gevoeligheidsanalyse van parameters in de monitoringstool

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zal de invloed van de parameters, die reeds zijn geïdentificeerd in paragraaf 1.1.1, op de berekende NO₂ concentraties in kaart worden gebracht.

2.2 Methode

Deze invloed zal per parameter worden geanalyseerd op een aantal locaties. De locaties (alsmede het aantal locaties) waarop de effecten van veranderende inputparameter is geanalyseerd, verschillen per parameter. Dit komt bijvoorbeeld doordat sommige inputparameters slechts op één of enkele locaties van toepassing zijn. Een andere reden kan zijn dat bepaalde data slechts voor een beperkte hoeveelheid locaties beschikbaar zijn. Dit laatste geldt bijvoorbeeld voor de verkeersamenstelling die slechts voor een klein aantal locaties is 'geteld'.

Op elke relevante locatie wordt de NO₂ concentratie berekend op basis van de gegevens in de Monitoringstool 2012, vergeleken met de NO₂ concentratie die wordt berekend wanneer de waarde van één van de inputparameters verandert.

De acht locaties die zijn geselecteerd voor de gevoeligheidsanalyse zijn terug te vinden in Bijlage A.

2.3 Gevoeligheid van veranderingen per parameter op berekende concentraties

2.3.1 Lokale intensiteit van het wegverkeer

Achtergrond: De invoer voor de jaargemiddelde verkeersintensiteit wordt jaarlijks bepaald door de dienst Infrastructuur Verkeer en Vervoer (IVV) van de gemeente Amsterdam. Dit gebeurt met behulp van een statisch verkeersmodel (GenMod) waarvan het basisjaar wordt gekozen aan de hand van verkeersstellingen. In het toekomstmodel worden prognoses ten aanzien van de (toekomstige) vraag naar verkeer (HB-matrix) en het toekomstige netwerk (infrastructuur) verwerkt om op die manier de verkeersstromen te voorspellen.

Ondanks de inspanningen die worden gestoken in het zo goed mogelijk benaderen van de werkelijkheid, kan de werkelijke verkeersintensiteit afwijken van de (met GenMod) gemodelleerde intensiteit. Statische modellen zijn namelijk beperkt geschikt voor uitspraken op wegvakniveau. De recente ontwikkelingen van meso-scopische dynamische modellen leidt in die zin tot nieuwe mogelijkheden.

Gevoeligheid: Een hogere verkeersintensiteit leidt tot meer uitstoot en daardoor tot een verhoging van de (NO₂ en PM10) concentraties. Een hogere verkeersintensiteit (met dezelfde samenstelling) heeft een recht evenredige verhoging van PM10 en een minder dan recht evenredige verhoging van NO₂ tot gevolg. Een 10% hogere verkeersintensiteit heeft een toename van gemiddeld ongeveer 0,8 µg/m³ tot gevolg

van de NO₂ concentratie (Bijlage A). Per locatie kan de toename echter verschillen doordat de bijdrage van lokaal verkeer aan de NO₂ concentratie verschilt per locatie ($0,8 \pm 0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

2.3.2 Samenstelling van het lokale wegverkeer

Achtergrond: In de Monitoringstool wordt voor de verkeersintensiteiten onderscheid gemaakt naar licht (personen- en bestelauto's en motor- en bromfietsen), middelzwaar (middelzware vrachtwagens en touringcars), zwaar (zware vrachtwagens) en (lijn)bussen. Aan elk van deze categorieën is een emissiefactor gekoppeld. Wanneer de verhouding tussen de intensiteit van deze vier categorieën in het model afwijkt van de werkelijke verhouding, kan de totale uitstoot van vervuilende stoffen (en als gevolg daarvan de concentratie) afwijken van de werkelijkheid. Deze parameters worden uit het verkeersmodel gehaald. Doorgaans wordt deze verhouding in het verkeersmodel toegedeeld aan de hand van een wegtypering, die is gebaseerd op tellingen. Deze tellingen gebeuren niet vanwege milieuonderzoeken en sluiten daardoor niet altijd goed aan bij de milieu-indeling van het wegverkeer. Bovendien kunnen door deze methode lokaal de afwijkingen fors zijn.

Binnen deze vier categorieën wordt een vastgestelde opbouw aangenomen voor zaken als leeftijd (euroklasse), gewicht en type (bijvoorbeeld de verhouding bestel- en personenvoertuigen binnen de categorie licht verkeer). Deze raming wordt gedaan door het PBL voor de gemiddelde Nederlandse stedelijke situatie en is versleuteld in de emissiefactoren. Er is in principe één set emissiefactoren gegeven voor elk van de vier categorieën¹. Wanneer de leeftijdsopbouw of het aandeel bestelvoertuigen binnen het lichte verkeer afwijkt van de raming van het PBL, kan de uitstoot (en daardoor de concentratie) worden onder- of overschat. Op dat moment is de gemiddelde emissie factor voor één of meer van de vier categorieën niet correct. De emissiefactoren van deze vier categorieën liggen in principe vast in de Monitoringstool. Echter, wanneer een stad kan aantonen dat de samenstellingen binnen een of meer van deze vier categorieën afwijkt van de PBL raming kan hiervoor worden gecorrigeerd. Tot op heden heeft geen enkele Nederlandse stadom aanpassing verzocht.

Gevoeligheid: Een andere samenstelling tussen de vier categorieën of binnen één of meer van deze categorieën, leidt direct tot een onder of overschatting van de emissies en heeft zodoende een relatief groot effect op de berekende concentraties.

De gevoeligheid van deze parameter kan worden getest door emissiefactoren toe te passen (voor de vier voertuigcategorieën) die representatiever lijken dan de emissiefactoren die voor gemiddelde Nederlandse stedelijke situaties (en dus ook in de Monitoringstool) worden gebruikt. Uit een extrapolatie van verkeersstellingen uit 2011 is gebleken dat de emissiefactoren voor NO_x en NO₂ in Amsterdam gemiddeld een factor 1.2 en 1.4 hoger zijn voor licht verkeer dan het door het PBL geraamde Nederlands stedelijk gemiddelde. Deze correctie van de samenstelling van het Amsterdamse wagenpark leidt tot een toename van de NO₂ concentratie

¹Een set emissiefactoren bestaat uit een emissiefactor voor 1) "snelweg algemeen", 2) "buitenweg algemeen", 3) "normaal stadsverkeer", 4) "stagnerend stadsverkeer" en 5) "stadsverkeer met minder congestie".

van gemiddeld ongeveer $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bijlage A). Per locatie kan de toename echter sterk verschillen met name door de hoeveelheid licht verkeer ($1,5 \pm 0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Op deze manier is de emissiefactor voor licht verkeer in heel Amsterdam gelijk. Wanneer de verkeerssamenstelling op een locatie bekend is, kunnen echter ook emissiefactoren worden bepaald die gelden voor de specifieke locatie. Doordat op sommige locaties in Amsterdam het (lichte) wagenpark veel schoner is (Amstelveenseweg) ten opzichte van andere locaties (Prins Hendrikkade en Jan van Galenstraat), kan een generieke emissiefactor resulteren in een over- of onderschatting. Voor vijf locaties waarop in 2011 de verkeerssamenstelling nauwkeurig is bepaald, heeft dit een gemiddelde toename van de NO_2 concentratie van $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tot gevolg (Bijlage A). De standaarddeviatie is echter erg groot doordat het wagenpark op bepaalde locaties aanzienlijk schoner is dan op andere ($1,4 \pm 1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Op een enkele locatie is de samenstelling van het lichte verkeer zelfs schoner dan het geraamde Nederlandse gemiddelde.

2.3.3 Snelheid en doorstroming van het wegverkeer

Achtergrond: De uitstoot van voertuigen wordt niet alleen bepaald door het type voertuig, maar ook door het gebruik. Zo leidt veel stoppen en optrekken tot hoge uitstoot en is daarmee slecht voor de luchtkwaliteit. Om dit te karakteriseren kan op elk wegvak worden gekozen tussen vijf “snelheidstypen”, i.e.

- snelweg algemeen
- buitenweg algemeen, (een gemiddelde snelheid van ongeveer 60 km/h, gemiddeld ca. 0,2 stops per afgelegde km)
- normaal stadsverkeer, (met een redelijke mate van congestie, een gemiddelde snelheid tussen de 15 en 30 km/h, gemiddeld ca. 2 stops per afgelegde km)
- stagnerend stadsverkeer, (een grote mate van congestie, een gemiddelde snelheid kleiner dan 15 km/h, gemiddeld ca. 10 stops per afgelegde km)
- stadsverkeer met minder congestie (“free-flow” rijgedrag, een gemiddelde snelheid tussen de 30 en 45 km/h, gemiddeld ca. 1,5 stop per afgelegde km)

In een situatie waarbij het verkeer zich gedurende een dag uniform gedraagt, kan worden volstaan met de keuze van één van bovenstaande categorieën voor een wegvak. In de praktijk blijkt het lastig om een keuze te maken die recht doet aan de omschrijving van de hierboven genoemde snelheidscategorieën, omdat er binnen een onderzoeksgebied variatie kan zijn (e.g. kruispunten, verkeerslichten of -pieken in intensiteiten in spitsperiodes). Hiervoor kan een stagnatiefactor worden ingevuld die representatief is voor de etmaalgemiddelde fractie van de verkeersintensiteit die stagnerend is.

Het snelheidstype dat binnen de gemeente Amsterdam verreweg het meest wordt gebruikt in de Monitoringstool is “gemiddeld wegverkeer”. Op plaatsen waar meer stagnatie is, wordt een hogere stagnatiefactor toegepast.

Amsterdam hanteert een methode voor het vaststellen van congestie, gebaseerd op de resultaten van het statisch model. Helaas is het statisch verkeersmodel op dit vlak zeer beperkt, zodat de resultaten op bepaalde locaties niet goed overeen lijken te komen met de werkelijkheid. Op een aantal locaties zou daarom overwogen kunnen worden deze stagnatiefactor aan te passen, waarbij een eventuele

verhoging leidt tot een verhoging van de emissies en daardoor tot een verhoging van de concentraties.

Wederom zou een verbetering mogelijk zijn door het gebruik van een mesoscopisch dynamisch model, al laat (beperkte) ervaring in andere steden zien dat dit doorgaans leidt tot een lagere verkeersintensiteit en dus lagere berekende concentraties.

Momenteel vindt er binnen de gemeente Amsterdam een discussie plaats over het al dan niet aanpassen van de stagnatiefactoren.

Gevoeligheid: Stagnatie wordt per locatie bepaald. De emissiefactor voor stagnerend verkeer is gemiddeld voor de verschillende voertuigcategorieën ongeveer 1.6 keer zo hoog als die van normaal stadsverkeer. Naarmate de stagnatiefactor hoger is, kruipt de etmaalgemiddelde emissiefactor dichterbij de emissiefactor voor volledig stagnerend verkeer.

Door het locatiespecifieke karakter van deze parameter, geeft een gemiddelde concentratieverandering over verschillende locaties weinig inzicht. Daarom is het effect van een verandering van de stagnatiefactor onderzocht op een specifieke locatie waar een knelpunt voor 2015 wordt voorzien (Stadhouderskade), mede door de stagnatie in die straat. Als de stagnatiefactor op deze straat gehalveerd zou kunnen worden (van 0.4 naar 0.2) heeft dit een reductie van ongeveer $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tot gevolg (Bijlage A).

Op de Wibautstraat geldt momenteel 'normaal stadsverkeer' uniform over de hele dag (stagnatiefactor=0). Als gevolg van de recentelijk ingevoerde groene golf, zou dit, na meer onderzoek, wellicht kunnen worden veranderd in 'stadsverkeer met minder congestie'. Dit zou leiden tot een afname van de NO_2 concentratie van ongeveer $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bijlage A).

2.3.4 Bomenfactor

Achtergrond: De bomenfactor is een maat voor de aanwezigheid van bomen. Deze parameter is erg locatiespecifiek. Drie bomenfactoren worden onderscheiden:

- Hier en daar bomen of in het geheel niet (factor =1),
- Eén of meer rijen bomen met een onderlinge afstand van minder dan 15 meter met openingen tussen de kronen (factor =1,25),
- De kronen raken elkaar en overspannen minstens een derde gedeelte van de straatbreedte (factor =1,5).

Een hogere bomenfactor leidt tot hogere concentraties omdat de uitstoot wordt vastgehouden door het bladerdek.

Het voorgeschreven gebruik van een beperkt aantal klassen, leidt a priori tot een fout.

Gevoeligheid: De bomenfactor wordt vermenigvuldigd met de emissies. Een hogere bomenfactor is dus equivalent voor een verhoging van de emissies met dezelfde factor. Door het locatiespecifieke karakter van deze parameter, geeft een gemiddelde concentratieverandering over verschillende locaties weinig inzicht. Op de Stadhouderskade, waar de bomenfactor al vaker ter discussie heeft gestaan leidt een verandering van de bomenfactor van 1,5 naar 1,25, tot een daling van de NO_2 concentratie van ongeveer $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bijlage A).

Uit een recente studie van KEMA en VITO [KEMA 2012], is gebleken dat de invloed van bomen op de NO₂ concentraties in de huidige vorm van de Monitoringstool wordt overschat. Er wordt namelijk geen rekening mee gehouden dat de bomen de helft van het jaar niet bladdragend zijn. Als gevolg hiervan zal naar alle waarschijnlijkheid op locaties waar de bomenfactor momenteel op 1,5 staat deze worden verlaagd tot 1,25 en op locaties waar de bomenfactor momenteel 1,25 is, zal deze worden verlaagd naar 1,125. Het gevolg is dat hierboven beschreven de NO₂ concentratieverlaging van 1,9 µg/m³ (onder gelijkblijvende overige omstandigheden) per het komend monitoringsjaar naar alle waarschijnlijkheid ook daadwerkelijk zal plaatsvinden in de Monitoringstool.

2.3.5 Wegtype

Achtergrond: De concentratie langs de weg wordt berekend voor vier wegtypen. Een wegtype wordt beschreven aan de hand van de bebouwing langs de weg. De keuze die wordt gemaakt voor het wegtype heeft gevolgen voor hoe de verdunning van de uitlaatgassen wordt berekend (zie ook paragraaf 2.3.9).

Vier verschillende wegtypen worden onderscheiden, namelijk:

1. aan beide zijden van de weg min of meer aaneengesloten bebouwing op een afstand van maximaal 60 meter van de weg, waarbij de afstand tussen weg en gevel kleiner is dan drie maal de hoogte van de bebouwing, maar groter is dan 1,5 x de hoogte van de bebouwing (brede streetcanyon)
2. aan beide zijden van de weg min of meer aaneengesloten bebouwing op een afstand van maximaal 60 meter van de weg, waarbij de afstand tussen weg en gevel kleiner is dan 1,5 x de hoogte van de bebouwing
3. aan één zijde min of meer aaneengesloten bebouwing op een afstand van maximaal 60 meter van de weg, waarbij de afstand tussen weg en gevel kleiner is dan 3 x de hoogte van de bebouwing
4. basistype, wegen in een stedelijke omgeving anders dan type 1, 2, 3

Het voorgeschreven gebruik van een beperkt aantal klassen, leidt a priori tot een fout.

Gevoeligheid: Van straten kan (redelijk) objectief worden vastgesteld welk wegtype van toepassing is. Doordat dit in eerdere jaren van de Monitoringstool al redelijk nauwkeurig is vastgesteld, is het aantal te verwachte aanpassingen naar 2015 erg beperkt. Het heeft daardoor weinig zin om voor veel verschillende locaties te onderzoeken wat het effect van een ander wegtype zou zijn. Echter voor de meest recente Monitoringsronde is er één aanpassing geweest.

Het ingevoerde wegtype van de Valkenburgerstraat was in de Monitoringstool 2011 nog van type 1. Na analyse bleek type 2 hier echter meer van toepassing, wat ook is doorgevoerd in de Monitoringstool 2012. Dit heeft geleid tot een toename van de NO₂ concentratie van ongeveer 3,7 µg/m³ (Bijlage A). Dit is ook de reden dat de Valkenburgerstraat een knelpunt is in de Monitoringstool 2012.

2.3.6 Tunnelfactoren

Achtergrond: Uitstoot die door voertuigen in een tunnel wordt veroorzaakt, komt uiteindelijk via de tunnelmonden naar buiten. Hierdoor is er een verhoogde

concentratie bij de tunnelmonden. Dit wordt gesimuleerd met behulp van tunnelfactoren. Deze kunnen worden vastgesteld

- met behulp van een voorgeschreven rekenmethode of
- aan de hand van een windtunnelonderzoek waarin een maquette wordt nagebouwd om de verspreiding van schadelijke stoffen, afkomstig uit de tunnelbuis, te simuleren.

De gemeente Amsterdam heeft ervoor gekozen om tunnelfactoren vast te stellen te doen aan de hand van windtunnelonderzoeken. In deze onderzoeken worden concentraties berekend, waarna de tunnelfactor kan worden gebruikt om de concentraties zonder bijdrage van de tunnel, op te schalen tot de concentraties uit het windtunnelonderzoek.

Gevoeligheid: De effecten van tunnelfactoren komen slechts op enkele plekken in de stad tot uiting. Indien wordt uitgegaan van de standaard rekenmethode, leidt een tunnel van ongeveer 100 meter tot een toename van de emissies met een factor 2.5 (binnen een afstand van 20 meter van de tunnel). Gegeven een lokale wegbijdrage van circa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, kan de extra NO_2 concentratie $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hoger zijn als gevolg van de nabije tunnelmond.

De factoren die de gemeente Amsterdam aanlevert voor de Monitoringstool volgen uit windtunnelonderzoeken. De tunnelfactoren die in de Monitoringstool voor Amsterdam zijn opgenomen worden dus niet berekend, maar afgeleid uit metingen. De gevoeligheid van de Monitoringstool voor veranderingen in de tunnelfactoren is daardoor voor de gemeente Amsterdam van ondergeschikt belang.

2.3.7 Emissiefactoren

Achtergrond: De emissiefactoren die worden gebruikt in de Monitoringstool zijn aan verandering onderhevig. Deze veranderingen zijn het gevolg van nieuwe inzichten in

- de uitstoot van voertuigen of
- de leeftijdsopbouw binnen de vier voertuigcategorieën (licht verkeer, bussen, middelzwaar en zwaar verkeer).

Het meten van emissies van voertuigen (door TNO) is een continu proces. Door deze metingen ontstaan nieuwe inzichten en worden de emissiefactoren van voertuigen per euroklasse aangepast. Vervolgens worden met behulp van een raming van de leeftijdsopbouw en het aantal gereden kilometers (door het PBL) de emissiefactoren gemiddeld over de euroklassen zodat er één gewogen emissiefactor per voertuigcategorie ontstaat. Als gevolg van het groeiende aantal oldtimers, zal het aandeel van door oldtimers gereden kilometers toenemen en zal deze categorie zwaarder wegen bij het genereren van gemiddelde emissiefactoren voor licht verkeer. Deze emissiefactor zal dus toenemen omdat de oldtimers relatief veel vervuilende stoffen uitstoten.

Gevoeligheid: Hogere emissiefactoren leiden tot meer uitstoot en daardoor tot een verhoging van de (NO_2 en PM_{10}) concentraties. Een hogere emissiefactor heeft grofweg een recht evenredige verhoging van de schadelijke concentratiebijdrage tot gevolg. Een 10% hogere emissiefactor voor licht verkeer heeft een toename van gemiddeld ongeveer $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tot gevolg van de NO_2 concentratie (Bijlage A). Per locatie kan de toename echter verschillen doordat de bijdrage van lokaal verkeer aan de NO_2 concentratie verschilt per locatie ($0,8 \pm 0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

2.3.8 Meteorologie ('regiofactoren')

Achtergrond: Meteorologische factoren hebben invloed op de verspreiding van de uitstoot van schadelijke stoffen. Meer wind leidt ertoe dat meer NO wegwaait voordat het kan reageren tot NO₂ en leidt dus tot een lagere NO₂ concentratiebijdrage. Deze factor is ook lineair met de NO₂ concentratie.

De meteorologische factoren worden jaarlijks door RIVM vastgesteld per gebied van 1 km². Deze waarden zijn tot stand gekomen door interpolatie van de jaargemiddelde windsnelheden van alle beschikbare KNMI-stations. Vervolgens dient de windsnelheid op 10 meter hoogte, aan de rand van de stad, te worden gebruikt om de verspreiding van de emissies te bepalen. Het verschil in windsnelheden binnen een gemeente is daardoor beperkt.

In werkelijkheid wordt de windrichting en snelheid in een bepaalde straat sterk beïnvloed door onder meer de omliggende bebouwing. Sommige straten kunnen daardoor tot 'windgang' verworden, maar ook zijn er straten die vrijwel altijd windstil zijn.

Gevoeligheid: Omdat inzicht in het verschil tussen geïnterpoleerde en werkelijke meteorologie ontbreekt kunnen we hier geen uitspraak over doen. Het is waarschijnlijk dat er in de werkelijkheid grote variatie optreedt, waarbij de geografische eigenschappen van een locatie sterk van invloed zijn. De jaargemiddelde windsnelheid in het model varieert slechts beperkt binnen Amsterdam. Het verschil tussen hoogste en laagste factor binnen Amsterdam is ongeveer 8%. Gegeven een lokale verkeersbijdrage van gemiddelde ongeveer 10 µg/m³, dat leidt dus tot een verschil van maximaal 0,8 µg/m³.

2.3.9 Aannames in het model over de manier waarop de uitstoot verdund wordt: de verdunningsfuncties.

Achtergrond: Zoals uitgelegd in paragraaf 2.3.8, worden lokale emissies verspreid onder invloed van de wind. De wijze waarop de verspreiding plaatsvindt is naast de meteorologische omstandigheden (paragraaf 2.3.8), de bomenfactor (paragraaf 2.3.4) en de 'verdunningsfactor' (paragraaf 2.3.5) afhankelijk van de 'kalibratiefactor'.

Deze kalibratiefactor is in 2007 geïntroduceerd omdat onderzoek van het RIVM uitwees dat de berekende concentraties systematisch te hoog waren [RIVM 2007]. Daarom is destijds een nieuwe ijking van het model gedaan om de overeenkomst tussen de berekende en gemeten concentratieniveaus te verbeteren.

Gevoeligheid: De kalibratiefactor wordt, net als de bomenfactor, vermenigvuldigd met de emissies. Een lagere kalibratiefactor is dus equivalent aan een verlaging van de emissies met dezelfde factor. Aannemende dat de gemiddelde lokale wegbijdrage aan de NO₂ concentratie ongeveer 10 µg/m³ is, heeft de huidige kalibratiefactor (met een waarde van 0,62) een effect van ongeveer 3,8 µg/m³ voor elke Nederlandse stedelijke locatie.

2.4 Conclusies

In het rekenmodel waarmee concentraties worden berekend in de Monitoringstool zijn belangrijke (groepen) parameters te onderscheiden. In Tabel 1 zijn verschillende kenmerken van de verschillende parameters kwalitatief weergegeven. De belangrijkste conclusies die hieruit getrokken kunnen worden zijn:

- De waarden van de meeste parameters zijn erg locatieafhankelijk. Momenteel zijn alleen de emissiefactoren en de kalibratiefactor, niet afhankelijk van de locatie. Doordat de samenstelling van het lichte verkeer dat werkelijk in Amsterdam rijdt, afwijkt van het door het PBL geraamde Nederlands gemiddelde, zijn de gebruikte emissiefactoren niet representatief voor de Amsterdamse situatie. Het is mogelijk om, na toestemming van de minister te corrigeren voor het Amsterdamse wagenpark. Echter doordat de wagenparksamenstelling ook binnen Amsterdam per locatie aanzienlijk afwijkt, zal er ook na een generieke correctie van de samenstelling van het wagenpark (via de emissiefactoren) een (aanzienlijke) afwijking bestaan ten opzichte van de werkelijke samenstelling per locatie.
- Een groot deel van de in de Monitoringstool gebruikte gegevens wordt aangeleverd door de gemeente zelf. Daarnaast geldt voor de meeste parameters dat de waarde volledig zelf kan worden bepaald, slechts voor enkele parameters moeten keuzes worden gemaakt uit een aantal voorgeschreven mogelijkheden.
- Het model zit zo in elkaar dat een beperkte aanpassingen in elk van de negen geanalyseerde parameters leiden tot een significante verandering van de (lokale wegbijdrage aan de) NO_2 concentratie.
- De effecten die kunnen ontstaan in de berekende NO_2 concentraties als gevolg van de onzekerheid van veel parameters is aanzienlijk. Vooral ten opzichte van de hoogte van de effecten van maatregelen ten behoeve van de luchtkwaliteit.
- Door de aanzienlijke onzekerheid en de wijze waarop deze gevolgen kan hebben voor de berekende NO_2 concentraties, kan de invloed van veel parameters groot zijn op het verschil tussen gemeten en berekende NO_2 concentraties. De mate waarin de onzekerheden van verschillende parameters bijdragen aan dit verschil zijn erg afhankelijk van de locatie.

Om het generieke verschil tussen gemeten en berekende NO_2 concentraties te verkleinen, lijkt het corrigeren van de emissiefactoren naar de gemiddelde Amsterdamse situatie de belangrijkste mogelijkheid. Ook het verbeteren van input van andere parameters, zoals de stagnatiefactor kan leiden tot een significante verbetering per locatie.

Tabel 1: Overzicht van de gevoeligheid van het rekenmodel waarmee in de Monitoringstool NO₂ concentraties worden berekend voor verschillende parameters

de lokale intensiteit van het wegverkeer				Generiek	Input beïnvloedbaar door de gemeente	Keuzevrijheid	Gevoeligheid van model	Onzekerheid van waarde	Verwachting invloed op generiek verschil meten en rekenen	Opmerkingen
de samenstelling van het lokale wegverkeer	verdeling tussen voertuigcategorieën		-	++	++	++	++	+/-	+	volgt uit GenMod
	verdeling binnen voertuigcategorieën	per locatie	-	++	++	++	++	++	++	volgens Nederlands stedelijk gemiddelde geraamd door PBL
		Amsterdams gemiddelde	++	++	++	++	+/-	++		
de snelheid en doorstroming van het wegverkeer			--	++	++	+	+/-	+/-		
bomenfactor			--	++	-	++	+/-	-		
wegtype			-	++	-	++	-	+/-		
tunnelfactor			--	++	++	++	-	-		
emissiefactoren			+/-	--	nvt	++	+/-	+/-	jaarlijks vastgesteld voor stedelijk gemiddelde door I&M, TNO, PBL	
meteorologische factoren ('regiofactoren')			+/-	--	nvt	++	+/-	??	jaarlijks vastgesteld door RIVM	
de aannames in het model over de manier waarop de uitstoot verdund wordt			++	--	nvt	++	??	??	vastgelegd in 2007 (bijv. calibratiefactor)	

3 De vergelijking tussen gemeten en berekende NO₂ concentraties in 2011

3.1 Inleiding

Al jaren vergelijkt de GGD Amsterdam gemeten NO₂ concentraties met berekende concentraties. Zoals gesteld in paragraaf 1.2, bestaat er jaar op jaar een generiek verschil tussen gemeten en berekende NO₂ concentraties. De vergelijkingen in voorgaande jaren hebben plaatsgevonden met andere rekenmodellen dan de Rekentool (een implementatie van de Monitoringstool waarmee iedereen concentraties kan berekenen op dezelfde wijze als in de Monitoringstool). Hiervoor werd gekozen omdat met deze andere, ook goedgekeurde rekenmodellen, implementaties van de Standaardrekenmethode voor binnenstedelijke wegen (SRM-2) de afstand tussen de weg en het toetslocatie eenvoudig kan worden aangepast. Dit is noodzakelijk omdat de locatie waarop gemeten wordt vaak iets afwijkt van de locatie waarop in de Monitoringstool getoetst wordt.

Naar is gebleken kunnen specifieke eigenschappen van de rekenmodellen echter gevolg hebben voor de resultaten en afwijken van de Monitoringstool. Omdat de Monitoringstool het wettelijk voorgeschreven model is wordt de vergelijking daarom uitgevoerd op basis van de Rekentool over 2011.

3.2 Vergelijking Metingen en Monitoringstool over 2011

3.2.1 Methode

Voor deze vergelijking wordt gebruik gemaakt van de GGD metingen van NO₂ in Amsterdam, zoals gepubliceerd in [GGD 2013]. De jaargemiddelde concentraties per locatie, alsook de beschrijving van de exacte meetlocatie is overgenomen uit deze rapportage. De meetfout in de hier toegepaste methode en opzet is gekwantificeerd op $\pm 12\%$ (Helmink en Visser, 2013) en voldoet daarmee ruim aan de eisen welke de EU stelt voor indicatieve meetmethoden ($\pm 25\%$, European Council Directive, 1999).

De Monitoringstool berekent, volgens wettelijke voorschriften, concentraties op een afstand van 10 meter van de wegrand en indien woningen op minder dan 10 meter van de wegrand zijn gelegen wordt de concentratie aan de gevel van die woningen berekend.

Een deel (30%) van de GGD metingen is uitgevoerd op gevelafstand. Om praktische redenen is een groot deel echter uitgevoerd dicht bij de weg. In de modellering van NO₂ concentratie moet hiermee rekening worden gehouden, door de rekenafstand aan te passen. Dit is gedaan door in de Monitoringstool het dichtstbijzijnde adres te lokaliseren en deze (loodrecht ten opzichte van de weg) te verplaatsen zodat de afstand in de Monitoringstool overeenkomt met de afstand zoals die door de GGD in het veld is opgemeten (GGD 2013, Bijlage 2). De coördinaten van de resulterende receptorpunten zijn weergegeven in Bijlage C en D van dit rapport. Voor alle overige invoer (weg- en verkeerskenmerken, bomenfactor, etc.) is uitgegaan van de Monitoringstool 2011, ook deze gegevens zijn weergegeven in Bijlage C en D.

De metingen op achtergrondlocaties zijn vergeleken met de in de Monitoringstool berekende concentraties door receptorpunten toe te voegen met de coördinaten van het meetpunt (zie GGD 2013, Bijlage 1).

In deze studie is gebruik gemaakt van de in december 2012 beschikbaar gekomen versie van de Monitoringstool om de jaargemiddelde NO₂ concentraties voor 2011 te berekenen op de meetlocaties van de GGD Amsterdam, de meetresultaten zijn overgenomen uit [GGD 2013].

De vergelijking is uitgevoerd door allereerst alle gemeten en berekende concentraties tegen elkaar uit te zetten (tevens beschikbaar in bijlage C en D) en hier vervolgens een lineaire regressie op uit te voeren. Zoals gebruikelijk bij toepassing van deze methode wordt een intercept ('offset') toegestaan, resulterende in een regressie met de beste 'fit'. Van zowel intercept als de helling van de lijn wordt naast de beste schatter ook het 95%-betrouwbaarheidsinterval (95%-BHI) aangegeven. Dit 95%-BHI geeft inzicht in zowel de onzekerheidsmarges als de statistische significantie van deze getallen. Door ten slotte per locatie het absolute verschil te bepalen en deze voor alle locaties te middelen is de gemiddelde afwijking bepaald.

Er zijn door de GGD jaargemiddelde NO₂ concentraties gemeten op 50 straatlocaties en 32 nabijgelegen achtergrondlocaties² [GGD 2013].

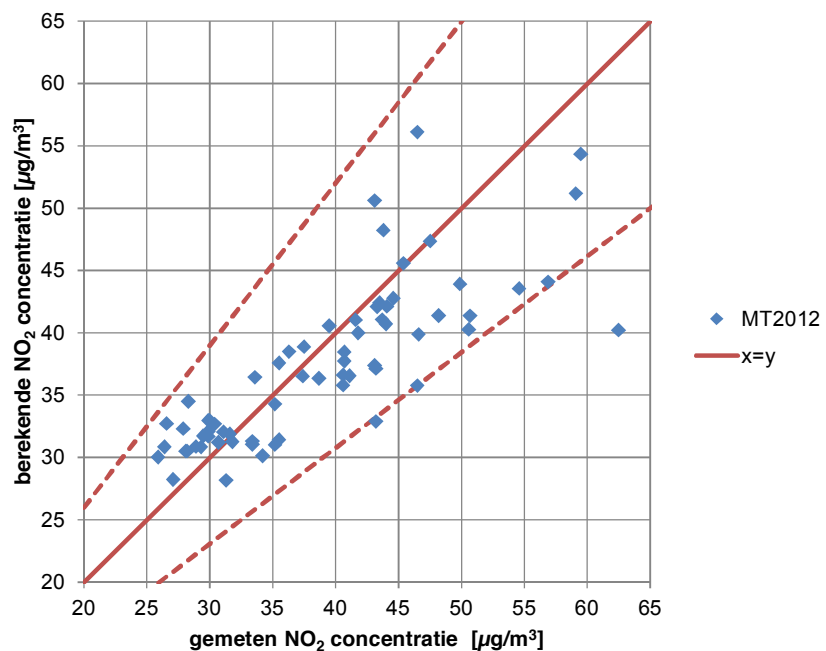
Er zijn additionele analyses uitgevoerd waarin achtergronds- en straatlocaties separaat worden meegenomen, waarbij tevens de straatlocaties die minder geschikt zijn voor modelvalidatie (omdat zij niet binnen het toepassingsbereik van de standaard rekenmethoden liggen) zijn verwijderd. Locaties in de nabijheid van stoplichten, kruispunten en bushaltes worden als bijzonder gekenschetst en daarmee niet geschikt bevonden om te modelleren door middel van de Standaardrekenmethoden (Bijlage 2 van [RBL 2007]).

De toegepaste selectie komt overeen met de selectie in eerdere vergelijkingen door de GGD [RIVM 2010] en [GGD 2012].

3.2.2 Resultaten

De gemeten en berekende NO₂ concentraties op alle 82 locaties is weergegeven in Figuur 1 en per locatie in bijlage C en D. Idealiter zouden de uitkomsten van de Rekentool (blauwe ruitjes) op de rode lijn $y=x$ liggen (berekende concentratie=gemeten concentratie).

² Van deze 32 achtergrondlocaties is één locatie niet meegenomen in deze studie omdat de concentraties op die locatie niet goed kon worden berekend.



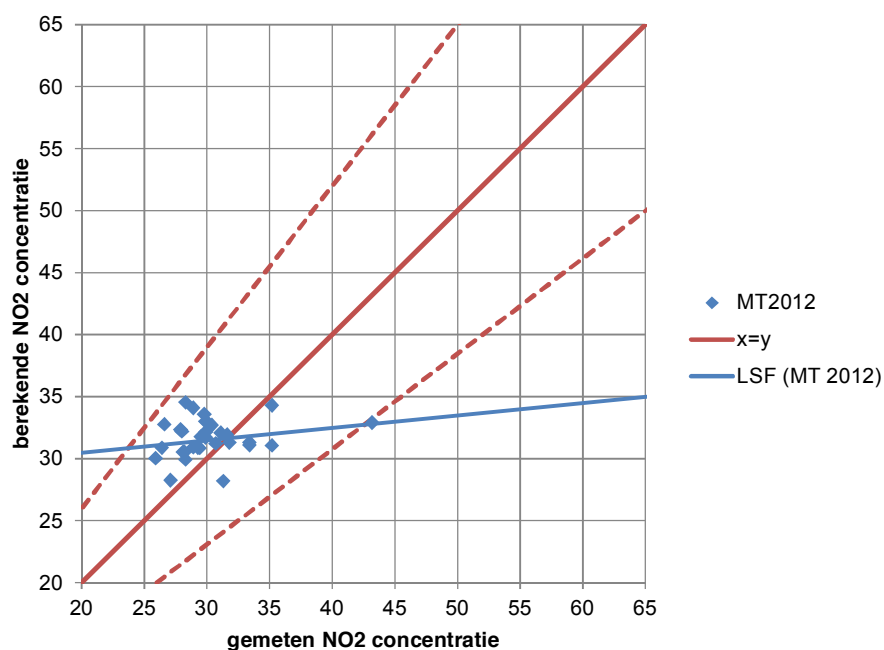
Figuur 1: Gemeten (GGD) en berekende (Rekentool) jaargemiddelde NO₂ concentraties (µg/m³) in 2011 op 82 locaties in Amsterdam. De doorgetrokken rode lijn geeft de lijn $y=x$ weer, de stippellijnen geven de $\pm 30\%$ afwijking hiervan.

De gemiddelde Ratio gemeten/berekend (berekend als het gemiddelde van de individuele ratio's gemeten/berekend) is 1,03. Dit Ratio loopt voor individuele punten uiteen van minimaal 0,81 tot maximaal 1,53.

3.2.2.1 Achtergrondlocaties

De gemeten en berekende NO₂ concentraties van de 31 achtergrondlocaties zijn weergegeven in Figuur 2. De berekende waarden vallen, op één uitzondering na, ruim binnen het onzekerheidsinterval van 30%, met een gemiddelde afwijking van 2,7 µg/m³. De gemiddelde Ratio gemeten/berekend is 0,97.

De lineaire regressielijn wijkt flink af van de lijn $y=x$. Het intercept van de regressielijn is 28,5 (95%-BHI: 23,5 tot 33,7) en de helling van de lijn is 0,10 (95%-BHI: -0,068 tot 0,27). Zowel het intercept als de helling van de lijn zijn daarmee onzeker, dit blijkt ook uit de lage verklaarde variantie van de regressie ($R^2=0.05$). Dit komt doordat de berekende achtergrondconcentraties niet ver van elkaar af liggen (tussen 27,8 µg/m³ en 34,3 µg/m³) terwijl er wel een grote spreiding is in de gemeten achtergrondconcentraties (tussen 25,9 µg/m³ en 43,2 µg/m³).



Figuur 2: Gemeten en met rekentool berekende jaargemiddelde NO₂ concentraties (µg/m³) in 2011 op 31 achtergrondlocaties. De rode doorgetrokken lijn geeft de lijn $y=x$ weer, de stippellijnen geven de $\pm 30\%$ afwijking hiervan. De blauwe lijn geeft de regressievergelijking weer die de relatie tussen metingen en berekeningen het beste beschrijft.

Tabel 2: Overzicht van de relatie tussen berekende en gemeten NO₂ achtergrondconcentraties

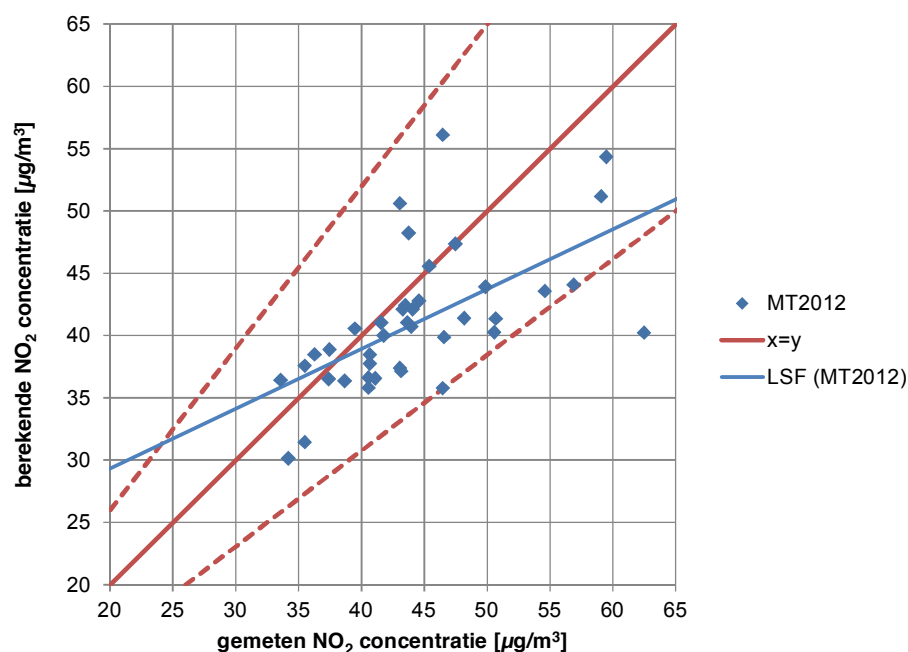
NO ₂ concentraties inclusief lokale wegbijdrage (achtergrondstation)	Gemeten	Berekend MT2012
Aantal	31	31
Gemiddelde	30.2	31.6
Minimum	25.9	28.1
Maximum	43.2	34.5
Gemiddelde afwijking tov meting	nvt	2.9

3.2.2.2 Straatlocaties

In Figuur 3 zijn de resultaten weergegeven uit het jaar 2011 voor de 40 straatlocaties (zie Bijlage C) die binnen het in de RBL beschreven toepassingsbereik van SRM-1 liggen. De reden dat de overige straatlocaties hier niet aan voldoen wordt beschreven in [GGD 2012].

De berekende waarden vallen, op één uitzondering na, binnen het onzekerheidsinterval van 30%, met een gemiddelde afwijking van 4,9 µg/m³. De gemiddelde Ratio Gemeten/Berekende concentratie van alle voor validatie geschikte straatlocaties is 1,09.

De lineaire regressielijn wijkt flink af van de lijn $y=x$. Het intercept van de regressielijn is 19.7 (95%-BHI: 10,34 – 29,09) en de helling van de lijn is 0,48 (95%-BHI: 0,2718 – 0,6892).



Figuur 3: Gemeten en met rekentool berekende jaargemiddelde NO₂ concentraties (µg/m³) in 2011 op 40 straatlocaties. De doorgetrokken lijn geeft de lijn y=x weer, de stippellijnen geven de +/- 30% afwijking hiervan. De blauwe lijn geeft de regressievergelijking weer die de relatie tussen metingen en berekeningen het beste beschrijft (berekende NO₂ concentratie = 0,48*gemeten NO₂ concentratie + 19,7 met R²=0,36).

Tabel 3: Overzicht van de relatie tussen berekende en gemeten NO₂ concentraties

NO ₂ concentraties inclusief lokale wegbijdrage (straatstations)	Gemeten	Berekend MT2012
Aantal	40	40
Gemiddelde	44.4	41.0
Minimum	33.6	30.1
Maximum	62.5	56.1
Gemiddelde afwijking tov meting	Nvt	4.9
Aantal > 40 µg/m ³	31	22

Zoals te zien in Tabel 3 en Figuur 3, is de vergelijking gedaan voor 40 locaties. Idealiter zouden de uitkomsten van de Monitoringstool zo liggen dat de berekende concentratie gelijk zijn aan de gemeten concentratie (lijn y=x). Echter een lineaire regressie leidt tot de blauwe lijn, die de lijn y=x snijdt bij 37,9 µg/m³. Boven deze concentratie zijn de berekende concentraties gemiddeld een onderschatting, hieronder zijn de berekende concentraties gemiddeld een overschatting. Dit beeld komt overeen met bevindingen van de GGD over de berekende en gemeten concentraties in 2010 [GGD 2012].

De concentraties zoals berekend in de Monitoringstool liggen langs deze drukke straten gemiddeld 9% lager dan de gemeten waarden, bij de analyse van de GGD in 2010 was dit 11%.

In Figuur 3 is duidelijk zichtbaar dat er een grote spreiding is van de punten, op sommige locaties overschat het model, op andere locaties onderschat het model. De gemiddelde afwijking van de berekende concentraties is 12% van de gemiddelde berekende concentratie.

De discrepanties tussen berekende en gemeten concentraties kunnen velerlei oorzaken hebben, die zowel in de modelinvoer van de gemeente, modelinvoer van derden als in modelparameters kunnen liggen. In de analyses van eerdere jaren waren er aanwijzingen dat de discrepanties vooral optreden in de gemeten en berekende wegbijdrage. In de output van andere implementaties van SRM-1 waarop in voorgaande jaren de analyse van de wegbijdrage werd gebaseerd was deze wegbijdrage duidelijk te differentiëren van de achtergrondconcentraties. De output van de Monitoringstool (zie Bijlage C en D) is hierin minder eenduidig, deze hypothese is daarom voor 2011 niet opnieuw getoetst.

3.3 Optimalisatie van berekende concentraties

Zoals beschreven in paragraaf 2.3.2 is de samenstelling van het wegverkeer in Amsterdam de enige parameter in de Monitoringstool die beïnvloedbaar is door de gemeente en die overall effect sorteert. Het verwerken van deze samenstelling kan door middel van een correctie op de emissiefactoren (van licht, middelzwaar, zwaar verkeer en bussen) ten opzichte van de emissiefactoren die het Nederlands gemiddelde representeren.

In de Monitoringstool worden de emissies van het vrachtverkeer (middelzware en zware voertuigen, inclusief touringcars) al gecorrigeerd (verlaagd) ten opzichte van het Nederlands gemiddelde door middel van de schalingsfactoren voor de milieuzone vrachtverkeer. Daarnaast worden ook de emissies van bussen gecorrigeerd in de Monitoringstool door te rekenen met busemissies specifiek voor Amsterdam.

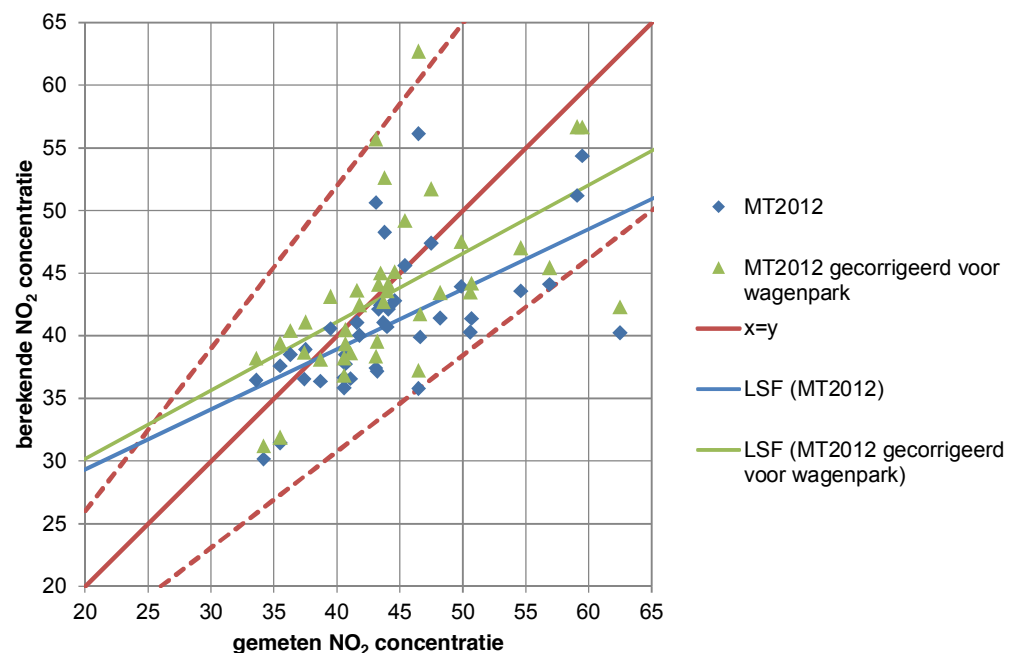
Voor het lichte verkeer (personen- en bestelvoertuigen) vindt een dergelijke correctie nog niet plaats. Volgens een lineaire extrapolatie (aan de hand van verkeerstellingen uit 2011), zou de NO_x emissiefactor van het lichte verkeer in 2011 volgens het geraamde Amsterdams gemiddelde een factor 1,2 hoger zijn dan het door het PBL geraamde Nederlands stedelijk gemiddelde. Voor de NO₂ emissiefactor is dat een factor 1,6.

Het effect van deze afwijkende samenstelling van het door het PBL geraamde Nederlands gemiddelde in 2011 kan worden gemodelleerd door de intensiteit van het lichte verkeer te verhogen. Empirisch is vastgesteld dat een toename van de verkeersintensiteit van het lichte verkeer van 52% hetzelfde effect sorteert op de NO₂ concentratie als een hierboven beschreven toename van de emissiefactoren. In het model leidt dit tot hetzelfde effect als een verhoging van de emissiefactoren. Door de intensiteiten van het lichte verkeer te verhogen en de concentraties opnieuw te berekenen met de rekentool, kunnen de effecten in kaart worden gebracht.

Tabel 4: Overzicht van de relatie tussen berekende en gemeten NO₂ concentraties

NO ₂ concentraties inclusief lokale wegbijdrage (straatstations)	Gemeten	Berekend	
		MT2012	gecorrigeerd voor wagenpark
Aantal	40	40	40
Gemiddelde	44.4	41.0	43.5
Minimum	33.6	30.1	31.2
Maximum	62.5	56.1	62.7
Gemiddelde afwijking tov meting	nvt	4.9	4.5
Aantal > 40 µg/m ³	31	22	27

Door het toepassen van dit aangepaste wagenpark nemen de berekende NO₂ concentraties gemiddeld toe ten opzichte van de berekening met het gemiddelde Nederlandse wagenpark (zie Tabel 4 en de groene driehoekjes in Figuur 4). De gemiddelde berekende NO₂ concentratie over alle vergeleken locaties is door deze aanpassing nog maar 3% lager dan de gemiddelde gemeten concentratie (43,5 µg/m³ ten opzichte van 44,4 µg/m³). Zonder deze correctie is dat 9% (41,0 µg/m³ ten opzichte van 44,4 µg/m³). Echter de gemiddelde afwijking per locatie verbetert slechts in veel beperkter mate (van 4,9 µg/m³ naar 4,5 µg/m³). Hieruit kan worden geconcludeerd dat de concentraties wel stijgen, maar de toename niet per definitie groter is op locaties waar de afstand tussen de gemeten en berekende waarde het grootst is.



Figuur 4: Gemeten en met rekentool berekende jaargemiddelde NO₂ concentraties (µg/m³) in 2011 op 40 straatlocaties. De doorgetrokken lijn geeft de lijn $y=x$ weer, de stippellijnen geven de +/- 30% afwijking hiervan. De groene lijn geeft de regressievergelijking weer die de relatie tussen metingen en berekeningen (met gecorrigeerd licht wagenpark) het beste beschrijft (berekende NO₂ concentratie = $0,55 \cdot \text{gemeten NO}_2 \text{ concentratie} + 19,3$ met $R^2=0,33$)

3.4 Conclusie

Zoals eerder vastgesteld door de GGD Amsterdam voor voorliggende jaren, berekent de Monitoringstool ook in 2011 NO₂ concentraties die lager zijn dan wat de GGD meet. Volgens de analyse in de vorige paragraaf is de onderschatting gemiddeld 9% in 2011. Hoe hoger de gemeten concentratie, hoe groter de onderschatting. Het absolute verschil loopt op tot 10 µg/m³.

Het feit dat de gemiddelde onderschatting van de berekende waarden iets is afgenomen ten opzichte van wat de GGD voor het jaar 2010 concludeerde [GGD 2012], kan een aantal oorzaken hebben. Een belangrijke oorzaak is waarschijnlijk de verbeteringen die de gemeente Amsterdam jaarlijks doorvoert in de invoergegevens voor de Monitoringstool. Daarnaast kunnen ook verbeteringen van waarden van andere parameters buiten de invloedssfeer van de gemeente een rol hebben gespeeld. Hierbij gaat het bijvoorbeeld om de achtergrondconcentraties, emissiefactoren en meteorologische gegevens.

Door te corrigeren voor het gemiddeld meer vervuilende lichte verkeer in Amsterdam ten opzichte van het geraamde Nederlandse gemiddelde wagenpark, ligt de gemiddelde berekende NO₂ concentratie (over alle vergeleken locaties) nog maar 3% lager dan de gemiddelde gemeten concentratie. Zonder deze correctie is dat 9%. Echter de gemiddelde afwijking per locatie verbetert slechts in veel beperkter mate. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de concentraties wel stijgen, maar de toename niet per definitie groter is op locaties waar de afstand tussen de gemeten en berekende waarde het grootst is.

Hieruit valt te concluderen dat een dergelijke correctie op zichzelf leidt tot een beperkt betere overeenkomst tussen gemeten en berekende concentraties. Doordat er niet per definitie meer licht verkeer rijdt op locaties waar hoge concentraties gemeten worden, leidt een hogere emissiefactor voor licht verkeer niet per definitie tot een grotere toename van de NO₂ concentraties op de locaties waar hoge concentraties worden gemeten. Hoge concentraties kunnen namelijk ook ontstaan op locaties waar relatief weinig licht verkeer rijdt, bijvoorbeeld door grote hoeveelheden bussen of vrachtverkeer.

Door het toepassen van locatiespecifieke emissiefactoren en/of door ook andere parameters aan te passen, zoals bomenfactor en de congestie/stagnatiefactoren, kan het gewenste effect wellicht in grotere mate worden bereikt.

N.B.: Naast de kleinste kwadratenmethode die in deze studie is toegepast om de relatie tussen gemeten en berekende waarden vast te leggen, zijn ook andere methoden beschikbaar. Zo wordt voor dergelijke vergelijkingen in andere studies gebruik gemaakt van de orthogonale regressiemethode. Deze methode en de gevolgen van het toepassen ervan op de gebruikte dataset in deze studie, worden verder toegelicht in bijlage B.

4 Het effect van het toepassen van emissiefactoren representatief voor het Amsterdamse gemiddelde wagenpark in 2015

4.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 is geconcludeerd dat de aanpassing van een parameter (in de Monitoringstool) met een generiek effect, het meest voor de hand liggend is, vanwege het structurele verschil dat bestaat tussen gemeten en berekende concentraties.

Ondanks dat in paragraaf 3.3 is geconcludeerd dat de aanpassing van de wagenparksamenstelling in de Monitoringstool slechts een beperkt kleiner verschil laat zien tussen gemeten en berekende concentraties, is deze parameter in dit hoofdstuk aangepast (naar het geraamde Amsterdams gemiddelde wagenpark in 2015) om de concentraties in 2015 te berekenen. Deze keuze is gemaakt omdat het de enige parameter is die een generiek effect sorteert (en door de gemeente aan te passen is) en het verschil tussen gemeten en berekende concentraties wel wordt verkleind (zij het in beperkte mate).

4.2 Methode

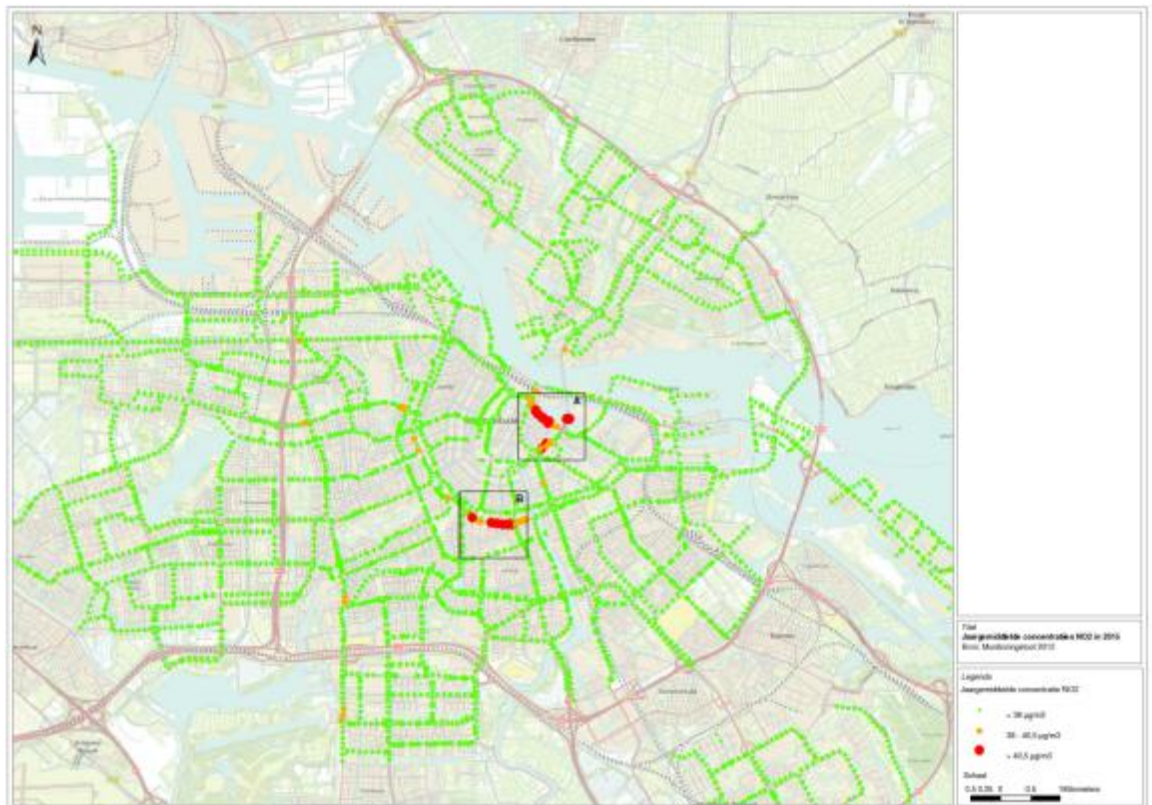
Voor het berekenen van de concentraties in 2015 met een aanpaste wagenparksamenstelling, wordt dezelfde methode toegepast zoals beschreven in paragraaf 3.3.

Doordat het wagenpark autonoom vernieuwt en nieuwe voertuigen gemiddeld minder luchtvervuilende stoffen uitstoten dan oudere voertuigen, nemen de gemiddelde emissies af in de tijd. Daardoor is de correctie voor de Amsterdamse wagenparksamenstelling in 2015 anders dan die in 2011.

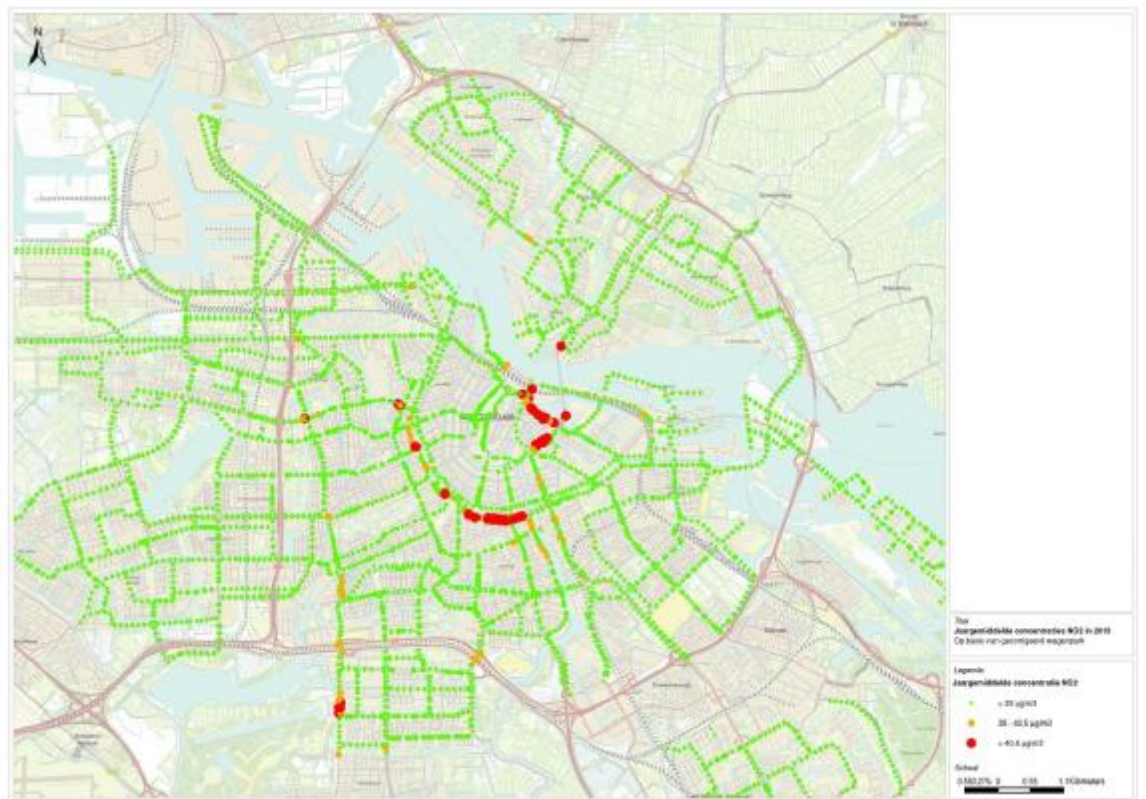
In 2011 was deze correctiefactor nog ongeveer 52% (paragraaf 3.3). Doordat het verschil in 2015 tussen de gemiddelde NO_x emissiefactor van het Nederlandse wagenpark en het Amsterdamse nog 1.2 bedraagt en deze factor in 2015 nog 1.4 bedraagt voor de NO_2 emissiefactor, is de gebruikte correctiefactor in 2015 nog 35%.

4.3 Resultaat

Het effect van deze correctie op de samenstelling van het lichte wagenpark op de NO_2 concentraties die de Monitoringstool berekent, is te zien in Figuur 5 en Figuur 6. Deze figuren tonen dat de knelpunten ontstaan op de Jan van Galenstraat, de 2^{de} Hugo de Grootstraat en op de Amstelveenseweg. Daarnaast komen er extra overschrijdingen op de Stadhouderskade, op de Prins Hendrikkade en op de Valkenburgerstraat.



Figuur 5: NO₂ concentraties in 2015 in de Amsterdam volgens de Monitoringstool 2012.



Figuur 6: NO₂ concentraties in 2015 in Amsterdam na het verhogen van de emissiefactoren naar een gemiddelde Amsterdamse waarde.

4.4 Discussie over gebruikte methode

N.B. Om met deze gevoeligheidsanalyse aan te kunnen sluiten bij de landelijke Monitoringstool is er voor gekozen de hier gehanteerde methode (aanpassen emissiefactoren) te gebruiken. In hoeverre dit gaat gebeuren in de Monitoringstool, en voor welke steden dit gebeurt, is nog onderwerp van discussie tussen ondermeer de gemeente Amsterdam en het RIVM. Een andere methode om een inschatting te maken van concentraties in 2015, die waarschijnlijk beter overeen zal komen met de werkelijkheid dan de huidige standaard berekeningen van de Monitoringstool, is door de in hoofdstuk 3 vastgestelde relatie tussen gemeten en berekende concentraties toe te passen op de met de Monitoringstool berekende concentraties in 2015. Voor deze methode wordt aangenomen dat de verhouding tussen gemeten en berekende concentraties niet zal wijzigen tussen 2011 en 2015. Voor de zekerheid zijn de prognoses ook aangepast met deze methode. Hierdoor blijkt eenzelfde beeld van de locaties waarvoor in 2015 een (bijna) overschrijding van de Europese norm wordt verwacht (Figuur 6) te ontstaan. Deze gevoeligheidsanalyse is niet bedoeld, noch geschikt, om de discussie over de verschillende statistische methodes te voeren.

5 Verwachte knelpunten in 2015

5.1 Inleiding

Zoals geconcludeerd in paragraaf 4.3, zal het gebruik van hogere emissiefactoren (die representatiever zijn voor het Amsterdamse wagenpark dan de landelijk gebruikte emissiefactoren), leiden tot additionele NO₂ knelpunten in 2015 volgens de berekeningen.

Naast deze berekende knelpunten, kunnen (waarschijnlijke) knelpuntlocaties ook worden afgeleid uit metingen. Dit kan door de reductie die in de afgelopen jaren heeft plaatsgevonden te extrapoleren naar 2015.

5.2 Methode

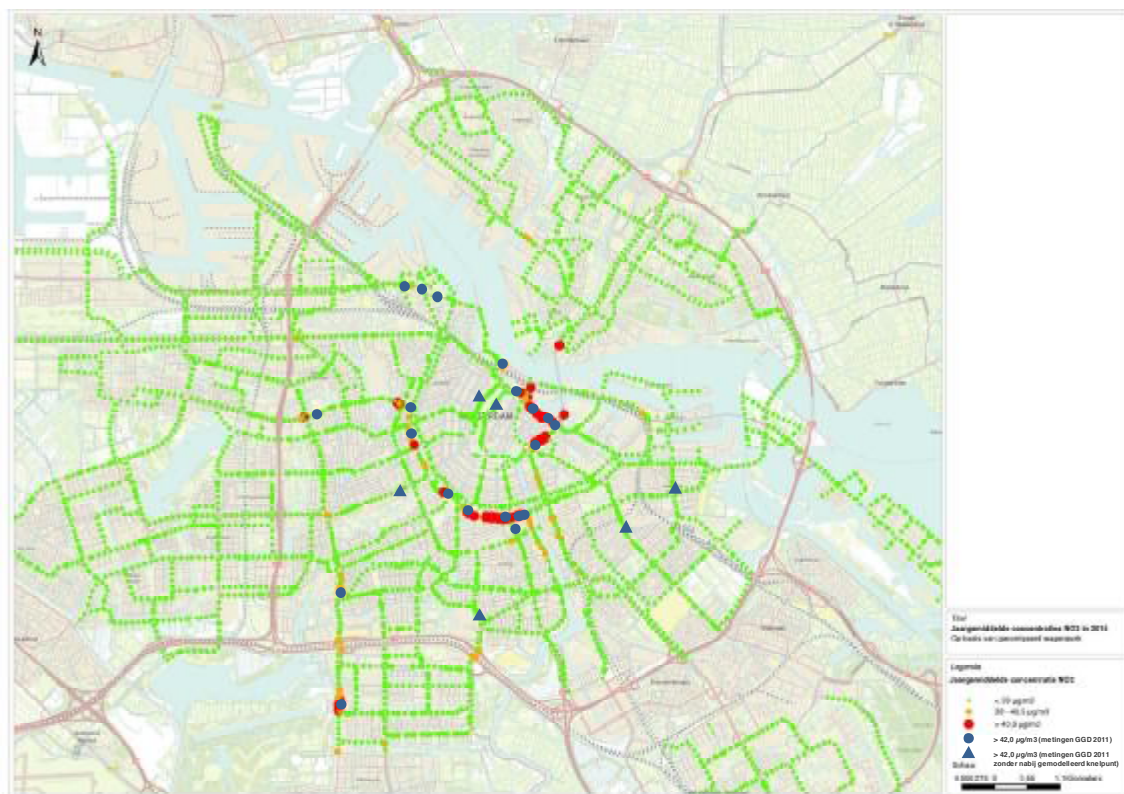
Volgens [GGD 2012b] is de gemiddelde reductie van de NO₂ concentratie in Amsterdam gemiddeld 0,3 µg/m³ per jaar. Dit volgt uit een trendanalyse van de GGD over 2011 en 2012.

Indien een lineaire reductie wordt aangenomen tot en met 2015, zal er na 2011 nog 1,2 µg/m³ worden gereduceerd tot en met 2015. Dit zou betekenen dat de locaties waarop in 2011 concentraties boven 41,7 µg/m³ werden gemeten, waarschijnlijk knelpunten zullen zijn in 2015.

5.3 Resultaat

Volgens de meetgegevens in bijlage C en D, waren er in 2011, 21 locaties met een concentratie hoger dan 41,7 µg/m³. Het is waarschijnlijk dat op deze meetlocaties in 2015 nog sprake is van overschrijdingen volgens de GGD metingen. Deze locaties zijn weergegeven in blauw in Figuur 7. Aangezien de metingen van de GGD slechts op enkele locaties gebeuren, kan uit de metingen niet worden opgemaakt wat de lengte van de knelpunten is. Om hier meer inzicht in te krijgen zouden meer metingen moeten worden verricht in de buurt van deze locaties.

De locaties waarop knelpunten worden verwacht op basis van de meetdata, komen grotendeels overeen met de locaties waarop knelpunten worden verwacht op basis van de gemodelleerde waarden. Echter een aantal locaties te weten het Europaplein, de Overtoom, en het Damrak, kunnen op basis van de GGD metingen wel knelpunten worden verwacht terwijl de Monitoringstool (zelfs na correctie voor het vervuillendere wagenpark) ze daar niet voorspelt. Naar deze locaties zal verder onderzoek moeten worden verricht.



Figuur 7: NO₂ concentraties in 2015 in Amsterdam na het verhogen van de emissiefactoren naar een gemiddelde Amsterdamse waarde en inclusief de locaties waarop een overschrijding wordt verwacht op basis van de GGD metingen.

5.4 Conclusie

De conclusies van deze gevoeligheidsanalyse zijn indicatief en vormen geen officiële inventarisatie van de luchtkwaliteit in Amsterdam. Wel geven deze resultaten een beeld van wat Amsterdam mogelijk te wachten staat. Alle overschrijdingslocaties doen zich voor langs de drukke Amsterdamse verkeersslagaders. De belangrijkste conclusies voor wat betreft verwachte overschrijdingslocaties in 2015 zijn volgens deze gevoeligheidsanalyse:

Zwaarste overschrijdingen op de bekende geprognosticeerde overschrijdingslocaties Prins Hendrikkade en Stadhouderskade. Deze twee officieel door het RIVM geprognosticeerde overschrijdingslocaties staan in de rapportage Monitoringstool 2011. Ook al wordt het huidige NSL-maatregelenpakket uitgevoerd, dan nog is het aannemelijk dat deze locaties hogere concentraties NO₂ zullen laten zien dan tot nu geprognosticeerd is en dat deze hogere concentraties ook op grotere delen van deze wegen zullen voorkomen.

Jan van Galenstraat, Amstelveenseweg, Tasmanstraat/Spaarndammerdijk en Valkenburgerstraat vormen zeer waarschijnlijke 'nieuwe' overschrijdingslocaties. Van deze locaties is de kans groot dat de Monitoringstool ze als overschrijdingslocaties (in 2015) identificeert als de nu verwachte wijzigingen in

het rekenmodel daadwerkelijk worden doorgevoerd. Dit beeld wordt bevestigd door metingen van de GGD.

Wellicht zijn er in 2015 extra overschrijdingslocaties op basis van metingen GGD. De GGD meet de luchtkwaliteit ook op een aantal locaties waar de luchtkwaliteit niet wordt berekend of die niet goed in aanmerking komen voor een vergelijking met de officiële (reken)toetspunten. Op sommige van deze locaties worden door de GGD dusdanig hoge concentraties NO₂ gemeten dat het niet waarschijnlijk lijkt dat hier vóór 2015 aan de normen wordt voldaan. (Op basis van deze metingen kan niet op voorhand de conclusie worden getrokken dat op of in de buurt van deze meetlocaties in 2015 niet aan de wettelijke normen zal worden voldaan. Daarvoor is meer onderzoek noodzakelijk.) Deze meetlocaties bevinden zich langs de Molukkenstraat, de Linnaeusstraat, het Europaplein, de Spuistraat en de Overtoom. De GGD meet ook langs de A10-west, waarvoor Rijkswaterstaat de wegbeheerder is, hoge concentraties die flink boven de wettelijke norm liggen.

6 Conclusie

In het rekenmodel waarmee concentraties worden berekend in de Monitoringstool zijn negen belangrijke (groepen) parameters te onderscheiden. De belangrijkste kenmerken van deze parameters zijn:

- De waarden van de meeste parameters zijn erg locatieafhankelijk. Momenteel zijn alleen de emissiefactoren en de kalibratiefactor (als factor in de manier waarop de verdunning en verspreiding van NO_x wordt berekend), niet afhankelijk van de locatie. Doordat de samenstelling van het lichte verkeer dat werkelijk in Amsterdam rijdt, afwijkt van het door het PBL geraamde Nederlands gemiddelde, zijn de gebruikte emissiefactoren niet representatief voor de Amsterdamse situatie. Het is mogelijk om, na toestemming van de minister te corrigeren voor het Amsterdamse wagenpark. Echter doordat de wagenparksamenstelling ook binnen Amsterdam per locatie aanzienlijk afwijkt, zal er ook na een generieke correctie van de samenstelling van het wagenpark (via de emissiefactoren) een (aanzienlijke) afwijking bestaan ten opzichte van de werkelijke samenstelling per locatie.
- Een groot deel van de in de Monitoringstool gebruikte gegevens wordt aangeleverd door de gemeente zelf. Daarnaast geldt voor de meeste parameters dat de waarde volledig zelf kan worden bepaald, slechts voor enkele parameters moet een keuze worden gemaakt uit een aantal voorgeschreven mogelijkheden.
- Het model zit zo in elkaar dat beperkte aanpassingen in elk van de negen geanalyseerde parameters leiden tot een significante verandering van de (lokale wegbijdrage aan de) NO₂ concentratie.
- De effecten die kunnen ontstaan in de berekende NO₂ concentraties als gevolg van de onzekerheid van veel parameters is aanzienlijk. Vooral ten opzichte van de hoogte van de effecten van maatregelen ten behoeve van de luchtkwaliteit.
- Door de aanzienlijke onzekerheid en de wijze waarop deze gevolgen kunnen hebben voor de berekende NO₂ concentraties, kan de invloed van veel parameters groot zijn op het verschil tussen gemeten en berekende NO₂ concentraties. De mate waarin de onzekerheden van verschillende parameters bijdraagt aan dit verschil zijn erg afhankelijk van de locatie.

Om het generieke verschil tussen gemeten en berekende NO₂ concentraties te verkleinen, lijkt een correctie voor het gemiddeld meer vervuilde Amsterdamse lichte verkeer ten opzichte van het Nederlands geraamde gemiddelde wagenpark de belangrijkste mogelijkheid.

Deze correctie van de emissiefactoren, zou leiden tot hogere geprognosticeerde concentraties in de hele stad. Als gevolg daarvan ontstaan er additionele knelpunten in 2015 op de Jan van Galenstraat, de 2^{de} Hugo de Grootstraat en op de Amstelveenseweg. Daarnaast komen er extra overschrijdingen op de Stadhouderskade, op de Prins Hendrikkade en op de Valkenburgstraat.

Het effect van het verhogen van de emissiefactoren leidt tot een afname van de gemiddelde onderschatting van de berekende ten opzichte van de door de GGD gemeten concentraties (van 9% naar 3% in 2011). De gemiddelde afwijking ten opzichte van de metingen verbetert echter niet. Ook de inschatting van de

knelpunten verbetert niet. Ook na de correctie, is de onderschatting van de berekende concentraties groter bij hogere gemeten concentraties.

Hieruit kan worden geconcludeerd dat een dergelijke correctie hooguit leidt tot een (zeer) beperkte verbetering van de berekende concentraties. Voor een verbetering ten opzichte van de originele uitkomsten van de Monitoringstool, zou een correctie moeten plaatsvinden op de berekende concentraties die groter is bij hogere gemeten concentraties. Een van de parameters in de Monitoringstool die dit effect zou kunnen bewerkstelligen is de kalibratiefactor. Overigens hanteert het RIVM een andere statistische methode (zie ook bijlage B) waardoor de afwijking tussen berekende en gemeten concentraties bij hogere als lagere gemeten concentraties grotendeels gelijk blijft. Welke methode het best aansluit bij de specifieke omstandigheden van Amsterdam en/of andere grote steden is nog onderwerp van discussie. De in dit rapport getrokken conclusies over aard en locaties van mogelijke overschrijdingen van de norm voor stikstofdioxide in 2015 veranderen hierdoor echter niet.

7 Literatuur

- [GGD 2012] Gemeten en berekende stikstofdioxide concentraties in Amsterdam in 2010. Saskia van der Zee, Marieke Dijkema. 18 juli 2012
- [GGD 2012b] Fijn stof en stikstofdioxide Concentraties in 2011 en trends in de periode 1999-2011 Saskia van der Zee, Marieke Dijkema, Fred Woudenberg, 26 juni 2012, Amsterdam.
- [RIVM 2007] Kalibratie van het programma CAR II aan de hand van metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM" (nr. 680705004/2007)
- [EU 2008] Richtlijn 2008/50/EG van het Europees Parlement en de Raad van 20 mei 2008 betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa. Publicatieblad van de Europese Unie L 152/1.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:NL:PDF>
- [RIVM 2012] Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland, Rapportage 2012. RIVM Rapport 680362002/2012. G.J.M. Velders, J.M.M. Aben, B.A. Jimmink, G.P. Geilenkirchen (PBL), E. van der Swaluw, W.J. de Vries, J. Wesseling, M.C. van Zanten.
[http://www.rivm.nl/Bibliotheek/Wetenschappelijk/Rapporten/2012/juni/Grootschalige concentratie en depositiekaarten Nederland Rapportage 2012](http://www.rivm.nl/Bibliotheek/Wetenschappelijk/Rapporten/2012/juni/Grootschalige_concentratie_en_depositiekaarten_Nederland_Rapportage_2012)
- [RBL 2007] Regeling van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer van 8 november 2007, nr. LMV 2007.109578, houdende regels met betrekking tot het beoordelen van de luchtkwaliteit (Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007)
http://wetten.overheid.nl/BWBR0022817/geldigheidsdatum_02-11-2012
- [RIVM 2011] Vergelijkend onderzoek buitenluchtmetingen tussen RIVM, GGD Amsterdam en DCMR. Hafkenscheid, Th.L. (RIVM Centrum voor Milieumonitoring), Kummu, P. (DCMR Milieudienst Rijnmond Expertisecentrum Lucht), Helmink, H. (GGD Amsterdam Leefomgeving Luchtkwaliteit).
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680708009.pdf>
- [RIVM 2010] Gemeten en berekende NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008. J. Wesseling, RIVM, S. van der Zee, GGD Amsterdam L. Nguyen, RIVM. RIVM Rapport 680705015/2010.
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680705015.pdf>
- [KEMA 2012] Modelleren van het effect van wegbegeleidende luchtgroen op de luchtkwaliteit, Peter Vos, Stijn Janssen, Luc Verhees, Joost de Wolff, Hans Erbrink, Ref: 2012/RMA/R/112 1.2, April 2012

[GGD 2013] Metingen van jaargemiddelde stikstofdioxide concentraties (NO₂) in Amsterdam in 2011. Saskia van der Zee en Marieke Dijkema. GGD Amsterdam, 2013, Amsterdam.

A Effecten van veranderingen van inputparameters op berekende NO₂ concentraties

	Emissiefactoren geextrapoleerd uit 2011 tellingen voor Amsterdams gemiddelde	Emissiefactoren geextrapoleerd uit 2011 tellingen per tellocatie	10% hogere intensiteit licht verkeer	Aangepaste bomentfactor (1.25 ipv 1.5)	Aangepast wegtype	Halvering van de congestie	10% hogere emissiefactor	Aangepaste windsnelheid
Prins Hendrikkade	0.7	1.2	1.0	nvt	nvt	-1.4	1.0	-0.2
Stadhouderskade	2.6	3.3	1.1	-1.9	nvt	-1.1	1.1	-0.2
Valkenburgerstraat	2.5	nvt	1.0	nvt	-3.7	-0.3	1.0	-0.2
Jan van Galenstraat	1.8	2.2	0.8	nvt	nvt	-0.5	0.8	0.2
Wibautstraat	0.9	nvt	0.4	nvt	nvt	-0.5	0.4	-0.1
Overtoom	0.7	nvt	0.3	nvt	nvt	-0.2	0.3	0.1
Amstelveenseweg	2.0	-0.6	1.2	nvt	nvt	-1.5	1.2	0.3
Amsteldijk	1.2	0.8	0.6	nvt	nvt	-0.5	0.6	-0.1
Gemiddeld	1.5	1.4	0.8	-1.9	-3.7	-0.8	0.8	0.0
Standaardafwijking	0.8	1.5	0.3	nvt	nvt	0.5	0.3	0.2

B Invloed statistische methode in de meet/reken-vergelijking

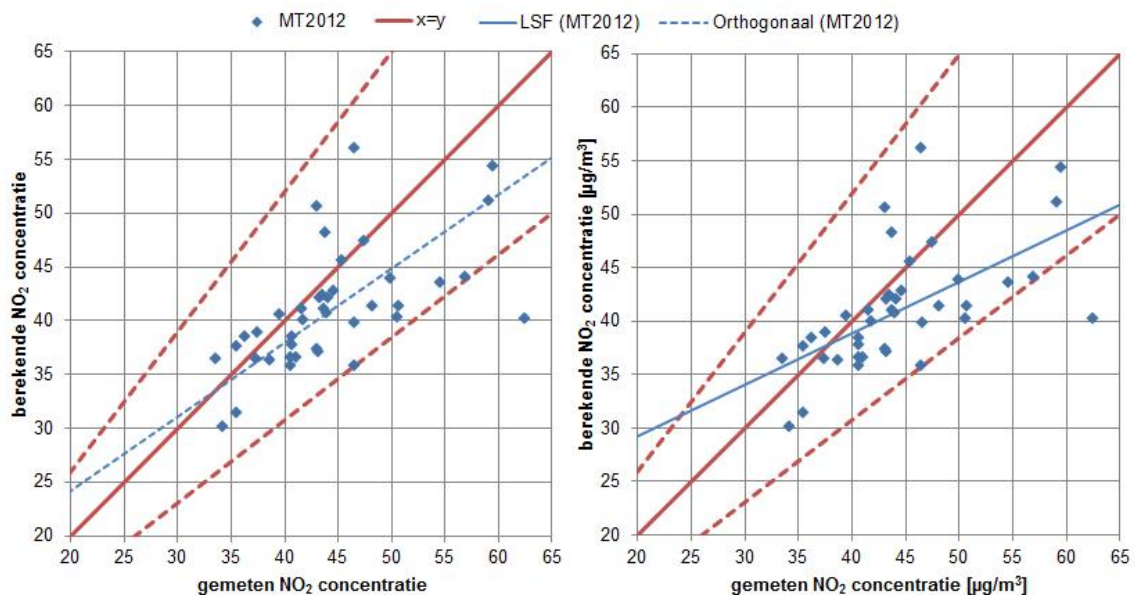
In hoofdstuk 3 is gebruik gemaakt van de kleinste kwadratenmethode ('ordinary least squares') om de regressie tussen de gemeten en berekende NO_2 concentraties te bepalen. Deze methode is eerder ook gebruikt [GGD 2012], waardoor een vergelijk met resultaten uit deze studie mogelijk is. Echter in [RIVM 2010] wordt gebruik gemaakt van een orthogonale regressie om de relatie tussen gemeten en berekende concentraties vast te stellen.

Beide methoden trekken een best passende lijn door een puntenwolk, maar maken daarbij een belangrijk verschil:

- De kleinste kwadraten regressiemethode gaat ervan uit dat de getallen aan de x-as (in dit geval de metingen) heel precies zijn, de gouden standaard (en dus zonder meetonzekerheid). De getallen aan de y-as (de berekeningen) kennen een onzekerheid, die zich openbaart in de spreiding van de punten.
- De orthogonale regressiemethode gaat er van uit dat de getallen aan de x- en y-as dezelfde onzekerheid hebben en beide in gelijke mate verantwoordelijk zijn voor de spreiding van de punten.

In het RBL [RBL 2007] worden eisen gesteld aan de onzekerheid van zowel meten als rekenen, voor NO_2 -metingen is maximaal 15% toegestaan, voor berekeningen is dat 30%. In de realiteit is de onzekerheid van de metingen, de getallen aan de x-as, gekwantificeerd op 12% (Helmink en Visser, 2013) en dus niet gelijk aan nul, noch gelijk aan die van het model op de y-as (niet gekwantificeerd).

Ter vergelijking met rapportages waarin orthogonale regressie is toegepast [onder andere RIVM 2010], is de vergelijking uit Hoofdstuk 4 ook uitgevoerd met deze methode.

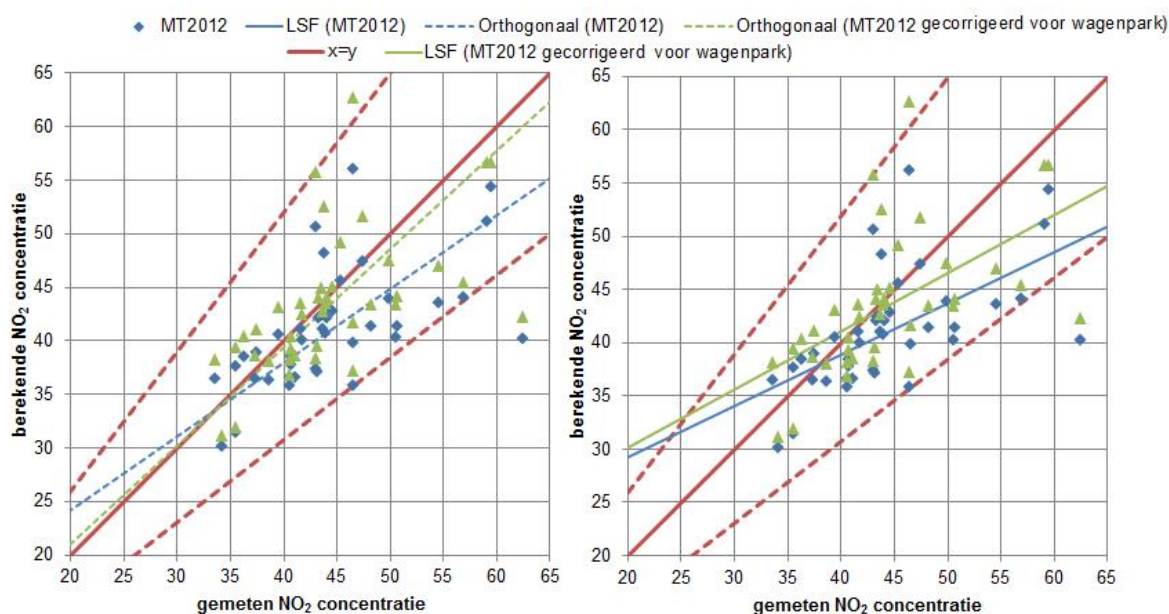


Figuur 8: Gemeten en met rekentool berekende jaargemiddelde NO₂ concentraties (µg/m³) in 2011 op 40 straatlocaties. De doorgetrokken rode lijn geeft de lijn $y=x$ weer, de rode stippellijnen geven de +/- 30% afwijking hiervan. De blauwe lijn in de linkse figuur geeft de orthogonale regressievergelijking weer die de relatie tussen metingen en berekeningen het beste beschrijft (berekende NO₂ concentratie = $0,69 \cdot \text{gemeten NO}_2 \text{ concentratie} + 10,4$). De blauwe lijn in de rechtse figuur is gegenereerd met behulp van de kleinste kwadratenmethode (en is gelijk aan die in Figuur 3).

Het intercept van de orthogonale regressielijn is 10.4 (95%-BHI: 7.78 – 13.1) die van de kleine kwadraten 19.7 (95%-BHI: 10.3 – 29.1). De helling van de lijn is bij orthogonale regressie 0.69 (95%-BHI: 0.63 – 0.75), bij kleinste kwadraten 0.48 (95%-BHI: 0.27 – 0.69). De gehanteerde regressie methode heeft geen invloed op de gemiddelde afwijking tussen de gemeten en berekende waarde; deze blijft 4,9 µg/m³ (paragraaf 3.2.2.2).

Alhoewel het gebruik van de orthogonale regressiemethode aanzienlijk kleinere afwijkingen tussen metingen en model geeft dan de kleinste kwadraten regressiemethode (de regressielijn ligt dichterbij de lijn $y=x$), laat ook de orthogonale regressie zien dat bij hogere gemeten concentraties het model systematisch onderschat.

Wanneer de een dergelijke orthogonale regressie ook wordt toegepast op de gecorrigeerde samenstelling van het wagenpark in Amsterdam, neemt deze onderschatting van de gemodelleerde waarden ten opzichte van de gemeten waarden nog verder af.



Figuur 9: Gemeten en met rekentool berekende jaargemiddelde NO₂ concentraties (µg/m³) in 2011 op 40 straatlocaties. De doorgetrokken rode lijn geeft de lijn $y=x$ weer, de rode stippellijnen geven de +/- 30% afwijking hiervan. De groene lijn in de linkse figuur geeft de orthogonale regressievergelijking weer die de relatie tussen metingen en berekeningen (met gecorrigeerde emissiefactoren voor het Amsterdamse wagenpark) het beste beschrijft (berekende NO₂ concentratie = $0,92 \cdot \text{gemeten NO}_2 \text{ concentratie} + 2,7$). De groene lijn in de rechtse figuur is gegenereerd met behulp van de kleinste kwadratenmethode (en is gelijk aan die in Figuur 4).

Aangezien beide regressiemethoden momenteel door verschillende partijen worden gebruikt om de afwijking tussen gemeten en berekende NO₂ concentraties te bepalen, zal er in de komende

periode worden gediscussieerd met verschillende experts om tot een algemeen geaccepteerde methode te komen.

C Overzicht wegsegmenten, rekenpunten en NO₂ concentraties (straatlocaties)

Locatie	Stratnaam	GGD meting	MT2012	MT2012 aangepaste emissiefactor	X	Y	receptor ID	segment ID	afstand	wegtype	bomen factor	snelheid	stagnatie (alle voortuigtypen)	intensiteit licht verkeer	intensiteit middelzwaar verkeer	intensiteit zwaar verkeer	intensiteit bussen	wind_speed	background_gross_no2	background_gross_o3	background_net_no2	background_net_o3	airport_no2_correction	airport_o3_correction	highway_no2_correction	highway_o3_correction	airport_no2	airport_o3	background_no2	background_o3	highway_nox	highway_no2	highway_fno2	segment_nox	segment_no2	segment_fno2
MW269	Meelwertaan	35.5	31.4	31.9	123476.0	489020.3	108906	1279853	15.6	3	1	1c	0	3967	87	58	703	4.92	27.8	36.7	27.4	37.0	0.0	0.0	0.4	-0.3	0.0	0.0	27.8	36.7	1.54	0.25	0.16	9.79	1.72	0.18
WPW35	Willemsparkweg	33.6	36.4	38.2	120256.8	485653.8	109007	1279759	9.7	2	1.25e	0	6884	182	59	0	4.93	31.8	34.1	31.3	34.2	0.3	-0.2	0.6	-0.4	0.4	-0.5	31.8	34.1	1.97	0.34	0.17	13.57	2.26	0.17	
RTK6	De Ruyterkade	46.5	35.8	37.2	121533.3	488337.5	1090240	1279728	15.3	3	1c	0	5879	156	72	66	4.94	30.7	34.8	30.1	35.1	0.4	-0.2	0.2	-0.1	0.0	0.0	30.7	34.8	1.79	0.30	0.17	16.23	2.41	0.15	
MID149	Middenweg	34.2	30.1	31.2	124198.4	484917.5	1090410	104526	31.1	2	1.25e	0	4307	106	49	85	4.88	28.1	36.4	26.3	37.6	0.0	0.0	1.8	-1.2	0.0	0.0	28.1	36.4	2.73	0.50	0.18	7.53	1.27	0.17	
STD	Stadhouderskade	43.1	50.8	55.7	121802.0	485679.7	109054	777029	15.5	3	1.5c	0.3	17657	446	207	85	4.92	34.2	32.6	33.5	32.9	0.3	-0.1	0.4	-0.2	0.0	0.0	34.2	32.6	1.80	0.32	0.18	65.89	9.48	0.14	
AAW211	Ansteevenseweg	38.7	36.3	38.1	118965.5	484595.5	1090906	96989	35.4	2	1.5e	0	8057	203	94	486	4.94	30.4	35.0	28.4	36.0	0.5	-0.4	2.0	-1.3	0.5	-0.7	30.4	35.0	3.70	0.64	0.17	19.96	3.45	0.17	
OV1167	Overtoom	46.6	39.9	41.7	118975.6	486101.7	1091200	776822	8.6	2	1c	0.07	4712	116	54	0	4.94	34.1	32.7	33.7	32.6	0.3	-0.1	0.5	-0.3	0.4	-0.5	34.1	32.7	1.88	0.33	0.17	18.84	2.75	0.15	
HDC7	26 Hugo de Grootstraat	43.7	41.1	42.7	120022.0	487516.8	1092041	1279227	10.2	2	1c	0	8886	219	102	217	4.94	34.1	32.7	33.9	32.6	0.3	-0.2	0.2	-0.1	0.3	-0.4	34.1	32.7	1.42	0.24	0.17	22.56	3.52	0.16	
TA345	Tarnamstraat	41.6	41.0	43.6	120708.4	489335.0	1092100	1279925	6.8	3	1.25e	0	15567	570	670	131	4.95	30.6	34.9	30.2	35.0	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.3	-0.4	30.6	34.9	1.35	0.22	0.16	39.41	5.02	0.13	
LIN98	Linneusstraat	44.0	40.7	43.6	123698.0	485452.7	1092591	104117	12.0	2	1e	0	10593	261	121	169	4.94	30.7	34.8	30.9	34.6	0.0	0.0	0.6	-0.4	0.0	0.0	31.5	34.2	2.12	0.39	0.18	29.45	4.93	0.17	
AAW390	Ansteevenseweg	50.6	40.3	43.4	118900.1	483859.3	1092829	1279435	20.9	2	1c	0.15	22864	577	268	749	4.94	32.9	33.5	24.9	38.4	0.5	-0.3	8.0	-5.3	0.5	-0.7	32.9	33.5	6.91	1.22	0.18	43.49	6.83	0.16	
HEN124	Pins Hendrikade	56.9	44.1	45.4	122137.6	487481.4	1094050	102753	14.0	3	1.25c	0.07	11069	292	94	1884	4.92	30.2	35.1	30.1	35.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	30.2	35.1	2.58	0.44	0.17	43.10	7.61	0.18	
VDS	Van Diemenstraat	43.2	37.1	39.5	121036.0	489237.6	1094094	776923	7.3	2	1e	0.07	11776	296	137	131	4.94	29.3	35.7	28.9	35.8	0.4	-0.2	0.3	-0.2	0.3	-0.3	29.3	35.7	1.37	0.22	0.16	24.88	4.01	0.16	
WSP13	Weesperstraat	37.5	38.9	41.1	122340.1	486133.7	1094346	102688	13.0	2	1.25c	0	9193	243	113	0	4.92	31.6	34.2	31.4	34.3	0.0	0.0	0.4	-0.3	0.0	0.0	31.6	34.2	1.71	0.30	0.18	23.63	3.38	0.14	
HLW	Haarlemmerweg	62.5	40.2	42.3	120243.7	488742.2	1094622	1279286	4.9	3	1c	0	9323	229	106	0	4.95	33.6	33.0	33.5	32.9	0.2	-0.2	0.2	-0.1	0.3	-0.4	33.6	33.0	1.22	0.20	0.16	21.78	3.19	0.15	
JVG255	Jan van Galenstraat	49.9	43.9	47.5	116454.3	487372.4	109555	1279469	15.1	3	1.5c	0.25	13211	325	151	329	4.96	32.9	31.7	34.0	0.4	-0.3	1.2	-0.8	0.4	-0.6	32.9	33.5	3.02	0.49	0.16	41.04	5.56	0.15		
SPT29	Spaandammerdijk	43.3	42.1	44.1	120260.1	489532.4	1538066	1144242	7.1	3	1c	0	14589	534	628	329	4.95	30.6	34.9	30.2	35.0	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.3	-0.4	30.6	34.9	1.42	0.23	0.16	45.41	5.45	0.12	
CCL137	Churchillaan	35.5	37.8	39.4	121330.1	484435.5	1538411	776938	6.5	2	1.25c	0	4216	111	36	0	4.91	32.3	33.8	31.5	34.1	0.3	-0.2	0.9	-0.6	0.4	-0.5	32.3	33.8	2.83	0.50	0.18	16.45	2.45	0.17	
RUN35	Rijnstraat	41.1	36.6	38.6	122136.3	484503.5	1543114	102628	14.3	2	1c	0	8835	233	75	0	4.90	30.7	34.8	29.8	35.4	0.0	0.0	0.9	-0.6	0.0	0.0	30.7	34.8	2.48	0.45	0.18	18.97	2.83	0.15	
MOL101	Molukkenstraat	43.1	37.4	38.3	124516.1	486130.6	1543592	1279379	11.2	2	1c	0	3665	85	28	367	4.90	31.6	34.1	31.1	34.4	0.0	0.0	0.5	-0.3	0.0	0.0	31.6	34.1	2.30	0.41	0.18	16.54	2.88	0.17	
MAUK109	Mauitskade	36.3	38.5	40.4	123618.4	485611.5	1552755	1279366	11.6	3	1.25c	0	6033	148	69	99	4.91	31.2	34.4	30.8	34.7	0.0	0.0	0.4	-0.3	0.0	0.0	31.2	34.4	1.91	0.34	0.18	23.11	3.55	0.15	
UTB6	Utrechtsestraat	40.6	36.6	38.2	121706.4	486262.8	1552783	1144520	4.0	2	1c	0	6412	169	55	99	4.93	31.9	34.0	31.4	34.3	0.3	-0.2	0.2	-0.1	0.0	0.0	31.9	34.0	1.64	0.29	0.17	14.98	2.23	0.15	
BOR79	Bornolaan	37.4	36.5	38.6	124310.6	487129.5	15527905	1144791	11.7	2	1c	0.3	6944	162	52	0	4.90	30.2	35.0	29.7	35.3	0.0	0.0	0.5	-0.3	0.0	0.0	30.2	35.0	3.35	0.59	0.17	17.74	2.73	0.15	
DECL106	De Clercstraat	40.6	35.5	36.8	118846.3	487163.1	15527957	99036	11.2	2	1c	0	8078	186	60	0	4.95	33.0	33.4	32.7	33.3	0.3	-0.2	0.4	-0.2	0.4	-0.5	33.0	33.4	1.56	0.26	0.17	7.89	1.23	0.16	
JVG155	Jan van Galenstraat	41.8	40.0	42.4	118933.8	487532.6	15527970	99036	13.6	2	1.25c	0.07	11021	271	126	0	4.95	32.9	33.5	31.7	34.1	0.4	-0.3	1.2	-0.8	0.4	-0.5	32.9	33.5	2.10	0.34	0.16	26.15	3.82	0.15	
TA3373	Tarnamstraat	44.6	42.8	45.1	120461.3	485393.3	15528001	1279282	9.7	3	1.25c	0	14020	513	603	131	4.95	30.6	34.9	30.2	35.0	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.3	-0.4	30.6	34.9	1.37	0.22	0.16	50.05	5.70	0.15	
AMS46	Ansteejdijk	39.5	40.5	43.1	122209.3	485316.3	15528001	102638	10.8	0	3	1.25c	0	10568	267	124	0	4.91	32.3	33.7	31.9	34.0	0.0	0.0	0.4	-0.3	0.0	0.0	32.3	33.7	1.85	0.35	0.18	27.77	4.03	0.15
NKT68	Nassaaukade	43.5	42.4	45.0	120083.8	487094.5	15528170	1144254	8.8	3	1.25c	0.15	13404	330	153	0	4.94	34.1	32.7	33.9	32.6	0.3	-0.2	0.2	-0.1	0.3	-0.4	34.1	32.7	1.51	0.25	0.17	28.61	4.16	0.15	
JVG	De Clercstraat	48.2	41.4	43.4	119170.3	487577.1	15528129	99511	10.8	2	1.25c	0	8078	186	60	0	4.95	33.0	33.4	32.7	33.3	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.4	-0.5	33.0	33.4	1.85	0.30	0.16	27.54	4.28	0.16	
DAM243	Demak	50.7	41.4	44.2	121508.5	487545.9	15528156	1279802	12.8	2	1c	0.4	5225	138	45	0	4.93	32.5	33.6	32.7	33.7	0.2	-0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	32.5	33.6	1.45	0.24	0.17	30.52	4.49	0.15	
HEN150	Pins Hendrikade	59.5	54.3	56.6	122233.2	487407.9	15528178	1279737	13.3	3	1.25c	0.07	11069	292	94	1884	4.92	30.2	35.1	30.1	35.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	30.2	35.1	3.10	0.53	0.17	83.94	14.79	0.18	
AAW765	Ansteevenseweg	46.5	56.1	62.7	118897.3	482482.1	15528214	1279400	12.9	2	1.5e	0.07	6376	168	54	1884	4.93	26.4	37.7	24.4	36.7	0.8	-0.5	1.8	-1.3	0.6	-0.8	26.4	37.7	3.30	0.60	0.18	130.45	18.60	0.14	
DECL106	De Clercstraat	40.7	37.7	39.3	119550.0	485633.7	15528249	99975	11.4	2	1c	0	8078	186	60	0	4.95	33.0	33.4	32.7	33.3	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.4	-0.5	33.0	33.4	1.72	0.29	0.17	14.25	2.21	0.16	
STDI106	Stadhouderskade	47.5	47.3	51.7	121654.7	485624.0	15531322	776992	8.4	3	1.5e	0.4	19647	495	230	0	4.92	34.2	32.6	33.5	32.9	0.3	-0.1	0.4	-0.2	0.0	0.0	34.2	32.6	1.81	0.32	0.18	49.45	7.44	0.15	
STDI156	Stadhouderskade	43.8	48.2	52.6	121951.9	485712.3	15531324	1144561	13.0	3	1.25c	0	19884	501	233	0	4.92	34.2	32.6	33.5	32.9	0.3	-0.1	0.4	-0.2	0.0	0.0	34.2	32.6	1.80	0.32	0.18	54.83	7.87	0.14	
STDI157	Stadhouderskade	45.4	45.6	49.2	121894.2	485698.4	15531325	777029	13.2	3	1.5c	0.3	17657	446	207	85	4.92	34.2	32.6	33.5	32.9	0.3	-0.1	0.4	-0.2	0.0	0.0	34.2	32.6	1.80	0.32	0.18	43.02	6.19	0.14	
STDB5	Stadhouderskade	59.1	57.2	56.7	121004.0	485742.3	15531328	100997	7.4	3	1.5e	0.4	16575	418	184	0	4.92	34.2	32.6	33.8																

D Overzicht rekenpunten en NO₂ concentraties (achtergrondlocaties)

Locatie	Stratenaam	GGD meting	MT 2012	X	Y	receptor ID	afstand	wegtype	boom_fact	wind_speed	background_gross_no2	background_gross_o3	background_net_no2	background_net_o3	airport_no2_correction	airport_o3_correction	highway_no2_correction	highway_o3_correction	airport_no2	airport_o3	background_no2	background_o3	highway_nox	highway_no2	highway_fno2
DORA1	Dora Tamanaaplein 1	26.6	32.7	122187	485212	10059	0	0	1	0	32.3	33.7	31.9	34.0	0.0	0.0	0.4	-0.3	0.0	0.0	32.3	33.7	2.0	0.8	0.2
IJB19	Ijsbaanpad 19	31.3	28.1	118603	483822	10060	0	0	1	0	32.9	33.5	24.9	38.4	0.5	-0.3	8.0	-5.3	0.5	-0.7	32.9	33.5	7.3	3.2	0.2
TPBV	vd Boechoortstraat 1 (Tennispark)	27.1	28.2	119168	482480	10062	0	0	1	0	27.8	36.7	26.6	37.2	0.5	-0.3	1.3	-0.9	0.6	-0.7	27.8	36.7	3.2	1.6	0.2
IJS27	IJsselstraat 27	26.4	30.8	122013	484483	10065	0	0	1	0	30.7	34.8	29.8	35.4	0.0	0.0	0.9	-0.6	0.0	0.0	30.7	34.8	2.5	1.0	0.2
BS19	Beursstraat 19	43.2	32.9	121602	487555	10066	0	0	1	0	32.5	33.6	32.2	33.7	0.2	-0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	32.5	33.6	1.5	0.7	0.2
DIN94	Dintelstraat 94	29.9	33.0	121350	484074	10069	0	0	1	0	32.3	33.8	31.5	34.1	0.3	-0.2	0.9	-0.6	0.4	-0.5	32.3	33.8	3.6	1.5	0.2
1HDG15	1e Hugo de Grootstraat 15	28.3	34.5	120075	487684	10070	0	0	1	0	34.1	32.7	33.9	32.6	0.3	-0.2	0.2	-0.1	0.3	-0.4	34.1	32.7	1.4	0.6	0.2
OS_GGD	Oude Schans GGD achtergrondstation	31.8	31.3	122151	487233	10071	0	0	1	0	30.2	35.1	30.1	35.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	30.2	35.1	2.8	1.2	0.2
BIN37	Binnenkant 37	33.4	31.3	122197	487360	10073	0	0	1	0	30.2	35.1	30.1	35.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	30.2	35.1	2.9	1.2	0.2
GIBR67	Gibraltarastraat 67	31.6	31.9	118397	488598	10074	0	0	1	0	34.3	32.7	30.3	34.8	0.4	-0.2	4.0	-2.5	0.4	-0.6	34.3	32.7	3.5	1.6	0.2
PVDD67	Pieter vd Doesstraat 67	30.4	32.7	118868	487445	10075	0	0	1	0	32.9	33.5	31.7	34.1	0.4	-0.3	1.2	-0.8	0.4	-0.5	32.9	33.5	2.2	1.0	0.2
TOR68	Torresstraat 68	30	32.9	118518	487259	10076	0	0	1	0	32.9	33.5	31.7	34.1	0.4	-0.3	1.2	-0.8	0.4	-0.5	32.9	33.5	2.8	1.2	0.2
VLAM43	Pieter Vlammingstraat 143	29.9	31.7	123653	486468	10078	0	0	1	0	31.2	34.4	30.8	34.7	0.0	0.0	0.4	-0.3	0.0	0.0	31.2	34.4	1.9	0.9	0.2
PYTH120	Pythagorasstraat 120	25.9	30.0	124282	485150	10079	0	0	1	0	29.8	35.3	28.9	35.9	0.0	0.0	0.9	-0.6	0.0	0.0	29.8	35.3	2.5	1.1	0.2
RS91	Riouwstraat 91	29.9	32.1	124387	486134	10080	0	0	1	0	31.6	34.1	31.1	34.4	0.0	0.0	0.5	-0.3	0.0	0.0	31.6	34.1	2.2	1.0	0.2
NSG97	Nachtegaalstraat 97	35.2	31.0	122745	488675	10081	0	0	1	0	29.8	35.4	29.7	35.5	0.0	0.0	0.1	-0.1	0.0	0.0	29.8	35.4	3.2	1.3	0.2
ADM58	Admiralteitsstraat 58	29.5	31.7	123504	486851	10083	0	0	1	0	31.2	34.4	30.8	34.7	0.0	0.0	0.4	-0.3	0.0	0.0	31.2	34.4	2.0	0.9	0.2
OVT_GGD	Overtoren GGD achtergrondstation	28.1	30.5	119476	485839	10084	0	0	1	0	30.5	35.0	29.6	35.3	0.4	-0.3	0.9	-0.6	0.4	-0.6	30.5	35.0	2.1	0.9	0.2
HP11c	Henri Polaklaan 11c	27.9	32.3	122593	486768	10085	0	0	1	0	31.6	34.2	31.4	34.3	0.0	0.0	0.2	-0.1	0.0	0.0	31.6	34.2	2.0	0.9	0.2
WDK	Westendokskade	33.4	31.0	121311	488439	10087	0	0	1	0	30.7	34.8	30.4	34.7	0.4	-0.2	0.2	-0.1	0.3	-0.4	30.7	34.8	1.4	0.6	0.2
HEM187	Hembrugstraat 187	28.9	30.9	120111	489374	10088	0	0	1	0	30.6	34.9	30.2	35.0	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.3	-0.4	30.6	34.9	1.4	0.7	0.2
HEMO18	Hemonylaan 18	35.2	34.3	121889	485615	10091	0	0	1	0	34.2	32.6	33.5	32.9	0.3	-0.1	0.4	-0.2	0.0	0.0	34.2	32.6	1.8	0.8	0.2
LIJUK38	Jan Lijkensstraat 38	31.1	32.0	120601	485926	10094	0	0	1	0	31.8	34.1	31.3	34.2	0.3	-0.2	0.6	-0.4	0.4	-0.5	31.8	34.1	1.8	0.7	0.2
NOVA116	Nova Zenblastraat 116	29.3	30.8	120673	489289	10096	0	0	1	0	30.6	34.9	30.2	35.0	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.3	-0.4	30.6	34.9	1.3	0.6	0.2
LIJL70	Nieuwe Uilenburgerstraat 70	30.7	31.2	122176	487091	10099	0	0	1	0	30.2	35.1	30.1	35.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	30.2	35.1	2.6	1.1	0.2
BAN8	Banstraat 8	28.2	30.5	119998	485432	10102	0	0	1	0	30.5	35.0	29.6	35.3	0.4	-0.3	0.9	-0.6	0.4	-0.6	30.5	35.0	2.2	0.9	0.2
LEP4	Lepelstraat 4	28	32.2	122190	486185	10103	0	0	1	0	31.6	34.2	31.4	34.3	0.0	0.0	0.2	-0.1	0.0	0.0	31.6	34.2	1.7	0.8	0.2
HS6	Havenstraat 6	28.3	29.9	118823	484788	10104	0	0	1	0	30.4	35.0	28.4	36.0	0.5	-0.4	2.0	-1.3	0.5	-0.7	30.4	35.0	3.5	1.5	0.2
HDP104	van Hogendorp plein 104	28.9	34.1	120265	488636	10105	0	0	1	0	33.6	33.0	33.5	32.9	0.2	-0.2	0.2	-0.1	0.3	-0.4	33.6	33.0	1.2	0.6	0.2
COP41	Coppelstockstraat 41	29.8	33.5	119113	487716	10106	0	0	1	0	33.0	33.4	32.7	33.3	0.3	-0.2	0.4	-0.2	0.4	-0.5	33.0	33.4	1.9	0.8	0.2
VH42	van Heemskerckstraat 42	29.4	30.8	120905	489163	10108	0	0	1	0	30.6	34.9	30.2	35.0	0.3	-0.2	0.4	-0.3	0.3	-0.4	30.6	34.9	1.3	0.6	0.2

