

Het VLW model

Vergelijking en afstemming van het VLW met het Kema-Verkeersmodel NNM+ en het TNO-Verkeersmodel

A.T. Vermeulen, G.J. de Groot,
J.P. Wesseling*, J.J. Erbrink**, K. Hollander*

* TNO-MEP, ** KEMA

VERANTWOORDING

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW), contract DWW-2380, ECN project 7.0004.

ABSTRACT

VLW is het Voorspellingssysteem Luchtkwaliteit Wegtracé's van Rijkswaterstaat (RWS), Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW). VLW is destijds gebouwd in opdracht van RWS-DWW op basis van de specificaties van het TNO-Verkeersmodel (TNO-VM, editie Car Special). VLW en het TNO-VM behoren tot de zogenaamde klassenmodellen, ofwel Gaussisch pluimmodellen op basis van (simpele) geclassificeerde statistieken van de voor atmosferische verspreiding bepalende weersomstandigheden.

In dit project is als fase 1 in een zogenaamde Quick scan met de experts van KEMA en TNO-MEP de rekencode van het VLW klassemiddel doorgelopen op consistentie en kwaliteit.

De quick scan ten opzichte van het KEMA-Verkeersmodel NNM+ (KEMA-VM NNM+) levert het beeld op dat VLW en KEMA-VM NNM+ vrijwel gelijke dispersieparameters als functie van de afstand berekenen. De NO_2/NO_x verhoudingen in de berekeningen van VLW lijken daarentegen wat realistischer dan die van KEMA-VM NNM+. Ook is het gedrag van de concentratie als functie van oppervlakteruwheid bij beide modellen tegengesteld.

De quick scan met TNO heeft geleid tot het opsporen van 3 majeure verschillen tussen de implementatie van het huidige TNO-VM en de versie Car Special waarop VLW destijds gebaseerd was. Na aanpassing van de code van VLW aan de rekenwijze van TNO-VM bleken voor een gekozen testcase de verschillen tussen beide modellen op een aanvaardbaar niveau te liggen.

Vervolgens zijn de voorwaarden vastgesteld die aan VLW, en verkeersmodellen in het algemeen, gesteld mogen worden om als geschikt beoordeeld te worden voor gebruik ter evaluatie van de verkeersinvloed op de luchtkwaliteit rond rijkssnelwegen, rekening houdend met de verschillen bronnen van onzekerheid in invoer- en modelparameters. Deze voorwaarden zijn voorgelegd aan de klankbordgroep van het project ter goedkeuring en eventuele aanvulling. Voor de vergelijking tussen gelijkwaardige modellen (op basis van gelijke rekenalgoritmen) en gelijke situaties wordt een maximale afwijking van 5-10% gehanteerd. Zodoende blijft dan ruimte over voor andere onzekerheden in bijvoorbeeld invoerparameters, om aan de kwaliteitseis in het kader van de rapportage Besluit luchtkwaliteit (Blk) van 30% te kunnen voldoen.

In een volgende fase van het project zijn voor een adequate vergelijking in het kader van het Blk 15 relevante test cases gedefinieerd op basis waarop het VLW is vergeleken met het TNO-VM.

De vergelijkingen leveren het beeld op dat voor realistische wegstukken, invoer van emissies en meteorische condities de berekeningen tussen VLW en TNO-VM in het algemeen zeer goed overeenkomen. De verschillen voor de totaalconcentratie, dus verkeersbijdrage en achtergrondconcentratie liggen in relatieve zin meestal beneden de 2% en in absolute zin binnen enkele $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 of PM_{10} . De invloed van schermen, verdiepte ligging en taluds is door beide modellen kwantitatief goed vergelijkbaar. De conclusie op basis van deze bevindingen is dat VLW voor berekeningen in het kader van het Blk geschikt is voor het berekenen van de invloed van de emissies van verkeer rond snelwegen. Een sterke aanbeveling van het projectteam is daarnaast om voor een goede verificatie van de modellen geschikte profielmetingen nabij rijkswegen dringend gewenst zijn. Deze metingen zijn tot nu toe niet of nauwelijks beschikbaar.

INHOUD

MANAGEMENT SAMENVATTING	9
1. INLEIDING	13
2. QUICK SCAN, EEN EERSTE VERGELIJKING TUSSEN MODELLEN	15
2.1 Vergelijking NNM (KEMA-STACKS) met VLW model	15
2.1.1 Inleiding	15
2.1.2 Doelstelling	15
2.1.3 Uitvoering	15
2.1.4 Resultaten	16
2.1.5 Conclusies vergelijking VLW met KEMA-VM NNM+	21
2.1.6 Aanbevelingen op grond van eerste vergelijking	21
2.2 Resultaten van een snelle vergelijking tussen het VLW (klassen)model en het TNO-VM	22
2.2.1 Inleiding	22
2.2.2 Vergelijking	22
2.2.3 Referenties	24
3. AANPASSINGEN AAN HET OORSPRONKELIJKE VLW KLASSEMODEL N.A.V. DE QUICK SCAN.	25
4. MODELEISEN EN KEUZE VAN DE TESTCASES	27
4.1 Inleiding	27
4.2 Specifieke analyse voor de vraagstelling	28
4.3 Vertaling naar Modeleisen wat betreft onzekerheid	29
4.3.1 Schatting van de onzekerheden in de invoergegevens	29
4.3.2 Analyse van de voortplanting van fouten in de invoergegevens	30
4.3.3 Eisen aan de onzekerheid veroorzaakt door de modelberekening	30
4.4 Keuze van de test cases	31
5. CASES VALIDATIE VLW V2.40 MET HET TNO-VM	33
5.1 Case 1	33
5.2 Case 2	34
5.3 Case 3	35
5.4 Case 4	36
5.5 Cases 5, 6, 7, 8	37
5.6 Cases 9, 10, 11, 12, 13 en 14	38
5.7 Case 15	42
5.8 Cases 16 tot en met 20	47
6. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	49
BIJLAGE IA. KORTE BESCHRIJVING KEMA-VM NNM+	51
BIJLAGE IB. KORTE BESCHRIJVING VAN HET TNO-VM	53
BIJLAGE IC. KORTE BESCHRIJVING VAN HET VLW	55
BIJLAGE II. VERGELIJKINGEN MET INVLOED GEBOUWEN	63

LIJST VAN AFKORTINGEN

Blk	Besluit luchtkwaliteit
DWW	Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Directoraat Generaal Rijkswaterstaat
ECN	Energieonderzoek Centrum Nederland
NM	(Oud) Nationaal Model
NNM	Nieuw Nationaal Model
NO	Stikstofmonoxide
NO ₂	Stikstofdioxide
NO _x	Stikstofoxiden (=NO+NO ₂)
PM ₁₀	Massaconcentratie fijn stof met deeltjesgrootte < 10 µm
TNO-MEP	Instituut voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek - Milieu, Energie en Procesinnovatie
VLW	Voorspellingssysteem Luchtkwaliteit Wegtracé's
VM	Verkeersmodel
TNO-VM	TNO-Verkeersmodel
KEMA-VM NNM+	KEMA-Verkeersmodel NNM+

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 2.1	Gehanteerde invoergegevens.....	16
Tabel 4.1.	Schatting van de relatieve fout in de berekende concentratie als gevolg van de eerder geschatte fouten in de invoerparameters.....	30
Table 4.2.	Schatting van de relatieve fout in de concentratie	31

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 2.1	σ_z als functie van de afstand tot de wegas (gemiddeld over het jaar): ruwheid 3 cm en 1 m, berekend met STACKS.....	17
Figuur 2.2	σ_z als functie van de afstand tot de wegas (gemiddeld over het jaar): ruwheid 3 cm en 1 m, berekend met VLW.....	17
Figuur 2.3	Transportsnelheid versus afstand tot de wegas: KEMA-VM NNM+. Ruwheid is 3 cm (x-as in m, y-as: transportsnelheid in m/s).	18
Figuur 2.4	Transportsnelheid versus afstand tot de wegas: KEMA-VM NNM+ Ruwheid is 100 cm (x-as in m, y-as: transportsnelheid in m/s).	18
Figuur 2.5	Berekende jaargemiddelde NO _x en NO ₂ concentratieprofielen dwars op de wegas volgens VLW, berekend bij twee ruwheidwaarden (3 en 100 cm).	19
Figuur 2.6	Berekende jaargemiddelde NO ₂ concentraties volgens KEMA-VM NNM+ en VLW bij twee ruwheden.	19
Figuur 2.7	Berekende NO ₂ /NO _x verhouding als functie van de wegas, berekend volgens VLW bij twee ruwheden: 3 cm en 100 cm.	20
Figuur 2.8	Berekende NO ₂ /NO _x verhouding als functie van de wegas, berekend volgens KEMA-VM NNM+, bij twee ruwheden: 3 cm en 100 cm.	20
Figuur 2.9	Verhouding van de NO _x en NO ₂ concentraties zoals door VLW en TNO-Verkeersmodel zijn berekend.	22
Figuur 2.10	Verhouding van de NO _x en NO ₂ concentraties zoals door VLW en TNO-Verkeersmodel zijn berekend na aanpassing van de VLW code.	23
Figuur 4.1	Schematische weergave van de samenhang tussen de relatieve onzekerheid in invoergegevens en de vertaling daarvan door een model in systematische en toevallige fouten in de modelvoorspellingen ten opzichte van de werkelijkheid, hier “metingen”.....	27
Figuur 5.1	Situatieschets Case 1.....	33
Figuur 5.2	Verschillen (VLW – VM, in NO ₂ concentratie in µg/m ³) tussen het VLW en TNO-VM model voor de dwarsprofielen van cases 1 en 2.....	34
Figuur 5.3	Situatieschets Case 2.....	34
Figuur 5.4	Verschillen (VLW – VM, absoluut in µg/m ³) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in het receptorpunt 10 meter noord van de weg.....	35
Figuur 5.5	Verschillen (VLW – VM, absoluut in µg/m ³) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in de receptorpunten 80 en 160 meter noord van de weg.....	36
Figuur 5.6	Dwarsprofielen van NO _x en NO ₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,03 meter.....	37
Figuur 5.7	Dwarsprofielen van NO _x en NO ₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 1 meter.....	38
Figuur 5.8	Dwarsprofielen van NO _x en NO ₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,1 meter en verdiepte ligging van het wegtracé.....	39
Figuur 5.9	Dwarsprofielen van NO _x en NO ₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,1 meter en scherm west van tracé.....	40
Figuur 5.10	Dwarsprofielen van NO _x en NO ₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,1 meter en scherm oost van tracé.	41
Figuur 5.11	Dwarsprofielen van NO _x en NO ₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,1 meter en scherm west en oost van tracé.	42
Figuur 5.12	Verschil tussen de berekende NO ₂ concentraties met het VLW model en met het TNO-Verkeersmodel.	43
Figuur 5.13	Verschil tussen de berekende NO ₂ concentraties met het VLW model en met het TNO Verkeersmode, detail van de kruising Empel.	44

Figuur 5.14	Receptorcoördinaten voor de berekeningen van de concentraties op en rond een klaverblad.	45
Figuur 5.15	Correlatiediagrammen voor de met het VLW en TNO-VM model berekende concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) van NO_x en NO_2	46
Figuur 5.16	De verschillen in NO_2 concentratie berekend door VLW en TNO-VM voor alle receptorpunten in case 16 gesorteerd naar grootte.	47
Figuur II.1	Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in het receptorpunt 10 meter noord van de weg.....	64
Figuur II.2	Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in het receptorpunt 10 meter zuid van de weg.	64
Figuur II.3	Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in de receptorpunten op 100 en 200 meter noord van de weg.....	65

MANAGEMENT SAMENVATTING

Historie van VLW

VLW is het Voorspellingssysteem Luchtkwaliteit Wegtracé's van Rijkswaterstaat (RWS), Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW). VLW is in de negentiger jaren gebouwd voor gebruik van interne studies van DWW op basis van de specificaties van het TNO-Verkeersmodel, (TNO-VM, versie Car Special 4.5. VLW en het TNO-VM behoren tot de zogenaamde klassem modellen, ofwel Gaussisch pluimmodellen op basis van (simpele) geclassificeerde statistieken van de voor atmosferische verspreiding bepalende weersomstandigheden.

In 2002 is VLW door ECN aangepast om de verspreiding te berekenen volgens de specificaties van het Nieuwe Nationale Model (NNM), zoals samengevat in het zogenaamde Paarse Boekje. Bij het uitvoeren van deze werkzaamheden is er voor gekozen om beide rekenwijzen (klassemodel en NNM) naast elkaar in het rekenhart actief te laten.

Bij gebruik van de NNM versie van VLW voor berekeningen in het kader van het Besluit Luchtkwaliteit (Blk) voor 2001 en een volgende vergelijking tussen uitkomsten van het TNO-VM (klasseversie) en het VLW klassemodel zijn enkele onvolkomenheden in de NNM versie aan het licht gekomen. Daarom zal op dit moment deze NNM versie van VLW (nog) niet verder ontwikkeld worden.

Toetsing van de kwaliteit van de VLW berekeningen

Om een expliciete beleidsmatige en wetenschappelijke erkenning te krijgen van de modelkwaliteit van de VLW klassemodel versie, en daarmee het draagvlak voor het model te vergroten, is voor deze verdere modelontwikkeling een project uitgevoerd met een klankbordgroep waarin onafhankelijke deskundigen zitting hadden.

In dit project is als eerste stap met de experts van KEMA en TNO-MEP de rekencode van het VLW klassemodel doorgelopen op consistentie en kwaliteit in een zogenaamde quick scan. Op basis van de resultaten van deze quick scan en de bespreking daarvan in de klankbordcommissie zijn enkele wijzigingen aangebracht in het model om de rekenwijze van VLW in lijn te brengen met het huidige TNO-VM en de afwijkingen tussen Car Special 4.5 ten opzichte van het TNO-VM in de rekenmethode van VLW te corrigeren.

Aan de hand van de vergelijking in de Quick Scan tussen het NNM (STACKS) model en VLW zijn geen wijzigingen in VLW voortgekomen.

In principe zijn VLW en het TNO-VM twee implementaties van hetzelfde rekenalgoritme. De Quick Scan met het TNO-VM leverde echter in eerste instantie verschillen in NO_x en NO₂ concentraties op, oplopend tot 30%. Op drie punten zijn kleine maar belangrijke verschillen aangetroffen tussen de VLW rekenwijze en de TNO-VM rekenwijze. Deze wijzigingen betroffen eigenlijk verschillen in de rekenwijze tussen het TNO Car Special model waarop VLW gebaseerd is en het huidige TNO-VM. Op zich bleek VLW een correcte implementatie van Car Special te omvatten, maar was het TNO-VM op enkele punten inmiddels aangepast. Op grond van deze bevindingen zijn veranderingen aangebracht aan het VLW model in overeenstemming met de rekenwijze van het huidige TNO-VM. De resultaten van VLW en het TNO-VM komen na de aanpassingen vrij goed overeen (op de eerste meters van de weg binnen

10%, na 100 meter binnen 4%), de verschillen zijn door de aanpassingen dus gereduceerd met een factor 4 of meer.

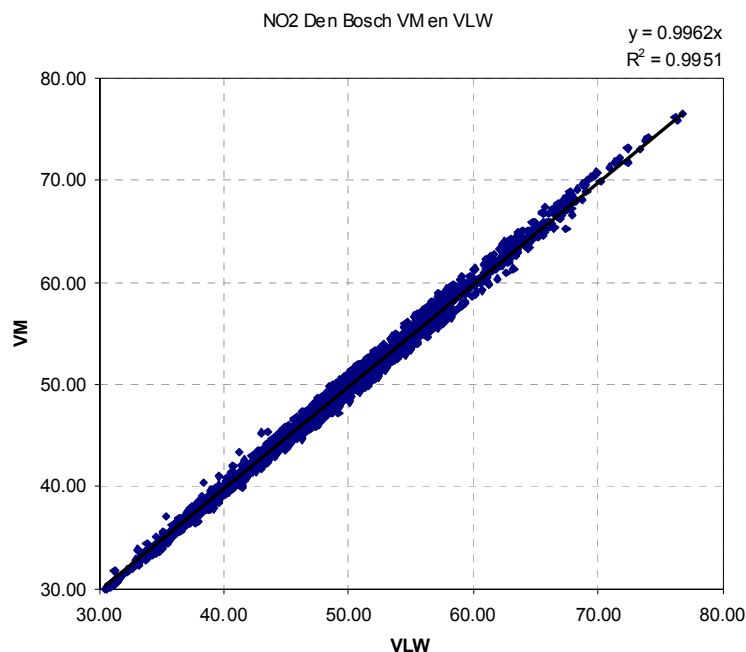
De finale tests: resultaten

In overleg met de klankbordgroep zijn vervolgens 15 voor het Blk relevante test cases gedefinieerd op basis waarop het VLW beoordeeld is. Er is daarbij gekozen voor het benoemen van het TNO-VM tot referentiemodel bij de vergelijking van de resultaten. Tevens zijn kwaliteitscriteria opgesteld, afgeleid van het Besluit Luchtkwaliteit en de consensus Nationaal Model, voor beoordeling van de resultaten van het model. Deze zijn voorgelegd aan de klankbordgroep ter goedkeuring en eventuele aanvulling.

De 15 vergelijkingen leveren het beeld op dat voor realistische wegstukken, invoer van emissies en meteorologische condities de berekeningen tussen VLW en TNO-VM in het algemeen zeer goed overeenkomen. De verschillen in totaalconcentratie liggen in relatieve zin meestal beneden de 2% en in absolute zin binnen enkele $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 of PM_{10} . Ook de invloed van schermen, verdiepte ligging en taluds wordt door beide modellen vergelijkbaar berekend. De conclusie op basis van deze bevindingen is dat VLW voor berekeningen in het kader van het Blk geschikt is voor het berekenen van de invloed van de emissies van verkeer rond snelwegen.

De laatste van de 15 tests betreft een complexe berekening die goed overeenkomt met het gebruik voor de rapportage Blk: Deze situatie betreft een standaardberekening van een stuk snelweg met viaducten, taluds en op- en afritten. Het betreft hier de A2 bij Den Bosch. De meteorologische en achtergrondconcentratie gegevens werd hier voor beide modellen precies gelijk gesteld.

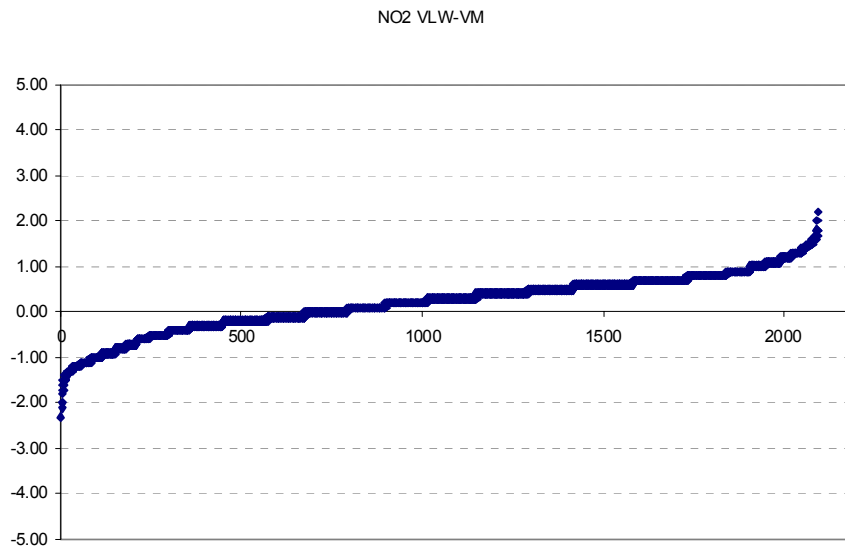
Op het midden van ieder van de meer dan 2000 wegvakken werd een dwarsprofiel gedefinieerd en doorgerekend voor NO_x en NO_2 op afstanden vanaf de wegrand van 5, 10, 20, 50, 100, 200 en 500 meter voor een receptorhoogte van 1.5 meter. De verschillen tussen de berekende concentraties zijn weergegeven in de volgende twee figuren.



Figuur 1 Correlatiediagram voor de met het VLW en TNO-VM berekende concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) van NO_2 .

De met het VLW en TNO-VM berekende concentraties van NO_2 (inclusief achtergrondbijdrage) worden vergeleken in het correlatiediagram (figuur 1).

Er is een zeer hoge correlatie tussen de met beide modellen berekende concentraties. De berekende concentraties liggen nagenoeg op de 1:1 lijn (TNO-VM = VLW).



Figuur 2 De verschillen in NO₂ concentratie (µg/m³) zoals berekend door VLW en TNO-VM (VM) voor alle receptorpunten rond Den Bosch gesorteerd naar grootte. Op de linkeras het concentratieverschil in µg/m³, op de horizontale as het rangnummer van het receptorpunt na sorteren op de grootte van het verschil.

Het gemiddelde verschil van de NO₂ concentraties bedraagt 0.2 µg/m³ met een standaard afwijking van 1.0 µg/m³, overeenkomend met ca. 2% van de over alle receptoren berekende gemiddelde concentratie (zie figuur 2).

1. INLEIDING

VLW is het Voorspellingssysteem Luchtkwaliteit Wegtracé's van Rijkswaterstaat (RWS), Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW). VLW is in de negentiger jaren gebouwd voor gebruik van interne studies van DWW op basis van de specificaties van het TNO-Verkeersmodel (TNO-VM), versie Car Special 4.5. VLW en het TNO-VM behoren tot de zogenaamde klassenmodellen, ofwel Gaussisch pluimmodellen op basis van (simpele) geclassificeerde statistieken van de voor atmosferische verspreiding bepalende weersomstandigheden.

In 2002 is VLW door ECN aangepast om de verspreiding te berekenen volgens de specificaties van het Nieuwe Nationale Model (NNM), zoals samengevat in het zogenaamde Paarse Boekje. Bij het uitvoeren van deze werkzaamheden is er voor gekozen om beide rekenwijzen (klassemodel en NNM) naast elkaar in het rekenhart actief te laten. Bij gebruik van de NNM versie van VLW voor berekeningen in het kader van het Besluit luchtkwaliteit voor 2001 en een volgende vergelijking tussen uitkomsten van het TNO-VM (klassenversie) en het VLW klassenmodel zijn enkele onvolkomenheden in de NNM versie aan het licht gekomen. Daarom zal op dit moment alleen de klassemodel versie van het VLW verder ontwikkeld worden voor gebruik in het kader van Besluit luchtkwaliteit (Blk).

Om een expliciete beleidsmatige en wetenschappelijke erkenning te krijgen van de modelkwaliteit van de klassemodel versie, en daarmee het draagvlak voor het model te vergroten, is voor deze verdere modelontwikkeling een klankbordgroep opgesteld waarin onafhankelijke deskundigen zitten. De klankbordgroep heeft de volgende samenstelling:

Naam	Organisatie
Hans van Jaarsveld	RIVM
Leo Jacobs	VROM
Chantal Marsman	VROM
Frans Nieuwstadt	TUD
Peter van Breugel	RWS/DWW
Diederik Metz	RWS/DWW
Peter Segaar	Utrecht
Kees van den Bosch	InfoMil

Voor de validatie van de berekeningen is in de huidige objectgeoriënteerde opzet stroomlijning van de code uitgevoerd om onderhoud, verdere uitbreiding en validatie eenvoudiger maken.

In dit project is als eerste stap met de experts van KEMA en TNO-MEP de rekencode van het VLW klassenmodel doorgelopen op consistentie en kwaliteit in een zogenaamde quick scan. Op basis van de resultaten van deze quick scan en de bespreking daarvan in de klankbordcommissie zijn enkele wijzigingen aangebracht in het model om de rekenwijze van VLW in lijn te brengen met het huidige TNO-VM en de afwijkingen tussen Car Special 4.5 ten opzichte van het TNO-VM in de rekenmethode van VLW te corrigeren. De resultaten van de quick scan worden weergegeven in hoofdstuk 2.

Vervolgens zijn in overleg met de klankbordgroep totaal 20 test cases gedefinieerd, waarvan 15 voor het Blk relevante, op basis waarop het VLW beoordeeld zal worden. Er is gekozen voor het benoemen van het TNO-VM tot referentiemodel bij de vergelijking van de resultaten. Tevens zijn kwaliteitscriteria opgesteld, afgeleid van het Blk en de consensus Nationaal Model, voor beoordeling van de resultaten van het model. Deze zijn voorgelegd aan de klankbordgroep ter goedkeuring en eventuele aanvulling. Dit staat in hoofdstuk 4 beschreven.

In hoofdstuk 5 worden de resultaten van de doorrekening van de cases, die in dit hoofdstuk staan omschreven, met zowel het TNO-VM als het VLW getoond en met elkaar vergeleken. Hoofdstuk 6 geeft tenslotte de conclusies en aanbevelingen.

In Bijlage I wordt nog een korte beschrijving gegeven van KEMA-VM NNM+ en het TNO-VM. In Bijlage II zijn de resultaten van een verdere vergelijking van 5 test cases tussen VLW en TNO-VM met de invloed van gebouwen opgenomen, deze gegevens zijn in een bijlage geplaatst omdat deze berekeningen niet relevant zijn voor de berekeningen in het kader van de rapportage Besluit luchtkwaliteit en ook niet in de quick scan waren beoordeeld.

2. QUICK SCAN, EEN EERSTE VERGELIJKING TUSSEN MODELLEN

Ter voorbereiding van de gedetailleerde testen van VLW model is een eerste vergelijking gemaakt tussen het oorspronkelijke VLW-model met zowel KEMA-VM NNM+ van de Kema als het Verkeersmodel van TNO.

2.1 Vergelijking NNM (KEMA-STACKS) met VLW model

J.J. Erbrink (Kema)

2.1.1 Inleiding

In opdracht van Rijkswaterstaat heeft ECN een geavanceerde versie van het Voorspellingssysteem Luchtkwaliteit Wegtracé's van Rijkswaterstaat (VLW-model) gemaakt. Deze geheel vernieuwde versie is gebaseerd op de formuleringen van het Nieuw Nationaal Model (NNM). De oude versie is een klassenmodel-versie die is afgeleid van het TNO-VM (TNO-VM). Uit vergelijkende berekeningen (uitgevoerd door ECN en TNO) in opdracht van Infomil in 2002 is geconcludeerd dat de nieuwe NNM-versie van het VLW de concentraties van NO₂ hoger berekent dan het TNO-model en dat beide modellen voor deze specifieke situaties hogere concentraties berekenen dan in vergelijking met de metingen. Dit is deels te wijten aan een onvolledige implementatie van NNM-processen in het VLW. Besloten is om de NNM versie van het VLW voorlopig te parkeren en om in te zetten op de verdere optimalisatie van het VLW-klassenmodel. ECN heeft hiertoe opdracht van Rijkswaterstaat verkregen om het VLW-model te verbeteren. KEMA geeft naast TNO verdere ondersteuning bij de uitvoering van het project.

2.1.2 Doelstelling

Het oorspronkelijke doel van de KEMA inbreng is om de meteorologische concepten en dispersiemodules te vergelijken met de huidige versie van het NNM in casu KEMA STACKS. KEMA STACKS is uitgebreid met enkele modules om verkeerswegen te kunnen doorrekenen. Deze versie van STACKS wordt aangeduid als KEMA-VM NNM+, ter onderscheiding van NNM. NNM is een consensusmodel, terwijl KEMA-VM NNM+ een KEMA ontwikkeling is. Een beschrijving van de methodiek is gegeven in Bijlage I. Bovendien zal aandacht gegeven worden aan het lijnbronnenconcept en de NO₂-vorming ten gevolge van reacties met NO en ozon onder invloed van zonlicht, zulks volgens de stand van zaken in het NNM. De volgende werkzaamheden moeten hieraan bijdragen:

1. Het uitvoeren van een "quick scan" waarin sterke en zwakke kanten van het VLW model worden aangegeven
2. Overleg met ECN en de begeleidingscommissie
3. Vergelijkende berekeningen uitvoeren op module- en parameterniveau
4. Vergelijkingen uitvoeren op einduitkomsten niveau
5. Korte rapportage omtrent de uitkomsten.

In dit hoofdstuk zijn de resultaten van de quick scan weergegeven (1).

2.1.3 Uitvoering

In het NNM en ten dele ook in het VLW-klassenmodel zijn modules aanwezig voor de preprocessing van de meteorologische invoer, alsmede modules voor het berekenen van:

- Dispersieparameters in laterale en verticale richting
- Optelling van initiële dispersie door obstakels en verkeer bij de atmosferische dispersie

- Oppervlaktelaagmeteorologie (berekening progressief stijgende hoogte van pluimzwaartepunt)
- Meteorologische preprocessing: berekening van L , u^* , turbulentie- en windprofielen, temperatuurprofiel en grenslaaghoogte berekening
- Berekening van de transportsnelheid
- Berekening van de omzetting van NO naar NO₂ onder invloed van onder andere ozon.
- Ruwheideffecten op de berekende concentraties.

Om na te gaan hoe het gedrag van VLW-modelonderdelen is in vergelijking met parallelle modelonderdelen in het KEMA-VM NNM+, zijn de volgende modules geëvalueerd en getest (na overleg met ECN):

- Sigma-z Sigma-y is niet relevant bij lijnbronnen, indien een bijna oneindige lijnbronlengte wordt verondersteld bij de berekening en vergelijking van de concentratie-dwarsprofielen,
- Transportsnelheid. Deze staat in de noemer in de gaussformule en is dus direct van belang.
- Ruwheidparameters en de effecten ervan op de berekende concentraties.
- De omzettingsgraad van NO naar NO₂ onder invloed van onder andere ozon.

Deze vergelijking is fysiek uitgevoerd bij de KEMA, door de computermodellen gelijktijdig te runnen op identieke invoersets. De invoer is daarbij gekozen als aangegeven in tabel 2.1.

Tabel 2.1 Gehanteerde invoergegevens

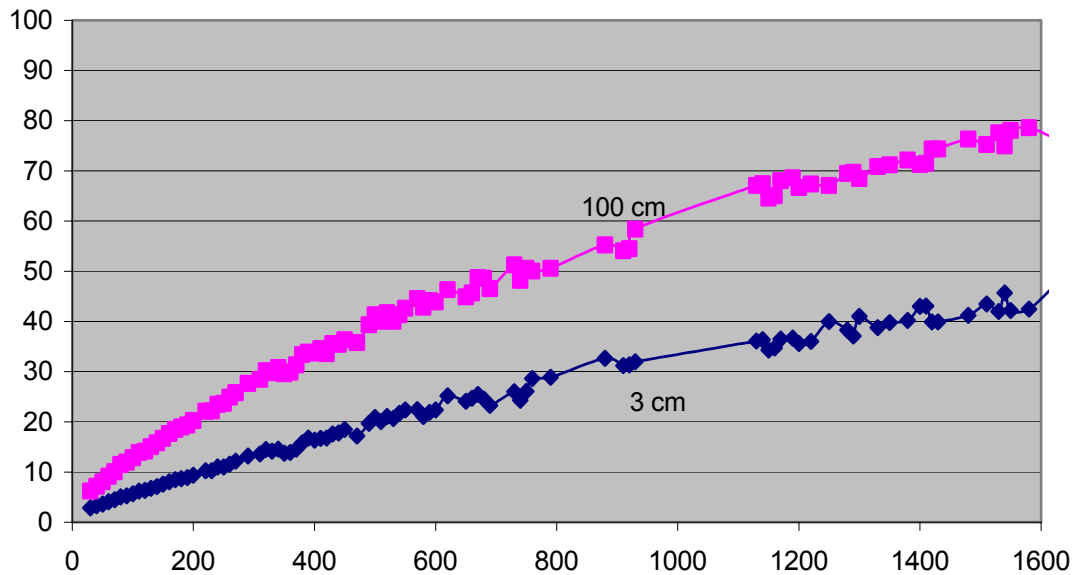
Meteorologie	Schiphol, 1990
Ruwheid	3 cm, 1 m
Verkeersweg als voorbeeld	A2
Verkeersintensiteit	150.000 voertuigen/etmaal
verkeersemissies	Conform CAR-2001

De berekeningen zijn uitgevoerd als quick-scan; op een zogenaamde “quick en dirty” wijze zijn de resultaten gegenereerd zonder al te veel op details te letten. De vraagstelling was daarbij welke submodules van VLW niet met NNM sporen. Belangrijk was daarbij te identificeren welke modules van het VLW model er nadere aandacht behoeven.

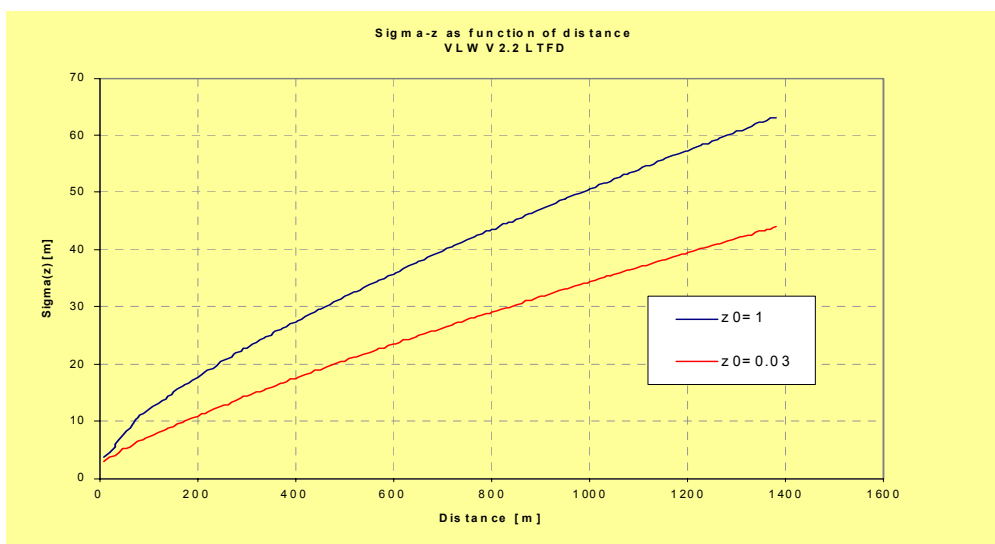
2.1.4 Resultaten

2.1.4.1 σ_z waarden

De waarde van σ_z zoals berekend door VLW en STACKS zijn over een jaar gemiddeld en in grafieken uitgezet (zie Figuur 2.1 en 2.2), zowel voor de ruwheid van 3 cm als voor de ruwheid van 1 m. De overkomst is redelijk, er zijn verschillen in de orde van 10 a 20% tussen de gemiddelde resultaten, de gevoeligheid voor de ruwheid is bij KEMA-VM NNM+ en dus bij STACKS groter. De waarden van σ_z verschillen ongeveer een factor twee bij KEMA-VM NNM+ bij ruwheden van 3 en 100 cm, terwijl de verschillen tussen berekende waarden voor σ_z bij VLW ongeveer 30% is bij ruwheden 3 en 100 cm.



Figuur 2.1 σ_z als functie van de afstand tot de wegas (gemiddeld over het jaar): ruwheid 3 cm en 1 m, berekend met STACKS



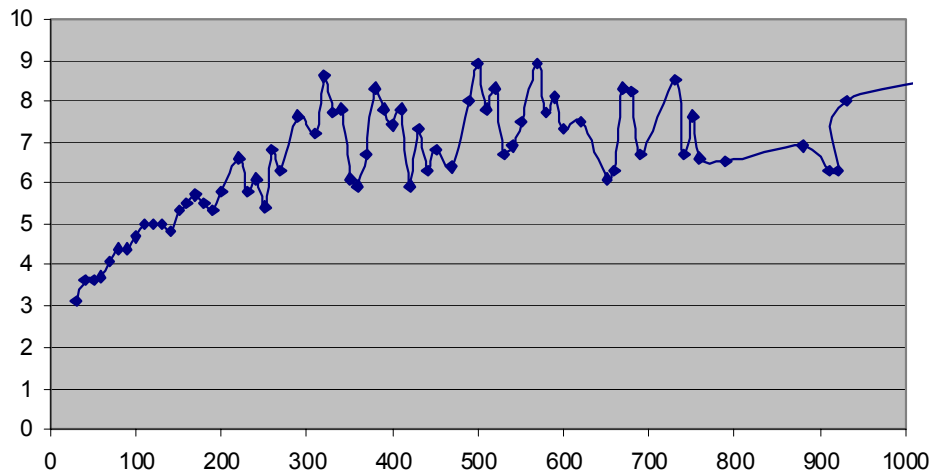
Figuur 2.2 σ_z als functie van de afstand tot de wegas (gemiddeld over het jaar): ruwheid 3 cm en 1 m, berekend met VLW.

De methode van berekening van de verticale dispersieparameter levert dus vergelijkbare resultaten op, zij het dat de ruwheidinvloed op de sigma-z waarden bij KEMA-VM NNM+ duidelijk groter is.

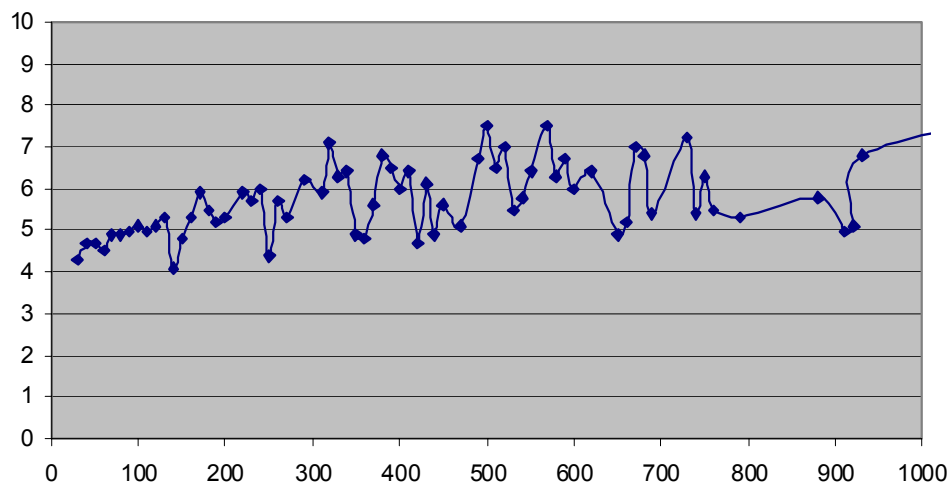
2.1.4.2 Berekenende transportsnelheid volgens beide modellen.

De transportsnelheid is een belangrijke parameter in de verspreidingsmodellen.

In figuur 2.3 en 2.4 zijn de berekende transportsnelheden volgens STACKS uitgezet tegen de afstand van de bron. In het NNM en dus ook in STACKS, neemt de transportsnelheid toe met de afstand, ten gevolge van het toenemen van de hoogte van het berekende zwaartepunt van de pluim. In het VLW is de transportsnelheid een vaste waarde, onafhankelijk van de bronafstand (in dit geval ongeveer 3 m/s).



Figuur 2.3 Transportsnelheid versus afstand tot de wegas: KEMA-VM NNM+. Ruwheid is 3 cm (x-as in m, y-as: transportsnelheid in m/s).



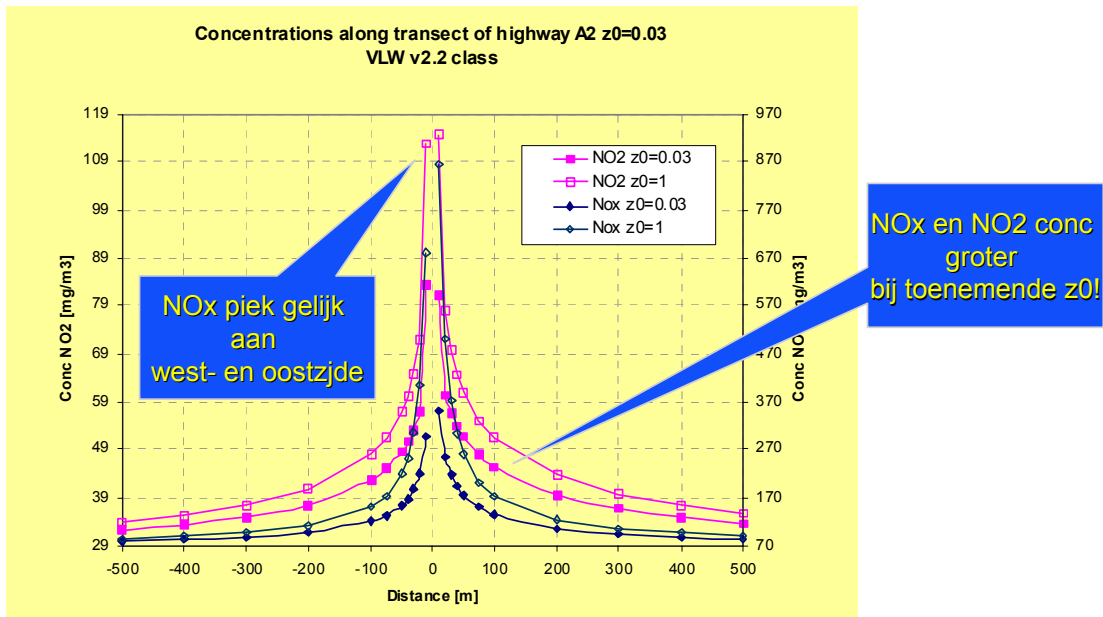
Figuur 2.4 Transportsnelheid versus afstand tot de wegas: KEMA-VM NNM+. Ruwheid is 100 cm (x-as in m, y-as: transportsnelheid in m/s).

De berekende transportsnelheid in VLW komt niet overeen met de transportsnelheden volgens NNM (of KEMA-VM NNM+), maar is lager.

2.1.4.3 Ruwheideffecten op berekende concentraties.

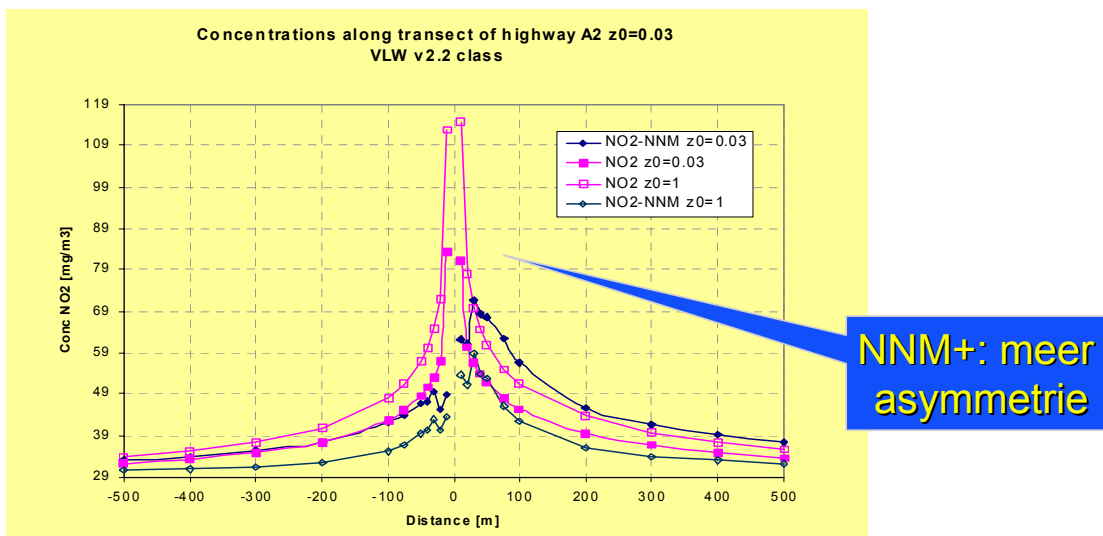
Door het uitvoeren van berekeningen bij twee sterk verschillende ruwheden (3 en 100 cm) kan de invloed ervan op de berekende concentraties nagegaan worden en kan gezien worden in hoeverre de modellen hierin verschillend gedrag vertonen.

In figuur 2.5 is weergegeven wat de berekende (NO_x en NO_2) concentraties zijn volgens VLW bij een ruwheid van 3 en bij een ruwheid van 100 cm.



Figuur 2.5 Berekende jaargemiddelde NO_x en NO₂ concentratieprofielen dwars op de wegas volgens VLW, berekend bij twee ruwheidwaarden (3 en 100 cm).

Figuur 2.6 toont twee opvallende aspecten: de concentratieprofielen volgens VLW zijn aan beide zijden vrijwel identiek: er is nauwelijks een effect van de verschillende windrichtingfrequenties zichtbaar. In het NNM is dit verschil veel groter. Ten tweede valt op dat zowel de NO_x als de NO₂ concentraties bij een ruwheid van 100 cm groter zijn dan bij een ruwheid van 3 cm. Dit is opvallend omdat verwacht mag worden dat bij grotere ruwheden de verdunning sterker is waardoor de concentraties lager zullen zijn, in ieder geval voor NO_x. Deze lagere concentraties voor NO_x worden door NNM wel gegeven. Blijkbaar is het verdunnend effect van de sterkere dispersie door een hogere ruwheid volgens het consensusmodel sterker dan de afnemende windsnelheid bij hogere ruwheid (met als gevolg juist hogere concentraties). Voor NO₂ kan het zo zijn dat door het innemen van meer (ozonehoudende) lucht de omzetting van NO naar NO₂ sneller verloopt, waardoor een compenserend effect ontstaat. Vergelijken we de berekende NO₂ concentraties volgens KEMA-VM NNM+ en VLW met elkaar (zie figuur 2.6) dan zien we dat de NO₂ concentraties volgens VLW juist toenemen bij grotere ruwheden (behalve op de kortste afstand van de wegas). KEMA-VM NNM+ geeft bij hogere ruwheden afnemende NO₂ concentraties.



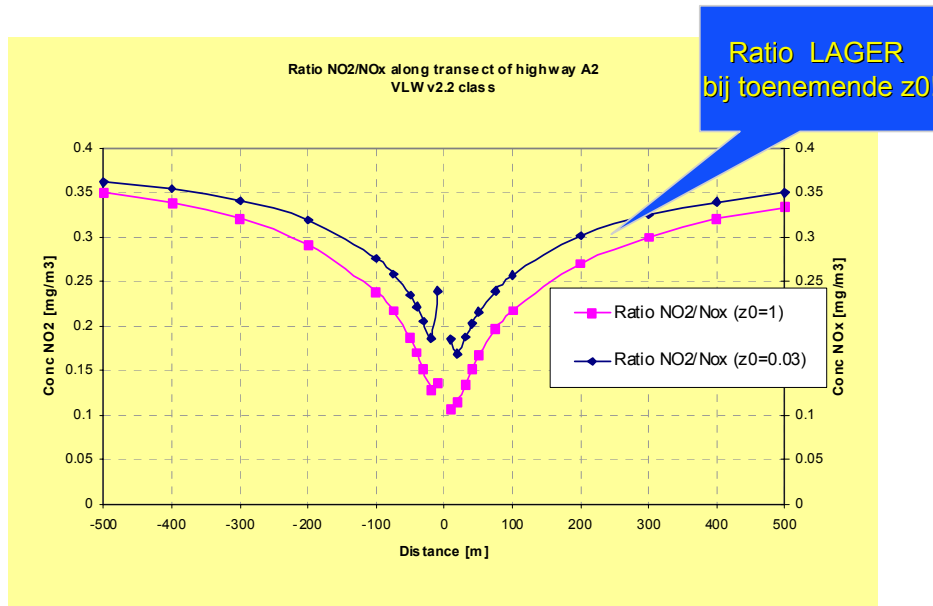
Figuur 2.6 Berekende jaargemiddelde NO₂ concentraties volgens KEMA-VM NNM+ en VLW bij twee ruwheden.

Het effect van de ruwheid op de berekende NO_2 concentraties is bij VLW en KEMA-VM NNM+ tegengesteld.

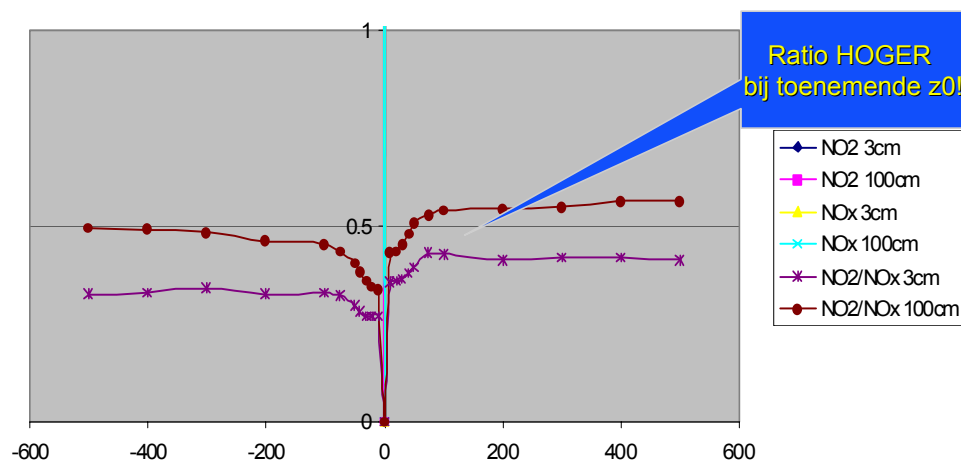
2.1.4.4 Omzettingsgraad van NO naar NO_2

Voor beide modellen is berekend wat de verhouding van de berekende NO_2 en NO_x concentraties zijn, zodat de omzettingsgraad als functie van de afstand van de wegas zichtbaar wordt (zie figuur 2.7 en 2.8).

De berekende omzettingsgraad bij VLW vertoont weinig asymmetrie voor de beide weghelften. Voorts is het opvallend dat ook de omzettingsgraad (NO_2/NO_x) bij een hogere ruwheid lager wordt. Dit is tegengesteld aan wat we bij KEMA-VM NNM+ zien, daar neemt de omzetting juist toe bij een ruwheid van 1 m door de inmenging van meer ozon in de pluim.



Figuur 2.7 Berekende NO_2/NO_x verhouding als functie van de wegas, berekend volgens VLW bij twee ruwheden: 3 cm en 100 cm.



Figuur 2.8 Berekende NO_2/NO_x verhouding als functie van de wegas, berekend volgens KEMA-VM NNM+, bij twee ruwheden: 3 cm en 100 cm.

Het effect van de ruwheid op de berekende NO_2/NO_x omzettingsgraad is bij VLW en KEMA-VM NNM+ tegengesteld.

2.1.5 Conclusies vergelijking VLW met KEMA-VM NNM+

De klassenmodel benadering van VLW en de uur-bij-uur rekenwijze van KEMA-VM NNM+ zijn twee sterk verschillende modelconcepten, die naar verwachting tot verschillen tussen de uitkomsten van de modellen kunnen leiden. KEMA-VM NNM+ heeft als afgeleide lijnbronversie van het NNM model geen status als consensusmodel en is ook (nog) niet uitgebreid getoetst aan metingen of andere verspreidingsmodellen. Toch lijkt een vergelijking tussen beide modellen zinnig om aan te geven welke aspecten juist wel of niet tussen de beide modellen overeenkomen.

- VLW berekent vergelijkbare sigma-z waarden als STACKS (NNM+).
- Het effect van de ruwheid op de sigma-z waarden is bij VLW kleiner dan bij KEMA-VM NNM+. VLW hanteert de oude Pasquill sigma-z waarden zoals in het oude NNM. STACKS hanteert de nieuwe formuleringen die rekening houden met een grotere ruwheidinvloed op de dispersie. Dit is bij het opzetten van KEMA-VM NNM+ uitvoerig aan de orde geweest naar aanleiding van vergelijking met Prairiegras data (lage bron).
- Transportsnelheden zijn bij het VLW model constant met de afstand. Deze constante waarde is in overeenstemming met de initiële waarde bij de bron bij KEMA-VM NNM+. Bij KEMA-VM NNM+ neemt de transportsnelheid echter toe met de afstand. Doordat de pluimuitgestrektheid bij een toenemende afstand toeneemt dient de transportsnelheid meer aangepast te worden aan deze toenemende pluimhoogte. Dit is bij NNM indertijd herkend en getoetst aan metingen, waarna bij consensus de formulering is vastgesteld. Bij hoge ruwheden is dit effect het sterkst.
- NO₂/NO_x omzetting is relatief lager bij VLW dan KEMA-VM NNM+.
- VLW houdt geen rekening met de stabiliteit van de atmosfeer: daardoor is het model minder geschikt voor grotere afstanden (waar de effecten van stabiele en instabiele situaties juist dominant worden).
- Berekende jaargemiddelde NO₂ en NO_x concentraties volgens VLW model zijn aan beide zijden van de weg vrijwel identiek. Op grond van de windroos (verschillende windrichtingfrequenties) zouden grotere verschillen verwacht worden.

NO₂ vorming uit O₃ en NO heeft aandacht. In KEMA-VM NNM+ en NNM wordt fotostationair evenwicht verondersteld hetgeen werkbaar is gebleken bij puntbronnen. Het doorrekenen van verkeersemisies echter leidt zo op het eerste gezicht tot te hoge omzettingsgraden, met name dichtbij de bron (afstanden minder dan 100 m). Empirische relaties laten duidelijk een lagere omzetting zien. De vraag is of dat komt doordat de inmenging van ozon dan wel de chemie de beperkende stap is. Waarom dichtbij de bron deze afwijking van het fotostationair evenwicht optreedt (en daarmee van de omzettingssnelheid van NO naar NO₂) is onvoldoende begrepen.

2.1.6 Aanbevelingen op grond van eerste vergelijking

De in de quick scan geëvalueerde versie van VLW (de versie zonder de correcties zoals vermeld in paragraaf 2.2) vertoont te weinig asymmetrie aan weerszijden van een verkeersweg. Het ontbreken van een duidelijk effect van de windroos (zowel meteorologie als verschillende ozonconcentraties) op de concentraties is een aandachtspunt.

2.2 Resultaten van een snelle vergelijking tussen het VLW (klassen)model en het TNO-VM

J. Wesseling, S. Teeuwisse (TNO-MEP)

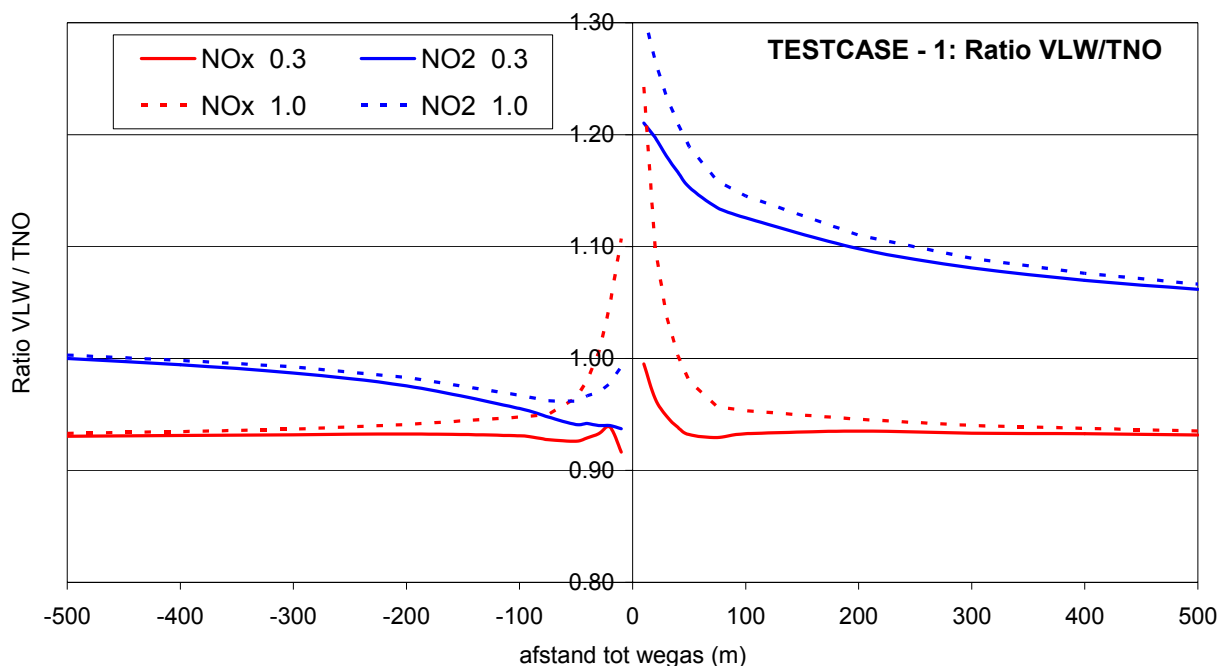
2.2.1 Inleiding

Rijkswaterstaat heeft het ECN opdracht gegeven om het daar ontwikkelde VLW model verder te ontwikkelen en de resultaten van het model te vergelijken met die van het TNO-VM. In opdracht van het ECN heeft TNO een snelle vergelijking gemaakt van de resultaten berekende met het VLW model en de resultaten van het TNO-VM.

De resultaten van de modelvergelijking, de analyse van geconstateerde verschillen en de resultaten van berekeningen met een aangepast VLW model worden hier kort besproken.

2.2.2 Vergelijking

Voor de hier besproken vergelijking is met zowel de klassenmodel versie van het VLW als met het TNO-VM een simpele berekening gedaan voor een kaal stuk snelweg zonder bijzondere kenmerken. Beide modellen zijn ingesteld op dezelfde emissiesterkte, meteorologie en achtergrondconcentraties. Er is een berekening uitgevoerd voor NO₂ en voor NO_x bij een ruwheidlengte van 0.3 zowel als bij een ruwheidlengte van 1 meter. Het resultaat van de verhouding van de concentraties van NO_x en NO₂ zoals voorspeld tussen beide modellen wordt getoond in Figuur 2.9. Getoond worden de verhoudingen van de NO_x en NO₂ concentraties zoals door beide modellen berekend.



Figuur 2.9 Verhouding van de NO_x en NO₂ concentraties zoals door VLW en TNO-VM zijn berekend.

In dit eerste vergelijk werden vrij grote verschillen tussen de resultaten van beide modellen aangetroffen. Daarop is het onderdeel van de code van VLW waar de basisdispersie wordt berekend nader bekeken. Hierbij is geconstateerd dat deze code een correcte implementatie lijkt van de beschrijving van TNO Car Special 4.5 zoals beschreven in de rapporten (Duijm & v.Melle, 1994a+b).

Vervolgens is gezocht naar mogelijke verschillen tussen de CAR Special beschrijving en de feitelijke implementatie en rekenwijze van het TNO-VM. Op drie belangrijke punten zijn verschillen aangetroffen:

1. Berekening snelheidsprofiel ter plaatse van het rekenpunt,
2. Berekening van NO₂ uit NO_x;
3. Afhandeling achtergrondwindroos;

Ad. (1)

In VLW wordt de windsnelheid via de potentiële windsnelheid omgerekend naar de gecorrigeerde waarde ter plaatse van het rekenpunt. In het TNO-VM is deze stap in de definitie van de Davenport profielen verwerkt (Davenport, 1965). Navraag bij een van de oorspronkelijke auteurs van het TNO-VM (Dick van den Hout) leert dat deze stap niet nodig is, bij gebruik van het Davenport profiel moet die stap niet extra gezet worden. De omrekening van het Davenport profiel houdt al rekening met ruwheideffecten. Ook nog eens corrigeren via de potentiële windsnelheid levert dan dus een onjuiste concentratie.

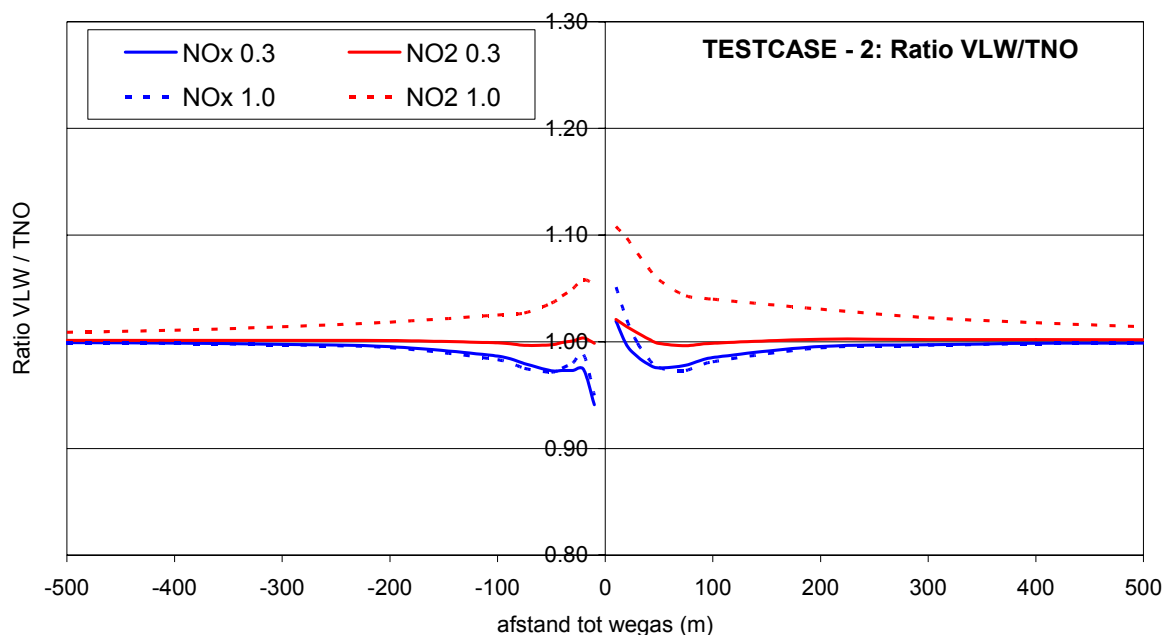
Ad. (2)

In de CAR Special rapportage wordt een vorm van de empirische NO_x → NO₂ conversie beschreven die hoort bij de rekenwijze van het CAR model. Deze is niet identiek aan de rekenwijze in het TNO-VM.

Ad. (3)

In VLW werd de NO₂-concentratie berekend volgens de methode uit CAR Special. Hierin wordt uit de gemiddelde NO_x-concentratie en de gemiddelde O_x concentratie de jaargemiddelde NO₂-concentratie berekend. In het TNO-Verkeersmodel wordt de NO₂-concentratie per windrichtingsector berekend (in totaal 12 sectoren). Het VLW is zodanig aangepast dat de NO₂-concentratie berekend wordt over 36 windsectoren

Voor de eerste twee verschillen tussen de implementaties van het VLW model en het TNO-VM gaven aanleiding tot betrekkelijk grote verschillen in de uitkomsten voor zowel NO_x als voor NO₂. VLW is vervolgens aangepast zodat de rekenwijze beter overeenkomt met het huidige TNO-VM. Dit betroffen overigens slechts relatief kleine wijzigingen in de rekencode. De resultaten verkregen na de aanpassing zijn getoond in Figuur 2.10.



Figuur 2.10 Verhouding van de NO_x en NO₂ concentraties zoals door VLW en TNO-VM zijn berekend na aanpassing van de VLW code.

De resultaten van VLW en het TNO-VM komen na de aanpassingen vrij goed overeen (dicht bij de weg binnen 10%, na 100 meter binnen 4%), de verschillen zijn dus gereduceerd met een factor 4 of meer.

2.2.3 Referenties

Duijm, N.J. en Melle, A. van, Ontwikkeling van CAR-Special, deel 1, Evaluatie van het TNO-Verkeersmodel, IMET-TNO-rapport 92-285 (1994a).

Duijm, N.J. en Melle, A. van, Ontwikkeling van CAR-Special, deel 2, Modelbeschrijving van CAR-Special, IMET-TNO-rapport 92-305 (1994b)

Davenport, A.G., "The relationship of wind structure to wind loading", Nat. Phys. Lab. Symposium No. 16, Wind effects and Buildings, p. 54-102, H.M.S.O., Londen, 1965.

3. AANPASSINGEN AAN HET OORSPRONKELIJKE VLW KLASSEMODEL N.A.V. DE QUICK SCAN.

Naar aanleiding van de vergelijking tussen het NNM (STACKS) model en VLW is er voor gekozen om geen wijzigingen in VLW aan te brengen.

In principe zijn VLW en het TNO-VM twee implementaties van hetzelfde rekenalgoritme. De quick-scan met het TNO-VM leverde echter in eerste instantie verschillen in NO_x en NO_2 concentraties op, oplopend tot 30%. Op drie punten zijn kleine maar belangrijke verschillen aangetroffen tussen de VLW rekenwijze en de TNO-VM rekenwijze. Deze wijzigingen betroffen eigenlijk verschillen in de rekenwijze tussen het TNO Car Special model waarop VLW gebaseerd is en het huidige TNO-VM. Op zich bleek VLW een correcte implementatie van Car Special te omvatten, maar was het TNO-VM op enkele punten inmiddels veranderd. Op grond van deze bevindingen zijn veranderingen aangebracht aan het VLW model in overeenstemming met de rekenwijze van het huidige TNO-VM. De resultaten van VLW en het TNO-VM komen na de aanpassingen vrij goed overeen (dicht bij de weg binnen 10%, na 100 meter binnen 4%), de verschillen zijn door de aanpassingen dus gereduceerd met een factor 4 of meer.

Aanpassingen aan het oorspronkelijke VLW klassemiddel n.a.v. de quick scan.

4. MODELEISEN EN KEUZE VAN DE TESTCASES

4.1 Inleiding

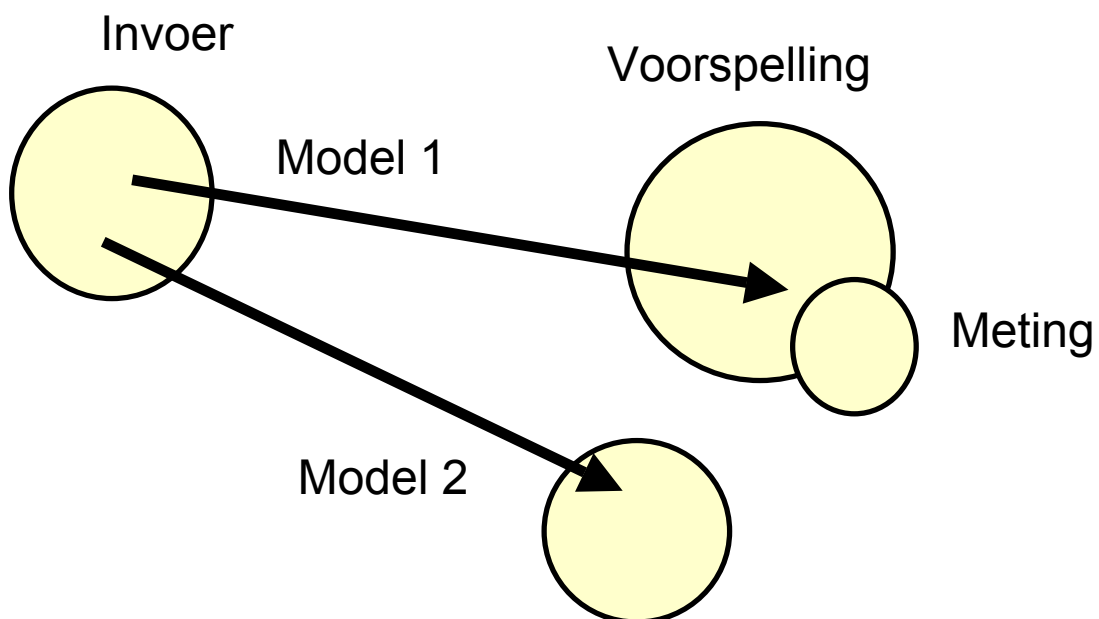
Een model is een middel om op grond van invoergegevens van één of meer parameters voorspellingen te doen van één of meer andere parameters. In het geval van een verkeersmodel als VLW worden gegevens van een snelweg en het daarvan gebruikmakende verkeer en meteorologie gebruikt om een voorspelling te doen van de concentraties optredend in de onmiddellijke nabijheid van de snelweg. In het hierna volgende is de terminologie gebruikt zoals gedefinieerd in de NEN 7777:2003 norm.

De nauwkeurigheid van het model hangt onder andere af van de aanwezigheid van de juiste invoergegevens, de nauwkeurigheid van die gegevens, en de overeenkomst tussen de processen in de modelbeschrijving en de werkelijkheid. Een model is per definitie altijd een versimpeling van die werkelijkheid.

Onzekerheid in de invoergegevens plant zich op een bepaalde manier voort via het model en vertaalt zich in een onzekerheid van de berekende waarden. Deze onzekerheid kan bijvoorbeeld via een Monte Carlo foutenanalyse gekwantificeerd worden, mits men een goede schatting kan maken van de fouten in de invoerparameters. Een bepaalde set invoergegevens met een zekere onzekerheid vertaalt zich dan voor verschillende modellen in een set voorspellingen met verschillende onzekerheden.

In figuur 4.1 is schematisch weergegeven dat een set invoergegevens (het bolletje links) via Model 1 een verzameling met grotere onzekerheid geeft dan met Model 2. Model 2 is dus op basis van een Monte Carlo analyse aan te merken als een nauwkeuriger model.

Wel valt op dat in dit geval de twee modelvoorspellingen totaal verschillend zijn met geen enkele overlap. De werkelijkheid, hier getoond als een bolletje, weergevende een (set) meting(en) met een bepaalde onzekerheid, ligt echter dichterbij de voorspelling van Model 1 dan die van Model 2. Model 1 is dus juister dan Model 2. Maar ook de voorspelling van Model 1 deelt in dit voorbeeld slechts een kleine set met de werkelijke situatie.



Figuur 4.1 Schematische weergave van de samenhang tussen de relatieve onzekerheid in invoergegevens en de vertaling daarvan door een model in systematische en toevallige fouten in de modelvoorspellingen ten opzichte van de werkelijkheid, hier “metingen”.

De afwijking van de beste gemiddelde schatting van het modelresultaat ten opzichte van het gemiddelde van de beste schatting van de meting is de systematische modelafwijking.

4.2 Specifieke analyse voor de vraagstelling

In het geval van modelberekeningen in het kader van de Rapportage voor het Besluit luchtkwaliteit is de norm voor deze maximaal toelaatbare afwijking van een model ten opzichte van de jaargemiddelde meting 30% (in andere woorden: aan deze condities dient statistisch voor 70% van de gevallen aan te worden voldaan; dit komt overeen met een tweezijdige onzekerheid van de resultaten van één sigma). Zie onderstaande tekst box voor de preciese formulering in het Blk en de toelichting daarop.

De vereiste ruimte van 30% wordt opgevuld door een combinatie van de random modelfout en de systematische modelfout. Beide fouten bevatten een component ten gevolge van random en systematische fouten in de invoer en dezelfde twee fouttypes in het model. De random fouten en de doorwerking in onzekerheid van het resultaat zijn redelijk goed af te schatten met behulp van statistiek. De systematische fouten en doorwerking daarvan vormen een groter probleem om vast te stellen en worden daarom vaak ook genegeerd. De systematische fout kan alleen vastgesteld worden aan de hand van het verschil tussen het gemiddelde van metingen en het gemiddelde van modeluitkomsten. Ook dit verschil dient binnen 30% van het gemiddelde van de metingen te liggen.

Citaten uit het Besluit luchtkwaliteit

Blz 8, Artikel 21

1. De vaststelling voor stikstofdioxide bij wegen, bedoeld in artikel 20, tweede, derde, vierde en vijfde lid, vindt plaats door middel van:

a. metingen, overeenkomstig artikel 19, vierde lid, dan wel
b. een andere methode met behulp waarvan concentraties op een zodanige wijze vastgesteld kunnen worden, dat deze **niet meer dan 30 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken.**

2. De vaststelling voor stikstofdioxide bij inrichtingen, bedoeld in artikel 20, vierde lid, vindt plaats door middel van:

a. metingen, overeenkomstig artikel 19, vierde lid, dan wel
b. een andere methode met behulp waarvan concentraties op een zodanige wijze vastgesteld kunnen worden, dat deze niet meer dan 60 procent van de werkelijke uurgemiddelde concentraties afwijken.

Blz 54, Nota van toelichting Artikel 21 en 22

Bij de vaststelling van de luchtkwaliteit van SO₂, NO₂, zwevende deeltjes en lood bij geïnventariseerde plaatsen waar overschrijding van grenswaarden verwacht wordt, gelden voor metingen dezelfde nauwkeurigheidseisen als vermeld in artikel 19, tweede tot en met zevende lid.

Bij vaststelling van de luchtkwaliteit middels andere methoden (modelberekeningen) gelden minder stringente nauwkeurigheidscriteria, omdat een vergelijkbare nauwkeurigheid als bij metingen niet gehaald kan worden. Voor andere methoden waarmee de luchtkwaliteit kan worden vastgesteld zijn in de richtlijn eveneens kwaliteitscriteria

opgenomen. In de dochterrichtlijn worden nauwkeurigheidspercentages gegeven (bijlage VIII, tabel). Deze percentages geven de maximale afwijking aan die uitkomsten van modelberekeningen zouden mogen hebben ten opzichte van metingen, in het geval deze zouden worden uitgevoerd om het model te toetsen. In het besluit zijn de nauwkeurigheidspercentages zoals aangegeven in bijlage VIII van de dochterrichtlijn overgenomen, waarbij voor uurgemiddelden de bovengrens van de in de richtlijn aangegeven range (50–60%) is gehanteerd.

Vergelijking van de uitkomsten van modelberekeningen en metingen gebeurt in de regel aan de hand van het aantal berekende of gemeten overschrijdingen van een bepaalde waarde in een jaar. De percentages voor de maximaal toegestane afwijking tussen de uitkomsten van berekeningen en metingen hebben dan ook betrekking op het aantal overschrijdingen per jaar en niet op individuele uur- of daggemiddelden. In de dochterrichtlijn is, in tegenstelling tot hetgeen in de oorspronkelijke besluiten luchtkwaliteit het geval was, geen betrouwbaarheidsinterval voor modelberekeningen gegeven. De tekst van de dochterrichtlijn doet vermoeden dat de met behulp van modellen vastgestelde concentraties met 100% waarschijnlijkheid minder dan een genoemd percentage van de werkelijke concentraties mogen afwijken. Een waarschijnlijkheid van 100% is in de praktijk evenwel niet mogelijk. Op grond van de technische mogelijkheden van modellen en internationale consensus die zich op dit punt lijkt te ontwikkelen, **is het hanteren van een nauwkeurigheidspercentage van 70% reëel.** Dit komt overeen met het in de oorspronkelijke besluiten luchtkwaliteit opgenomen betrouwbaarheidsinterval.

Hoewel het onderhavige besluit dus in navolging van de dochterrichtlijn geen nauwkeurigheidspercentage kent, wordt bij de toepassing een maximale afwijking van de werkelijke concentratie met een waarschijnlijkheid van 70% gehanteerd.

Inmiddels weten we dat er enkele foutbronnen zijn die een systematische afwijking van de gemodelleerde concentraties naar boven geven:

- De dubbeltelling van de invloed snelwegemissies in de GCN achtergrondconcentraties
- Overschatting van de emissies door gebruik van verkeerstellingen met onvoldoende onderscheid in vrachtverkeertypes

Helaas zijn er niet voldoende metingen aan representatieve punten langs snelwegen in Nederland om de systematische modelafwijkingen goed te bepalen. Aangezien we specifiek op zoek zijn naar overschrijdingen van een jaargemiddelde norm zou daarom op pakweg 10 van de te berekenen situaties waar een overschrijding verwacht wordt een jaargemiddelde concentratiemeting uitgevoerd dienen te worden. Een dergelijke activiteit gaat de omvang en doeleinden van het huidige project te boven.

4.3 Vertaling naar Modeleisen wat betreft onzekerheid

4.3.1 Schatting van de onzekerheden in de invoergegevens

De 30% eis is te vertalen in een eis aan de random fout in het model tengevolge van onzekerheden in model en zijn invoer. Om te bepalen of VLW hieraan voldoet zou een Monte Carlo analyse voor een representatieve situatie wenselijk zijn. Een dergelijke toets is echter dermate (reken)intensief dat het de omvang en doeleinden van het huidige project helaas te boven gaat.

Omdat validatie aan metingen niet goed mogelijk is wegens gebrek aan goede beschikbare datasets, is daarom in overleg met de begeleidingscommissie ervoor gekozen om het VLW te vergelijken met een referentiemodel wat conceptueel grote overeenkomsten heeft met het VLW en reeds wel is gevalideerd. Voor het vaststellen van eventuele systematische fouten is het VLW vergeleken met het TNO-VM.

Dit TNO-VM model is gevalideerd met metingen en windtunnelexperimenten (zie bijlage Ib) en specifiek bedoeld voor dezelfde problemen als waarvoor VLW ontworpen is. Bovendien gebruiken beide modellen vrijwel dezelfde rekensystematiek. Bij gelijke invoer gegevens dienen beide modellen dus gelijkwaardige uitvoer op te leveren met geringe systematische afwijkingen.

Samen met de deskundigen van de begeleidingscommissie is van iedere mogelijk belangrijke foutenbron in de model invoergegevens een zo goed mogelijke omvang op grond van de huidige stand van zaken gemaakt. Dit om de te accepteren verschillen bij vergelijking van resultaten van berekeningen van twee gelijksoortige modellen vast te kunnen stellen. Het leek een ieder redelijk om voor de maximale afwijking tussen de uitkomsten van beide modellen hooguit een fout te accepteren gelijk aan of kleiner dan de kleinste onzekerheid van deze invoergegevens, zodat de onzekerheid voortvloeiende uit de keuze van gebruik van een der modellen in iedere geval minder groot is dan enige andere (momenteel onvermijdbare) onzekerheid in de invoergegevens.

In het genoemde overleg zijn de volgende waarden voor de belangrijkste onzekerheden in de invoerparameters vastgesteld:

- Meteorologie: Windsnelheid meteostation Schiphol of Eindhoven t.o.v. werkelijke situatie (zie verder): 20%
- Emissie:
 - Prestatie (toedeling vrachtverkeer): 15%
 - Emissie/km (rijgedrag, stagnatie): 20%
 - Achtergrondconcentratie: 5-10%
- Ruwheidlengte, keus uit (5) discrete stappen: 1 stap variatie in ruwheidklasse

Het is niet eenvoudig om op grond van deze gegevens eenduidig vast te stellen wat de resulterende onzekerheid in de modeluitkomsten van een (perfect) rekenmodel zou zijn. De onzekerheid hangt dan af van de plaats in Nederland (vanwege de verschillende achtergrondniveaus en meteorologie), de afstand van receptorpunten van de weg, de beschouwde component (NO₂ of fijn stof) en de emissiesterkte (aantal voertuigen; verkeerssamenstelling).

4.3.2 Analyse van de voortplanting van fouten in de invoergegevens

De bijdrage van verkeersbronnen aan de concentratie (C) is een functie van de emissie (q), de afstand (x) van de weg en de dispersie (d) en wordt opgeteld bij de achtergrond concentratie B, die afhankelijk is van de positie in Nederland p. De emissie is weer afhankelijk van snelheid(v), percentage vrachtverkeer (vvk) en verkeersintensiteit (n). De chemie zorgt voor sommige componenten voor een gedeeltelijke omzetting of vorming, voorgesteld door α . Deze omzetting is zelf weer een functie van afstand van de weg (x) en meteorologie (m).

$$C_{\text{tot}}(\text{stof}) = B(\text{stof}, p) + \alpha(\text{stof}, x, m(p)) * C(q(\text{stof}, n, v, \text{vvk}), d(x, m(p)))$$

De relatieve fout in het antwoord C wordt dus sterk beïnvloed door het absolute niveau van de achtergrond B ten opzichte van de verkeersbijdrage en die verkeersbijdrage is voor NO₂ weer sterk beïnvloed door de omzettingsfactor. Voor bijvoorbeeld NO₂ geldt dat de omzettingsfactor voor omzetting van NO naar NO₂ varieert in de pluim van 20% nabij de bron tot 50% op een kilometer afstand. C is lineair met de bronsterkte, maar sterk afnemend met de afstand. α is sterk a-lineair met de afstand met de weg, maar ook weer afhankelijk van C en B. De hoeveelheid beschikbaar NO_x voor omzetting in de pluim varieert voor een doorsnee snelweg dan van 500 tot enkele µg/m³ over diezelfde afstand.

In tabel 4.1 is de relatieve fout in C voor enkele representatieve cases ruw geschat, het betreft hier een conservatieve schatting. De onzekerheid in de modelparameters zijn hierin echter niet meegenomen. In de praktijk zal de fout over het algemeen toch kleiner zijn. Gekozen is voor twee cases, één met een lage achtergrond en relatief lage verkeersintensiteit, omgeving Friesland, en één met een hoge achtergrond en hoge verkeersintensiteit, representatief voor de situatie dichtbij een stad in de Randstad. De relatieve fout blijkt in beide gevallen voor alle stoffen ongeveer even groot en is kleiner of gelijk aan zo'n 20%. De absolute fout kan oplopen tot 16 µg/m³ voor NO₂ in de Randstad op zeer kleine afstand van de weg.

Tabel 4.1. Schatting van de relatieve fout in de berekende concentratie als gevolg van de eerder geschatte fouten in de invoerparameters

Positie	Stof	B	x	q	α	C	αC	C _{tot}	Fout	%Fout
Friesland	NO ₂	20	20	1000	0.2	100	20	40	8	20
Friesland	NO ₂	20	500	1000	0.5	3	1.5	21.5	2.5	12
Friesland	PM	30	20	100	1	4	4	34	4.3	13
Randstad	NO ₂	35	20	2000	0.2	200	40	75	15.5	21
Randstad	NO ₂	35	500	2000	0.5	6	3	38	4.3	12
Randstad	PM	38	20	200	1	8	8	46	6.4	14

4.3.3 Eisen aan de onzekerheid veroorzaakt door de modelberekening

Op grond van de consensus over de bovenstaande onzekerheden heeft de externe BC geconcludeerd dat een onderlinge afwijking van 5-10% zal worden geaccepteerd bij de vergelijking van resultaten van de twee gelijkwaardige modellen.

Toelichting op de schatting van de onzekerheid in de meteorologie

De jaargemiddelde windsnelheid vertaalt zich omgekeerd evenredig in de berekende concentratie. Het langjarig gemiddelde van deze windsnelheid varieert maximaal met een factor 1.8 over Nederland (Vlissingen vs. Twente). Het verschil tussen Schiphol en Eindhoven bedraagt gemiddeld 20%. De windsnelheden van vrijwel alle stations liggen binnen 20% van de waarden van Schiphol en Eindhoven als daarvan de meest dichtstbijzijnde gekozen wordt.

Table 4.2. Gemiddelde windsnelheid over het tijdvak 1971-2000
(bron: KNMI; http://www.knmi.nl/voorl/kd/lijsten/normalen71_00/a-norm_stdafw_per_element/maand_norm-per-element.xls)

Gemiddelde windsnelheid in m/s					
	winter	lente	zomer	herfst	jaar
Valkenburg	6.0	5.2	4.6	5.1	5.2
De Kooy	6.9	6.0	5.2	6.1	6.0
Schiphol	6.0	5.3	4.3	5.0	5.1
De Bilt	4.0	3.6	2.9	3.2	3.4
Soesterberg	4.2	3.9	3.5	3.5	3.8
Leeuwarden	5.8	5.2	4.3	4.9	5.0
Deelen	5.0	4.5	3.7	4.2	4.4
Eelde	5.3	4.6	3.9	4.3	4.5
Twenthe	4.1	3.6	3.1	3.4	3.5
Vlissingen	7.3	6.1	5.5	6.6	6.4
Rotterdam	5.7	5.0	4.2	4.8	4.9
Gilze-Rijen	4.7	4.2	3.6	3.9	4.1
Eindhoven	4.8	4.3	3.7	4.0	4.2
Volkel	4.7	3.9	3.2	3.8	3.9
Maastricht	5.1	4.4	3.7	4.3	4.4
Vlissingen, De Kooy, Eelde, Maastricht, De Bilt,	5.7	4.9	4.3	4.9	4.9
Alle	5.3	4.6	4.0	4.5	4.6

4.4 Keuze van de test cases

Reeds in 1994 is een uitgebreide vergelijking van de allereerste versie van VLW en het TNO-VM (versie 5.2) uitgevoerd (Huizingh en Versluis, 1994). Conclusie uit dit rapport is dat de resultaten VLW en TNO-VM meestal niet meer verschillen dan 4%, zowel voor directe als recirculatiebijdragen. Overigens worden hier al verschillen opgemerkt tussen het gedrag van het TNO-VM en de specificaties van Car Special 4.5 en dus VLW, in dit geval specifiek voor de berekening van de recirculatiebijdragen.

Nadat deze 16-bits versie van VLW was omgezet naar een 32 bits Windows omgeving door ECN (VLW Versie 1.20 en verder [Vermeulen, 1999, 2002]) is steeds deze set van cases opnieuw gedraaid met identiek rekenresultaten voor de klassenvariant van VLW als voor VLW Versie 1.0.

Een iets gemodificeerde set van test cases als in Huizing & Versluis [1994] is hier ook toegepast. In cases met oplopende complexiteit en realiteit worden hierbij de resultaten van de twee modellen vergeleken.

Allereerst wordt voor een recht stuk weg met verschillende oriëntaties en een kunstmatige meteo met een uniforme verdeling over de windsectoren en een constante windsnelheid van 4 m/s een transect en een set van 4 windrozen rond verschillende receptorpunten berekend voor een passieve tracer. Vervolgens wordt een dergelijke case doorgerekend met een reële set van gegevens voor de meteorologie en achtergrondgegevens, nu tevens voor NO₂.

Vervolgens is een set van vergelijkingen uitgevoerd voor een reël tracé en reële meteorologie, met een opgelegde emissiesterkte. Op dit tracé zijn vervolgens de invloed van verhoogde en verdiepte ligging en de invloed van geluidsschermen en -wallen geëvalueerd.

Uiteindelijk is ook een groot tracé rond de stad Den Bosch doorgerekend met dezelfde meteorologie, nu inclusief de berekening van emissies door de modellen zelf op basis van de opgegeven verkeersprestaties en –samenstelling. Deze laatste test is een goede weerspiegeling van het gebruik van het model in de praktijk en in het bijzonder voor de evaluaties in het kader van het Blk.

Referenties

Huizingh J. & Versluis AH, 1994. VLW Rekenmodule versie 1.0 – Vergelijking concentratieberekeningen VLW module 1.0 en TNO-VM 5.2. Delft, RWS-DWW, rapport W-DWW-94-276.

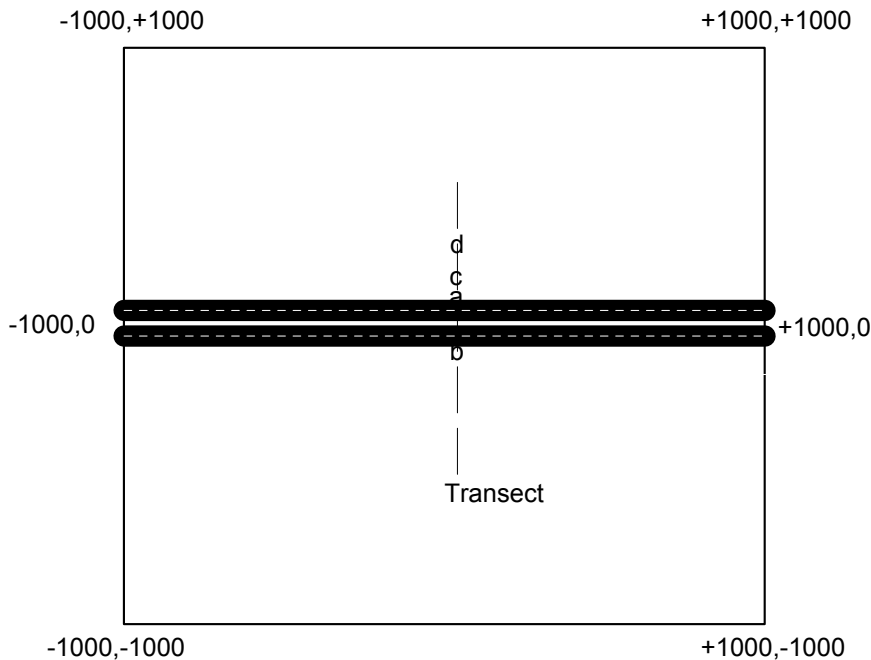
Vermeulen AT, 1999. Gebruikershandleiding VLW Rekenmodule Versie 1.20. Delft, RWS-DWW.

Vermeulen AT, 2002. Vergelijkingsrapport VLW Rekenmodule Versie 2.10. Delft, RWS-DWW.

5. CASES VALIDATIE VLW V2.40 MET HET TNO-VM

Koos Hollander, Joost Wesseling (TNO-MEP)

5.1 Case 1



Figuur 5.1 Situatieschets Case 1

Deze case betreft een eenvoudig theoretisch model van een wegvak van 2 km lengte (2x2 rijbanen), lopend van west (startpunt $x, y = -1000, 0$ naar oost (eindpunt $x, y = +1000, 0$), waarvoor het dwarsprofiel op het midden van het wegvak ($x, y = 0, 0$) wordt berekend over een afstand van 500 meter aan weerszijden van de weg. Er wordt een uniforme windroos gebruikt met een windsnelheid van 4 m/s. De gebruikte ruwheidslengte is 0,3 meter en de verkeersemmissie bedraagt $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{s}$. De achtergrondconcentraties zijn nul, zodat het rekenresultaat uitsluitend de verkeersbijdrage betreft.

In deze eenvoudige case met uniforme windroos is het concentratie verloop in het dwarsprofiel loodrecht op de weg aan weerszijde van de weg gelijk. In de eerste 100 meter vanaf de wegas loopt de concentratie(bijdrage) vanaf de hoogste waarde aan de wegrand steil af, om daarna geleidelijk verder af te lopen naar een bijdrage nul.

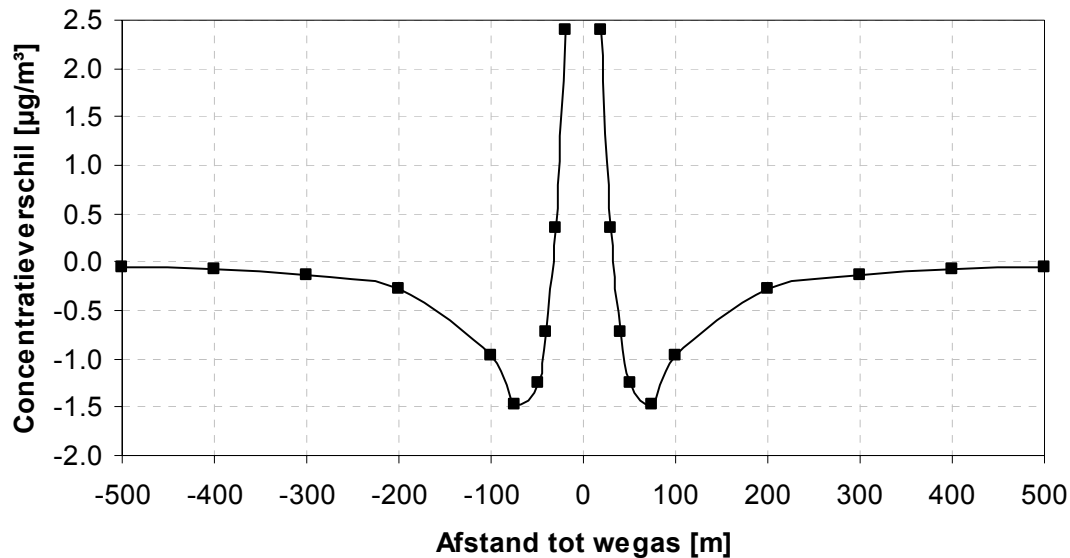
De krommes die de afname van de concentratie als functie van de afstand tot de weg beschrijven zijn voor beide modellen (kortweg VM en VLW) iets verschillend. Figuur 5.2 laat de verschillen tussen beide modellen zien.

Het VLW model berekent op de wegrand (10 meter) een hogere bijdrage dan het TNO-VM (+5%, of $+6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De concentratie in het dwarsprofiel neemt in het VLW model wat sneller af dan in het TNO-VM model, zodat op 40 meter van de wegas het verschil (VLW-VM) negatief wordt en op 75 meter afstand een maximaal negatief verschil wordt bereikt (-6%, of $-1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Met toenemende afstand tot de weg loopt het verschil weer terug tot nul (zie Figuur 5.2).

Afgezien van de eerste 20 meter vanaf de wegas zijn de verschillen tussen beide modellen (gemiddeld over 30-500 meter van het dwarsprofiel: $-0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verwaarloosbaar klein.

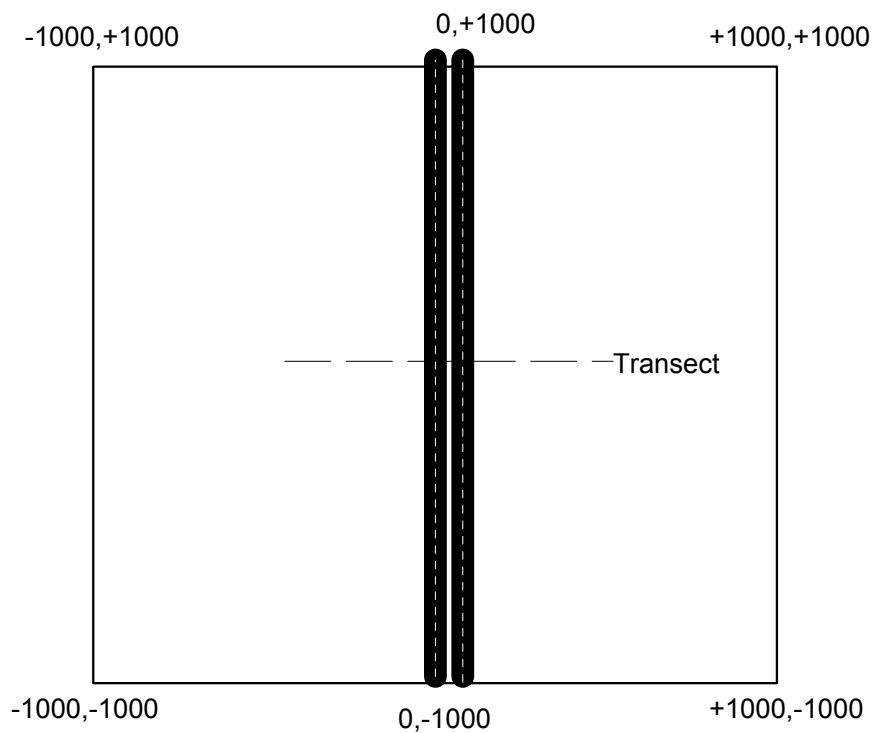
Over de eerste 20 meter, een voor het gebruik van het model weinig relevante afstand, zijn de verschillen in absolute zin groter, maar in procenten ten opzichte van de hogere concentratie langs de wegrand eveneens klein ($< 5\%$).

Voorbeeld 1: VM vs VLW



Figuur 5.2 Verschillen (VLW – VM, in NO_2 concentratie in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de dwarsprofielen van cases 1 en 2.

5.2 Case 2



Figuur 5.3 Situatieschets Case 2

In deze case zijn het wegvak en dwarsprofiel 90 graden gedraaid ten opzichte van case 1. Het wegvak loopt van zuid ($y = -1000$) naar noord ($y = +1000$) en het dwarsprofiel van west naar oost. De overige invoergegevens zijn als in case 1.

Door het gebruik van een uniforme windroos moeten de rekenresultaten in deze case, afgezien van de draaiing, gelijk zijn aan die in case 1. Dit is inderdaad het geval. Verder levert deze berekening geen nieuwe informatie.

5.3 Case 3

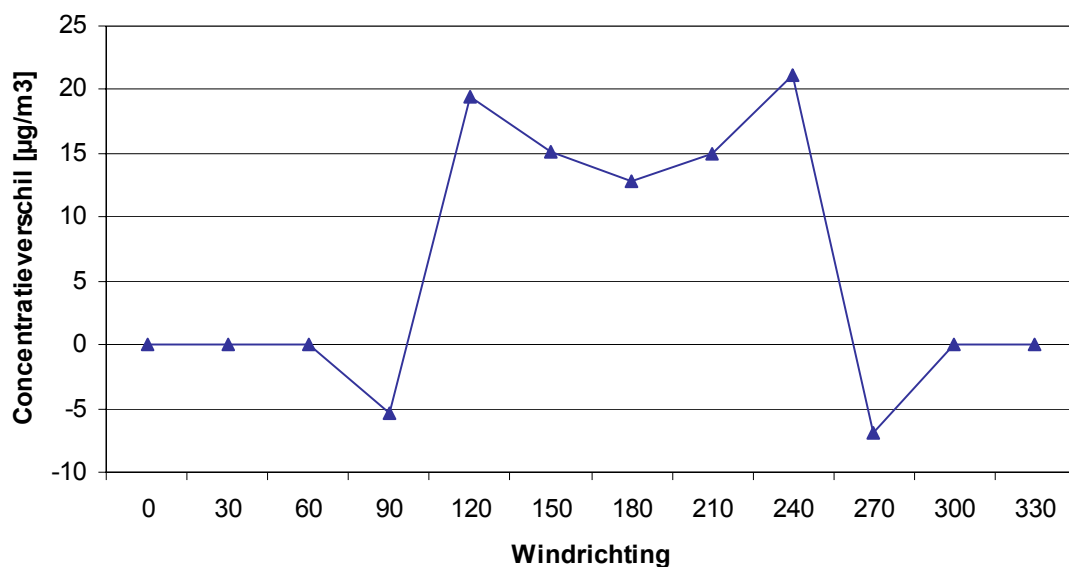
De invoergegevens in deze case zijn gelijk aan die in case 1.

Er zijn windrozen (12 sectoren van 30 graden) berekend voor 4 receptorpunten, met de coördinaten (zie figuur 5.1):

	x	y	z
a) 10 meter noord van de weg:	0	10	1,5
b) 10 meter zuid van de weg:	0	-10	1,5
c) 80 meter noord van de weg:	0	80	1,5
d) 160 meter noord van de weg:	0	160	1,5

Zoals verwacht voor het receptorpunt 10 meter noord van de weg geven de sectoren 0, 30, 60, 300 en 330 een concentratie nul (voor beide modellen). Door de gemiddelden per sector van 30 graden te berekenen zijn ook de concentraties in de sectoren 90 en 270 graden (beide modellen) niet nul. De berekeningen met beide modellen geven geen grote verschillen voor de concentraties per windrichtingsector ($< 10\%$). Figuur 5.4 geeft de verschillen weer. Ze variëren van -5 tot $+20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gemiddeld over alle sectoren met een concentratie ongelijk nul, bedraagt het verschil (VLW – VM) tussen beide modellen ca. $+10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, overeenkomend met ca. 5% van de gemiddelde concentratie. In overeenstemming met case 1, geeft het VLW model op 10 meter van de weg hogere concentraties dan het TNO-VM model. Voor de windrichtingsectoren 90 en 270 graden geeft het VLW model echter een wat lagere concentratie dan het TNO-VM model. Dit is vermoedelijk een gevolg van verschillen in de wijze van rekenen (niet modelmatig, maar rekenprocesmatig). Verder valt op dat voor beide modellen de windrozen niet exact symmetrisch zijn rond 180 graden, mogelijk eveneens een afronding- of rekenartefact.

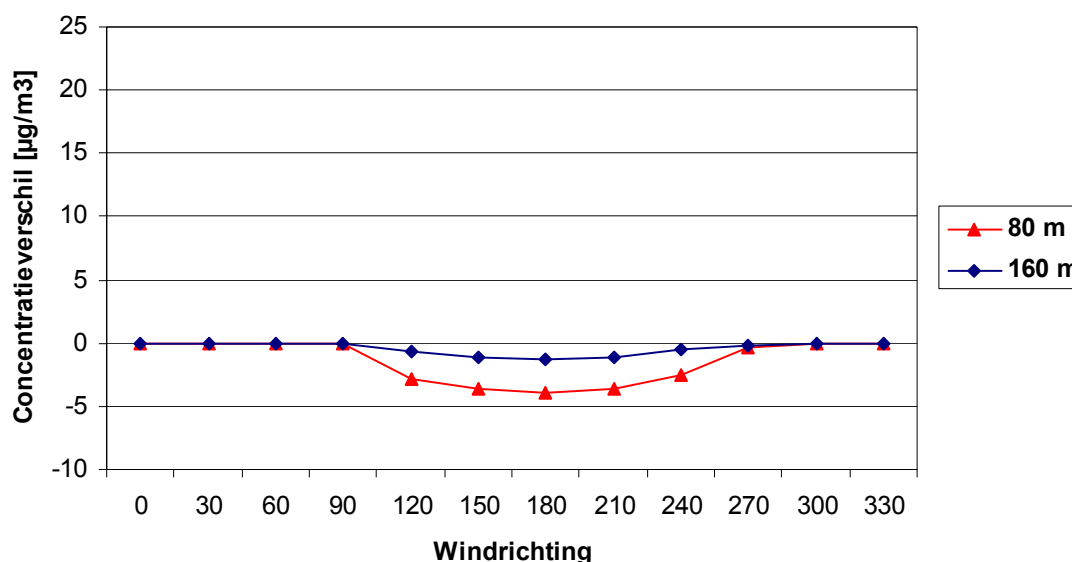
Voorbeeld 3: windroos punt 0, 10



Figuur 5.4 Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in het receptorpunt 10 meter noord van de weg.

De windroos voor het receptorpunt 10 meter zuid van de weg is het spiegelbeeld (ten opzichte van de wegas) van die voor het receptorpunt op dezelfde afstand noord van de weg. De berekende concentraties voor de receptorpunten noord en zuid van de weg zijn voor het VLW model exact gelijk, voor het TNO-VM model zijn er kleine verschillen van 1 à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor sommige windrichtingsectoren, mogelijk het gevolg van de rekenprocedure. Voor het overige komen de bevindingen overeen met die voor het receptorpunt noord van de weg.

Voorbeeld 3: windrozen punt 0, 80 en 0, 160



Figuur 5.5 Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in de receptorpunten 80 en 160 meter noord van de weg.

De windrozen voor de receptorpunten op 80 en 160 meter noord van de weg tonen dezelfde algemene karakteristieken als voor de receptorpunten op kortere afstand. In overeenstemming met case 1 zijn de concentraties berekend met het VLW model nu lager dan die berekend met het TNO-VM model. De verschillen zijn niet groot (zie Figuur 5.5). Voor de receptorpunten op 80 en 160 meter noord van de weg bedragen ze maximaal respectievelijk ca. -4 en -1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (respectievelijk < 8 en < 5 %) en gemiddeld over alle windrichtingsectoren met een concentratie ongelijk nul respectievelijk -2,4 en -0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, overeenkomend met respectievelijk ca. 5 en 3 %.

5.4 Case 4

De invoergegevens in deze case zijn gelijk aan die in case 3, met een draaiing van 90 graden ten opzichte van case 3, dus een situatie vergelijkbaar met case 2.

Er zijn eveneens windrozen (12 sectoren van 30 graden) berekend voor 4 receptorpunten, nu met coördinaten:

	x	y	z
10 meter oost van de weg:	-10	0	1,5
10 meter west van de weg:	10	0	1,5
80 meter oost van de weg:	80	0	1,5
160 meter oost van de weg:	160	0	1,5

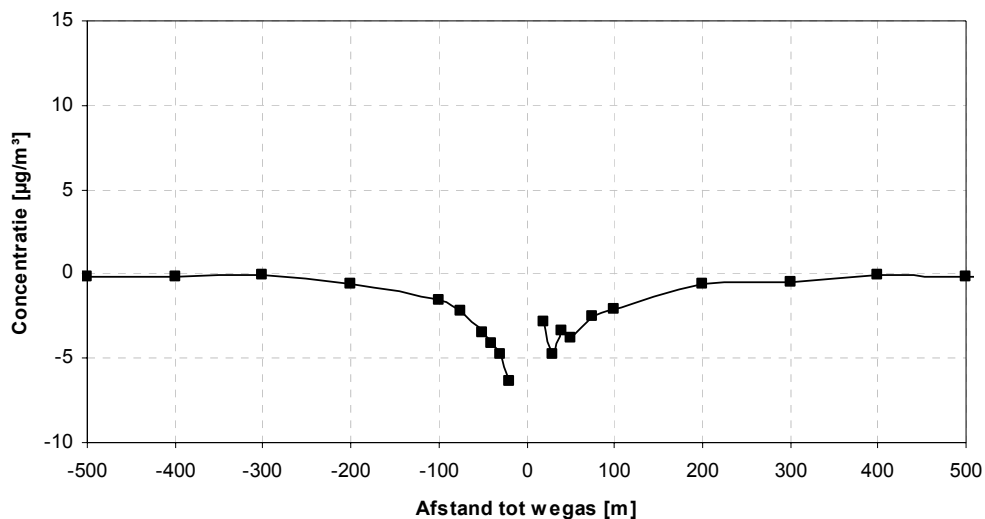
Door het gebruik van een uniforme windroos moeten de rekenresultaten in deze case, afgezien van de draaiing, gelijk zijn aan die in case 3. Dit is inderdaad het geval. Verder levert deze berekening geen nieuwe informatie.

5.5 Cases 5, 6, 7, 8

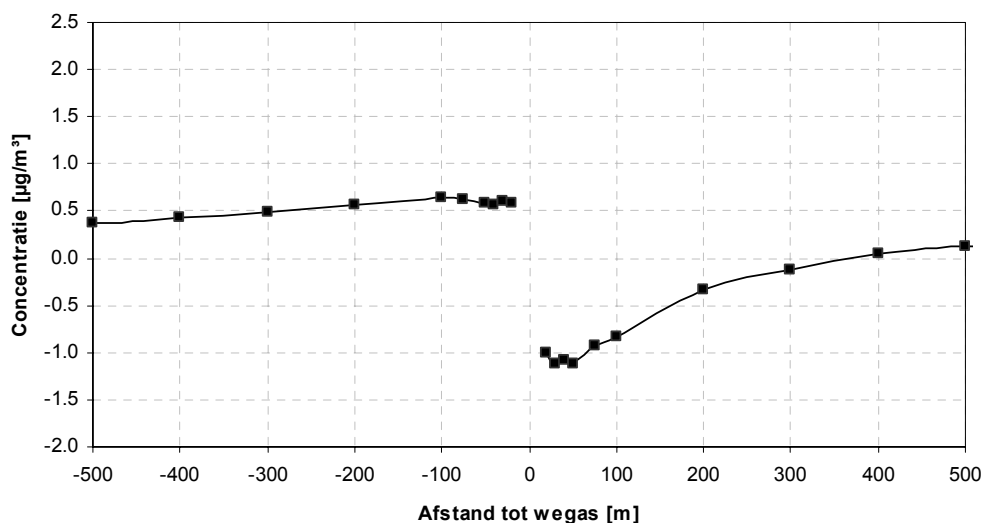
De cases 5, 6, 7 en 8 betreffen alle een praktijkvoorbeeld van de A2 bij Breukelen (specificaties als test van september), nu met 2001 meteo en concentraties (voor een willekeurig ander punt in Nederland). Er zijn berekeningen van het dwarsprofiel uitgevoerd voor diverse ruwheidlengtes (0.03, 0.1, 0.3 en 1.0 meter). De dwarsprofielen zijn berekend voor NO_x en NO₂, met een verkeersprestatie van 138000 vt/etmaal, 10% vrachtverkeer, snelheid 120 resp. 100 km/h en NO_x emissies van respectievelijk 0.85 en 9.26 g/km/voertuig. Voor NO₂ is een achtergrondconcentratie toegevoegd.

De resultaten voor de laagste en hoogste ruwheidlengte zijn weergegeven in de figuren 5.6 en 5.7. De figuren geven de uiterste situaties weer (0.03 en 1.0 meter), de overige situaties bevinden zich tussen de gepresenteerde verschillen.

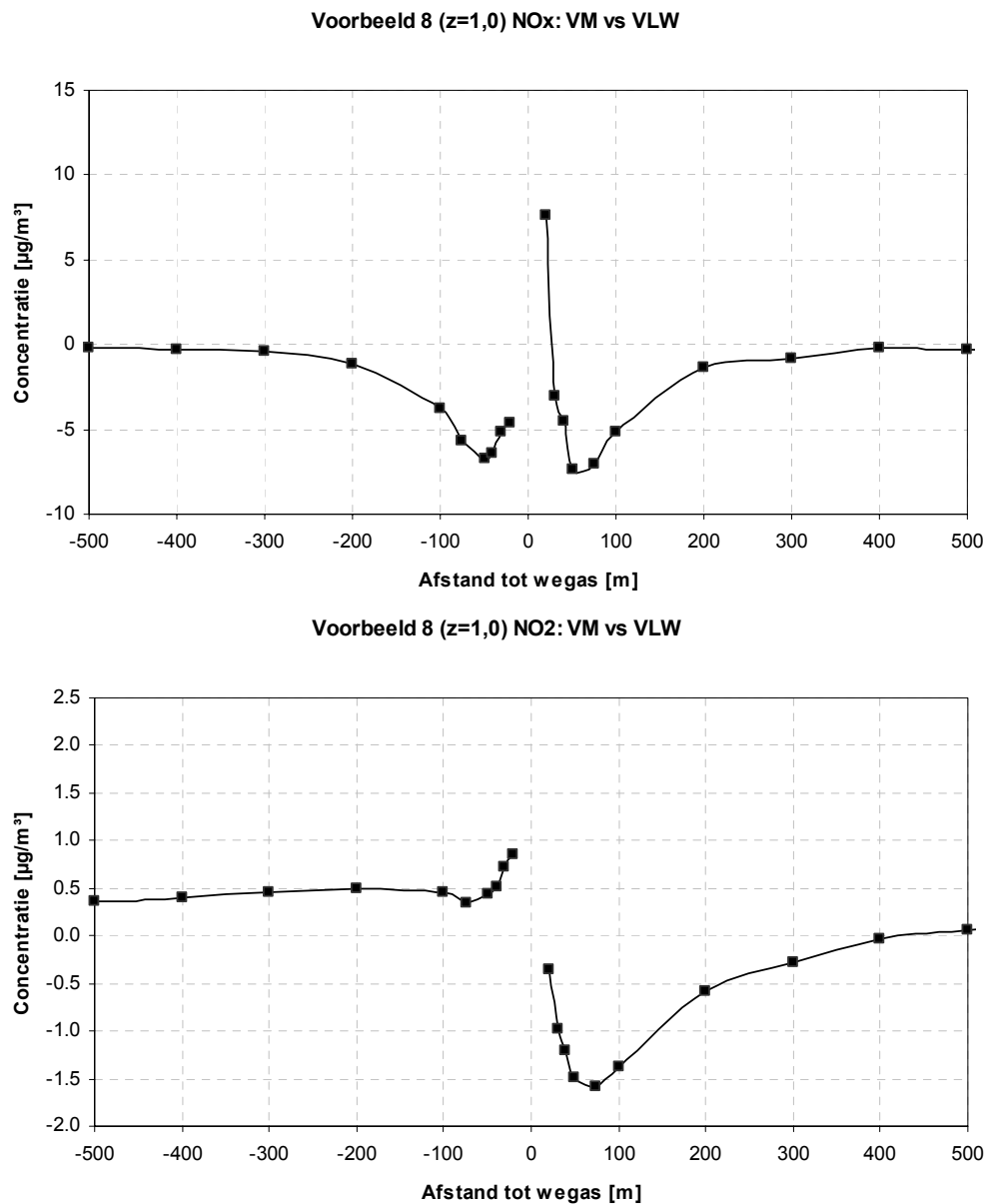
Voorbeeld 5 (z=0,03) NO_x : VM vs VLW



Voorbeeld 5 (z=0,03) NO₂: VM vs VLW



Figuur 5.6 Dwarsprofielen van NO_x en NO₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,03 meter.



Figuur 5.7 Dwarsprofielen van NO_x en NO₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 1 meter.

Uit de berekeningen blijkt dat de verschillen tussen beide modellen in het algemeen klein zijn: gemiddeld over het dwarsprofiel 3 tot 5 µg/m³ voor NO_x en 0,1 tot 0,2 µg/m³ voor NO₂.

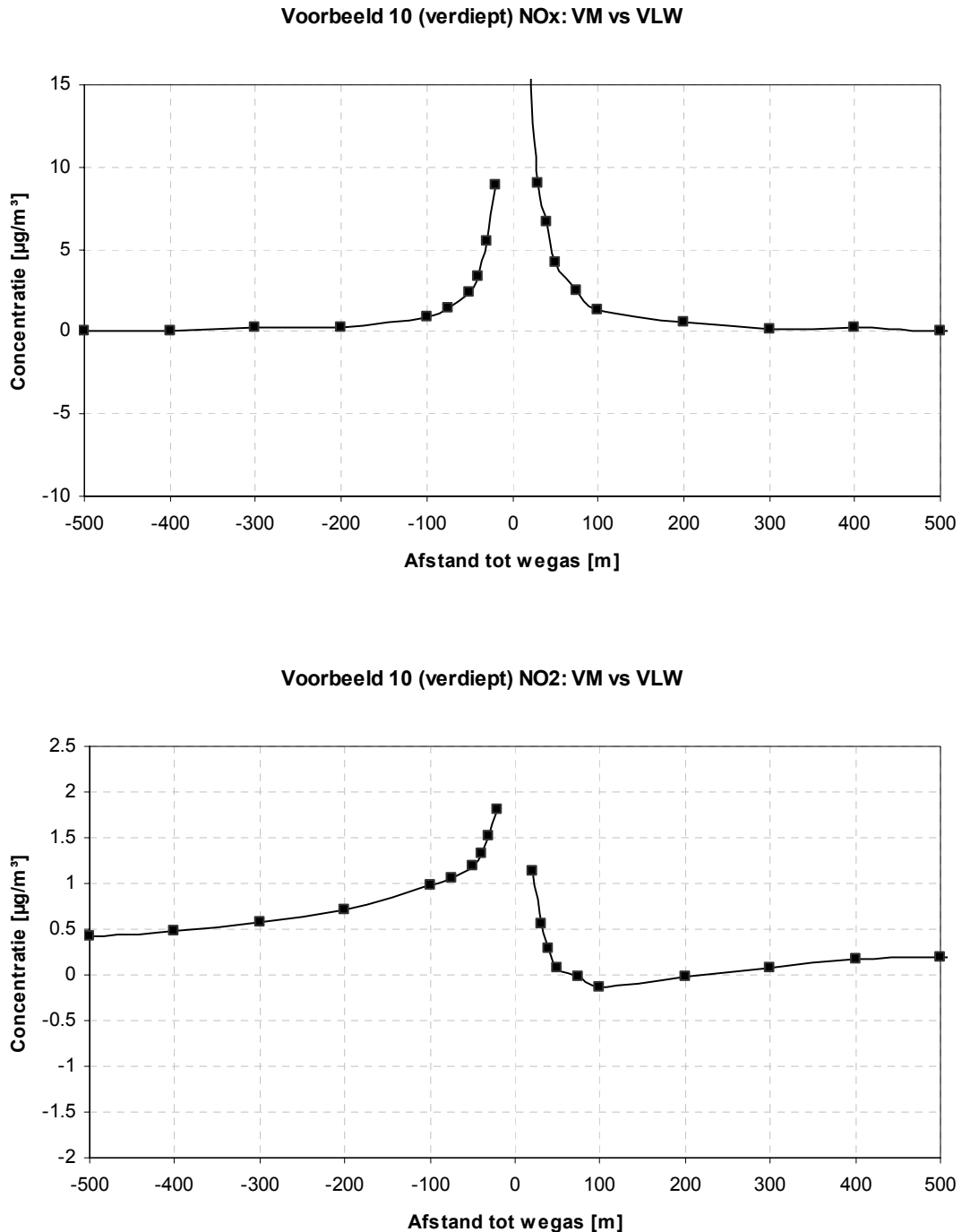
5.6 Cases 9, 10, 11, 12, 13 en 14

De invoergegevens voor deze berekeningen zijn dezelfde als voor case 7 (Breukelen met ruwheidlengte 0,1 meter), waarbij de wegkenmerken als volgt zijn aangepast:

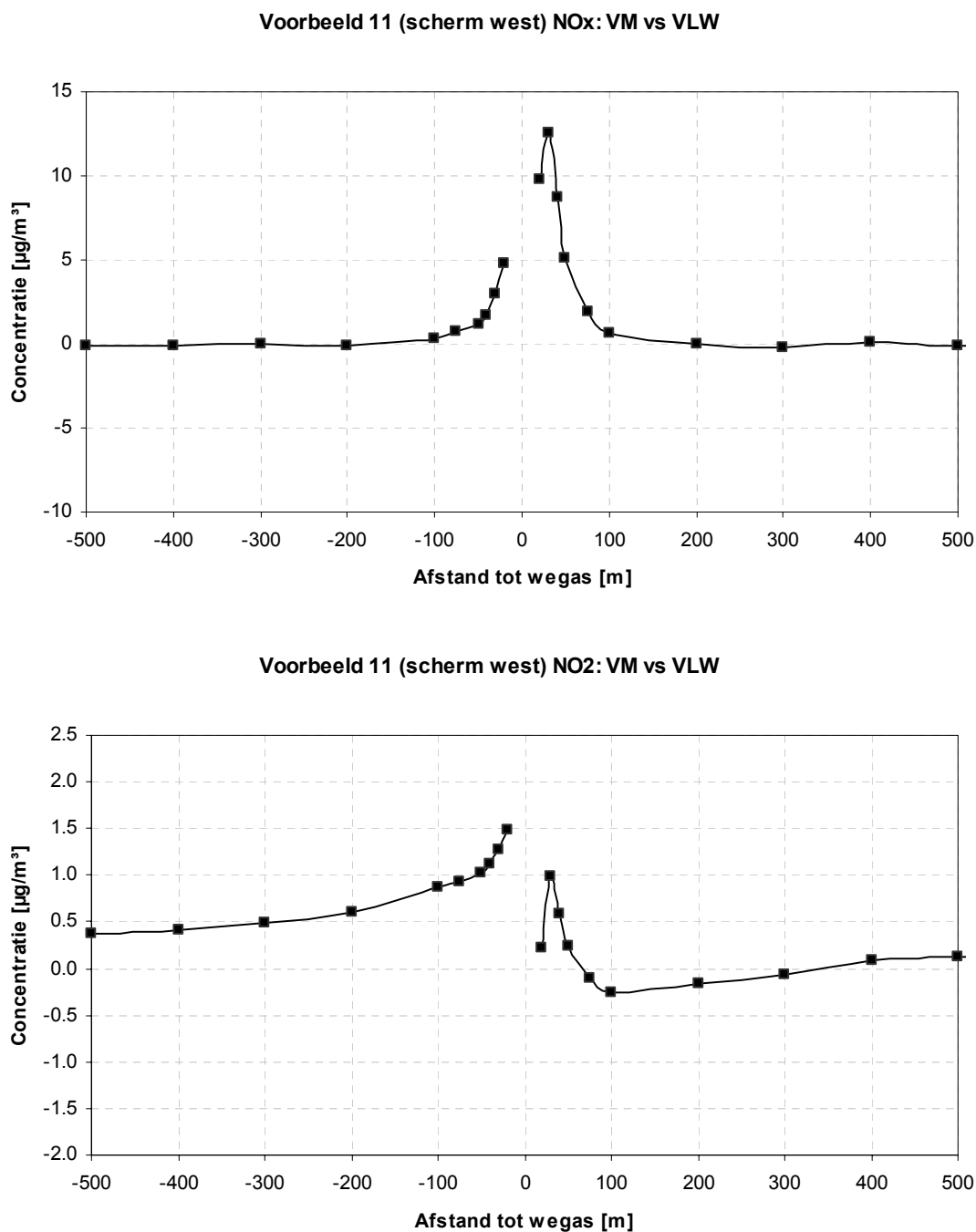
- case 9: wegtracé op talud. Vijf meter hoog, helling talud 30-60 graden;
- case 10: wegtracé verdiept op -4 meter, helling talud 30-60 graden;
- case 11: geluidsscherm aan westzijde, op 4 meter afstand en 4 meter hoog;
- case 12: geluidsscherm aan oostzijde, op 4 meter afstand en 4 meter hoog;

case 13: geluidsscherm aan beide zijden, op 4 meter afstand en 4 meter hoog;
 case 14: geluidswal aan beide zijden op 8 meter afstand en 6 meter hoog.

Voor elk van deze cases is het dwarsprofiel berekend voor NO_x en NO₂.
 De verschillen tussen de dwarsprofielen zijn klein: gemiddeld over 500 meter aan weerszijden van de weg voor NO_x 2 tot 5 µg/m³ en voor NO₂ tussen 0 en 1 µg/m³.
 Figuren 5.8, 5.9, 5.10 en 5.11 geven enkele karakteristieke verschillen.

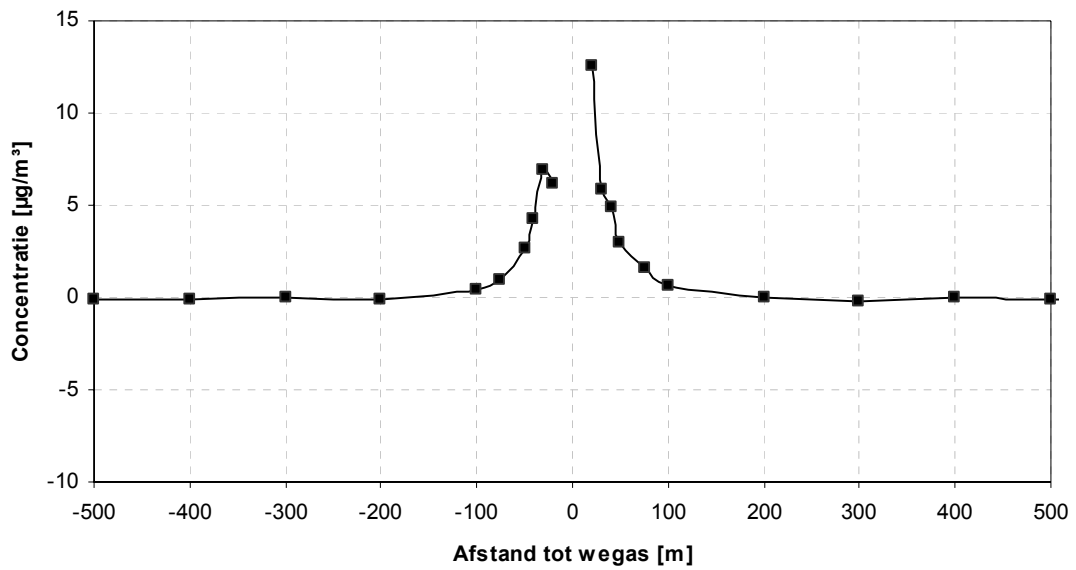


Figuur 5.8 Dwarsprofielen van NO_x en NO₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,1 meter en verdiepte ligging van het wegtracé.

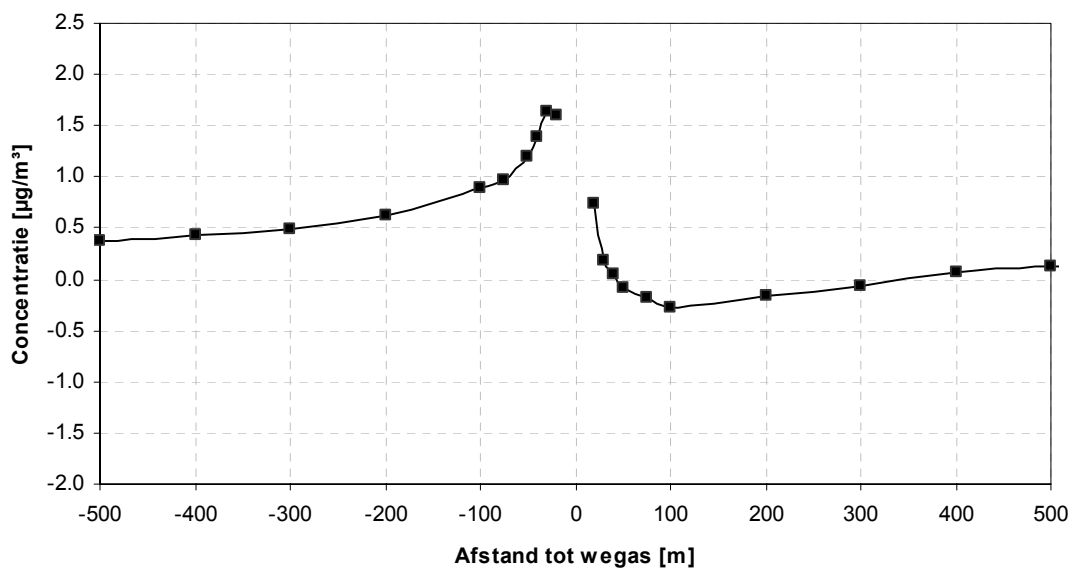


Figuur 5.9 Dwarsprofielen van NO_x en NO₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,1 meter en scherm west van tracé.

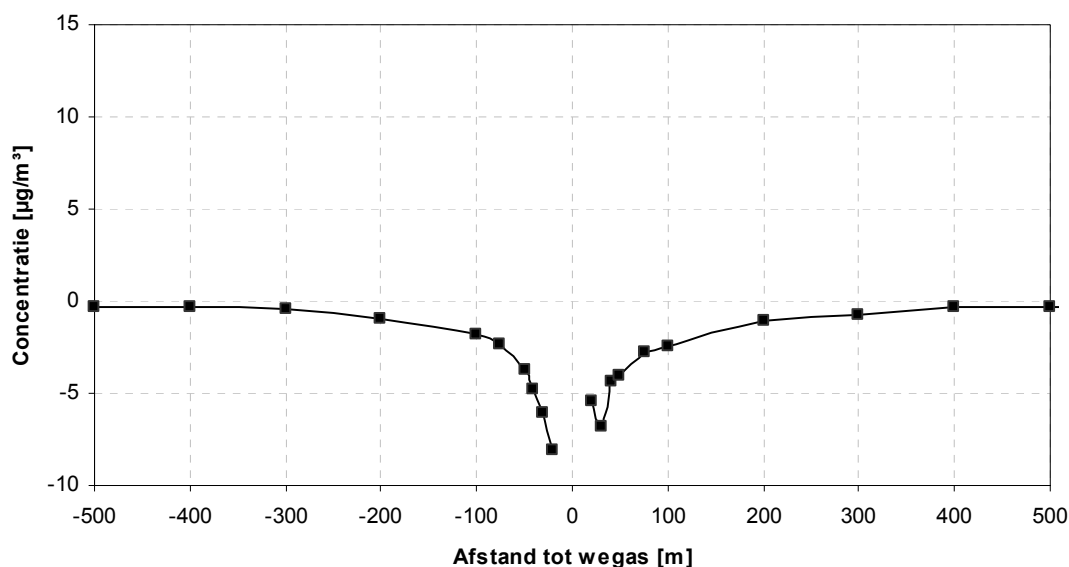
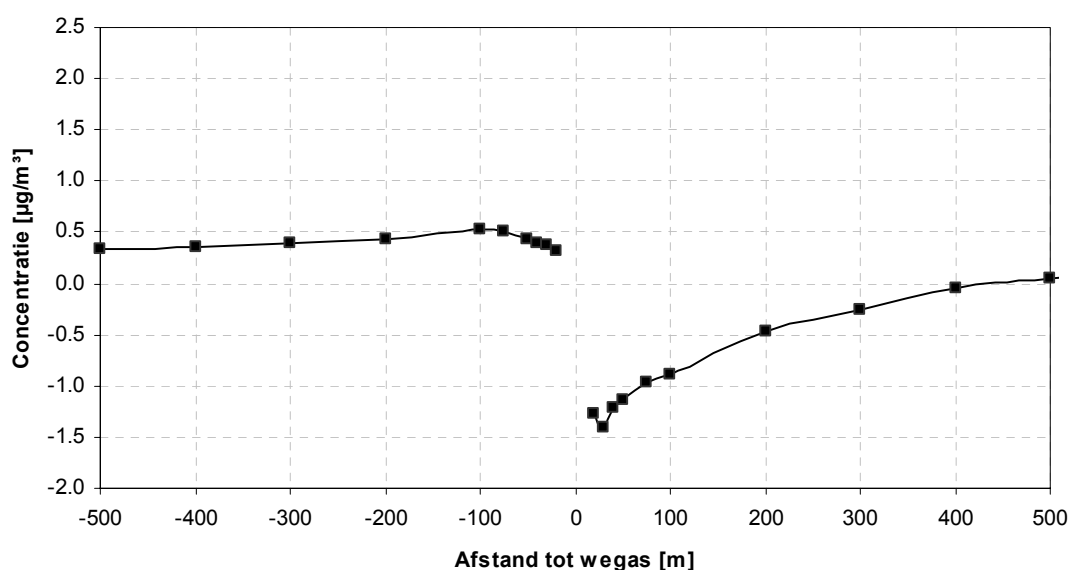
Voorbeeld 12 (scherm oost) NO_x: VM vs VLW



Voorbeeld 12 (scherm oost) NO₂: VM vs VLW



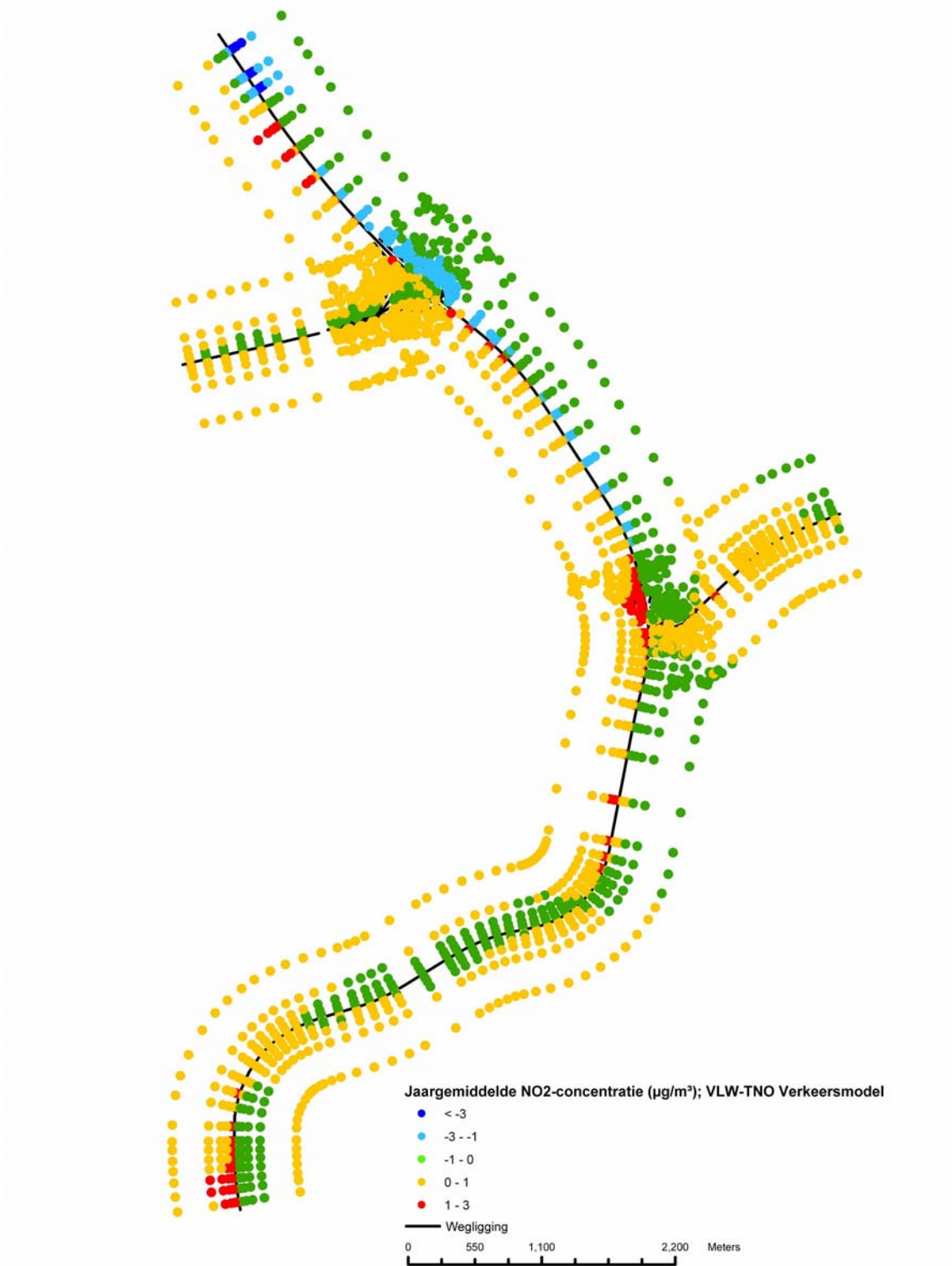
Figuur 5.10 Dwarsprofielen van NO_x en NO₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidlengte van 0,1 meter en scherm oost van tracé.

Voorbeeld 13 (scherm beide zijden) NO_x: VM vs VLWVoorbeeld 13 (scherm beide zijden) NO₂: VM vs VLW

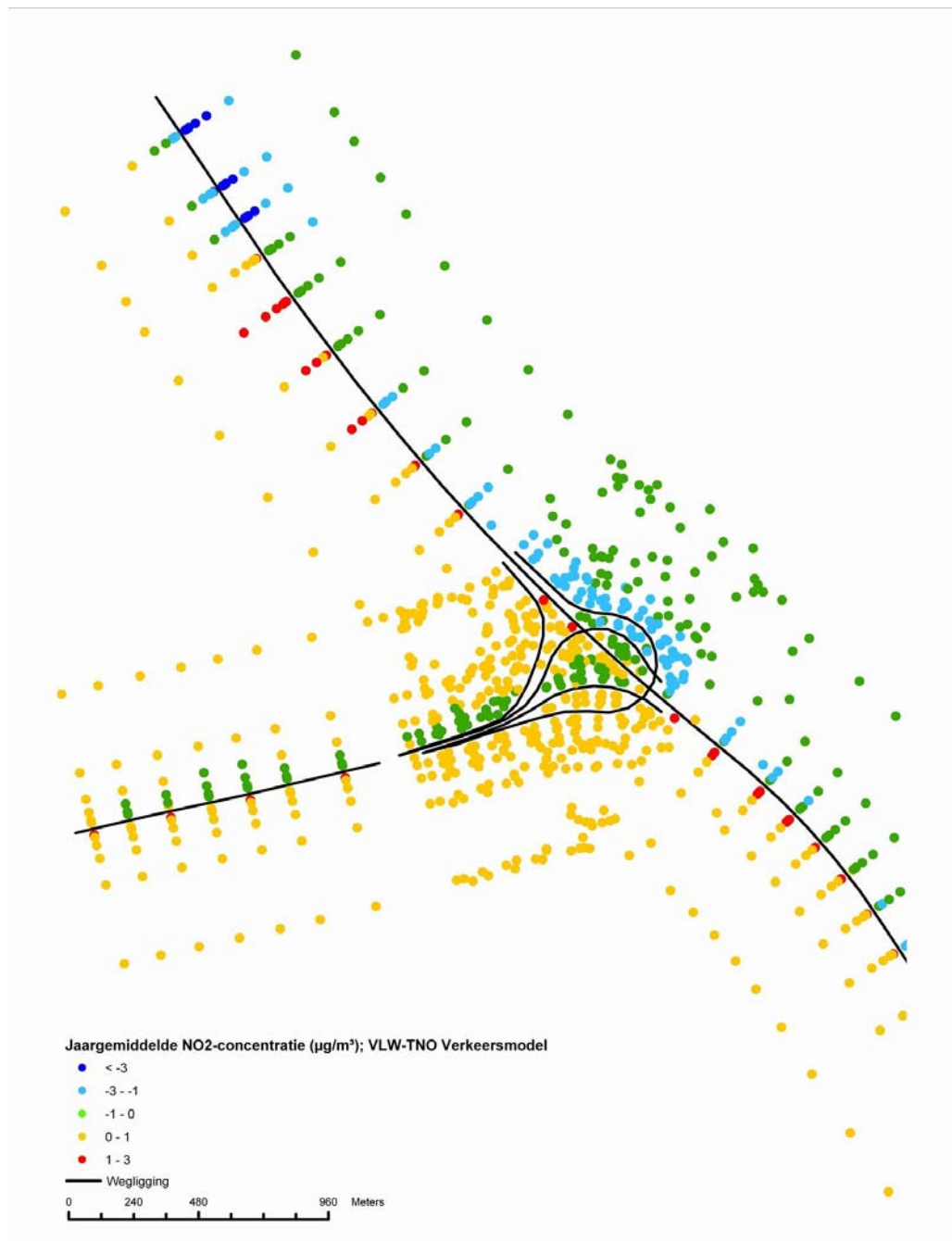
Figuur 5.11 Dwarsprofielen van NO_x en NO₂ voor Breukelen berekend met een ruwheidslengte van 0,1 meter en scherm west en oost van tracé.

5.7 Case 15

Deze situatie betreft een standaardberekening van een stuk snelweg met viaducten, taluds en open afritten. Het betreft hier de A2 bij Den Bosch. De meteo en concentratie set van case 6 en verder worden als randcondities gebruikt. Op het midden van ieder wegvak wordt een dwarsprofiel gedefinieerd en doorgerekend voor NO_x en NO₂ op afstanden vanaf de wegrand van 5, 10, 20, 50, 100, 200 en 500 meter voor een receptorhoogte van 1.5 meter. De ruwheid=0.1 meter, emissies volgens RIVM voor 2001. De verschillen tussen de berekende concentraties zijn weergegeven in figuren 5.12 en 5.13.



Figuur 5.12 Verschil tussen de berekende NO₂ concentraties met het VLW model en met het TNO-VM.

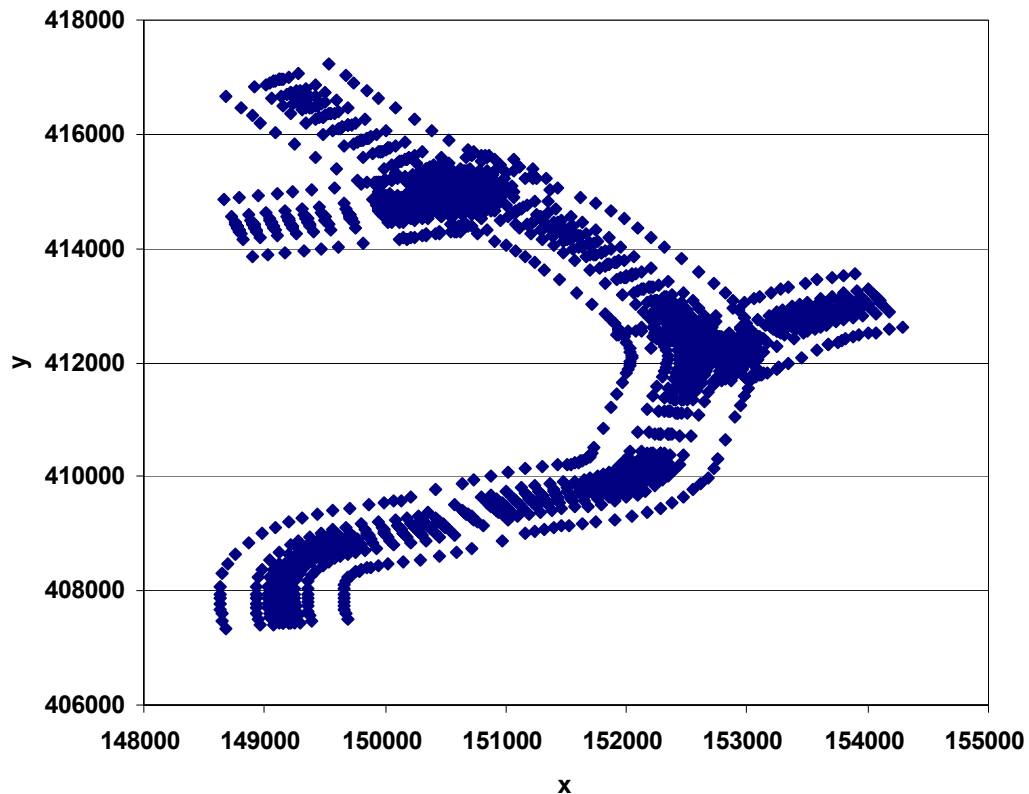


Figuur 5.13 Verschil tussen de berekende NO₂ concentraties met het VLW model en met het TNO Verkeersmode, detail van de kruising Empel.

Hieruit blijkt duidelijk dat de verschillen tussen de resultaten van beide modellen in lijn zijn met de resultaten van de eerdere cases. Aan de westzijde van de weg zijn de resultaten van VLW iets hoger (hoewel het absolute verschil kleiner is dan 1 µg/m³) en aan de oostzijde zijn de resultaten van het VLW iets hoger. Bij het meest noordelijke knooppunt in het model is het verschil in resultaten aan de oostkant ook iets hoger, tot 3 µg/m³. De reden voor de grote verschillen tussen de beide modellen aan de noordkant van het model is niet duidelijk.

De concentraties NO_x en NO₂ zijn berekend voor een groot aantal (ca. 2200) receptorpunten. Figuur 5.14 geeft de x en y coördinaten van de receptorpunten, waardoor de contouren van het klaverblad zichtbaar worden.

Voorbeeld 15 receptorcoördinaten klaverblad



Figuur 5.14 Receptorcoördinaten voor de berekeningen van de concentraties op en rond een klaverblad.

De met het VLW en TNO-VM model berekende concentraties van NO_x en NO_2 (inclusief achtergrondbijdrage = ruim boven $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) worden vergeleken in twee correlatiediagrammen (figuur 5.15).

Voor zowel NO_x als NO_2 is er een hoge correlatie tussen de met beide modellen berekende concentraties. De berekende concentraties liggen nagenoeg op de 1:1 lijn (VM = VLW).

Bij hoge concentraties wijken de berekende concentraties naar beneden af van deze 1:1 lijn: de met het TNO-VM model berekende concentraties worden wat lager dan die berekend met het VLW model. De hoogste concentraties worden verwacht op korte afstand van de weg. In voorbeeld berekening 1 werd al geconstateerd dat het VLW model op korte afstand van de weg wat hogere concentraties (5%) geeft dan het TNO-VM model.

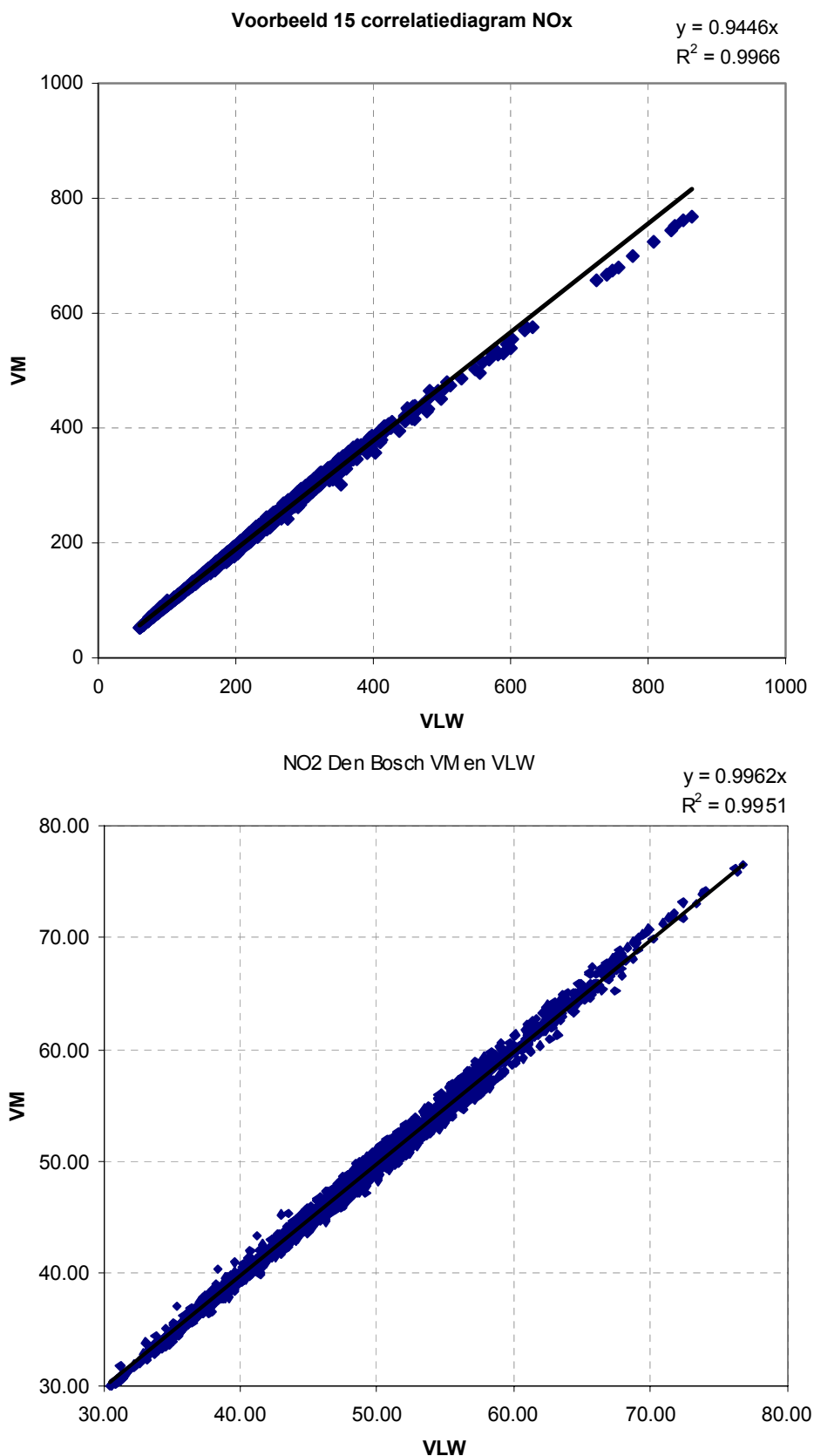
In het lage concentratiegebied is een serie concentraties te zien, voor zowel NO_x als NO_2 die naar boven afwijkt van de 1:1 lijn (in de vorm van een aftakking naar boven). Dit blijken punten te zijn die zeer dicht (afstand kleiner dan 10 meter) of op een weghelft gelegen zijn, helaas worden dergelijke punten door de systematiek van de automatische uitvoer van de transecten gegenereerd. Dergelijke punten zijn verder in de analyse voor NO_2 in figuur 5.15 en 5.16 weggelaten.

Het gemiddelde verschil van de NO_x concentraties bedraagt $10,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ met een standaard afwijking van $10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, overeenkomend met ca. 6% van de over alle receptoren berekende gemiddelde concentratie.

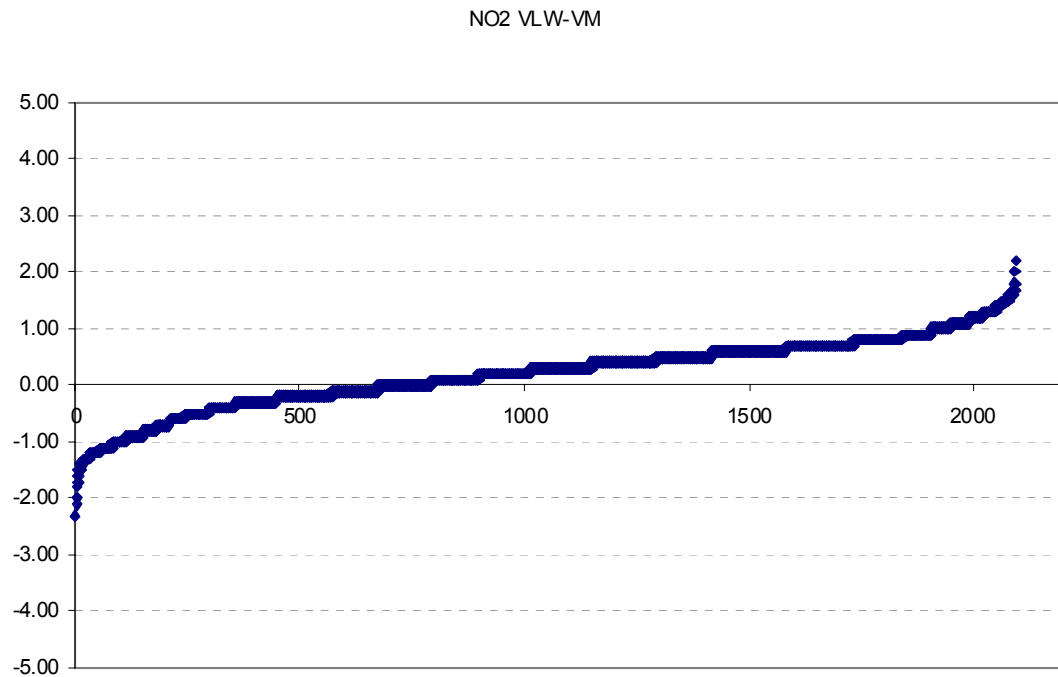
Het gemiddelde verschil van de NO_2 concentraties bedraagt $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ met een standaard afwijking van $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, overeenkomend met ca. 2% van de over alle receptoren berekende gemiddelde concentratie.

De grootste verschillen in de NO_2 concentraties zijn veel kleiner dan die in de NO_x concentraties, maar de NO_2 concentraties zijn ook veel kleiner dan die van NO_x . De grootste

verschillen die hier worden gevonden zijn $2 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$, zie Figuur 5.16. Voor het overgrote deel van de punten (>90%) is het berekende concentratieverschil zelfs kleiner dan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$.



Figuur 5.15 Correlatiediagrammen voor de met het VLW en TNO-VM model berekende concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) van NO_x en NO_2 .



Figuur 5.16 De verschillen in NO₂ concentratie berekend door VLW en TNO-VM voor alle receptorpunten in case 15 gesorteerd naar grootte.

5.8 Cases 16 tot en met 20

De cases 16 tot en met 20 hebben betrekking op in de invloed van een gebouw op de verspreiding. Uit de vergelijking van de berekeningsresultaten van VLW en het TNO-Verkeersmodel kwamen grote verschillen naar voren. Deze verschillen kunnen in eerste instantie niet kwantitatief verklaard worden. In de quick scan (hoofdstuk 2) is ook niet specifiek naar de betreffende rekencode gekeken. Wel is nu duidelijk dat de grote verschillen worden veroorzaakt doordat in het huidige VLW model de recirculatiebijdrage niet (goed) wordt meegenomen. Omdat voor het gebruik van VLW in kader Blk de invloed van gebouwen niet wordt meegenomen zijn deze cases in dit onderzoek niet nader geëvalueerd. Een aantal resultaten zijn opgenomen in Bijlage II.

6. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

De quick scan ten opzichte van het KEMA verkeersmodel NNM+ levert het beeld op dat VLW en KEMA-VM NNM+ vrijwel gelijke jaargemiddelde dispersieparameters als functie van de afstand berekenen. De NO_2/NO_x verhoudingen in de berekeningen van VLW lijken daarentegen wat realistischer dan die van KEMA-VM NNM+. Ook is het gedrag van de concentratie als functie van oppervlakteruwheid bij beide modellen tegengesteld.

De quick scan met TNO heeft geleid tot het opsporen van 3 majeure verschillen in de implementatie van het huidige Verkeersmodel en de versie CAR Special waarop VLW destijds gebaseerd was. Na aanpassing van de code van VLW aan de rekenwijze van TNO-VM bleken voor een gekozen testcase de verschillen tussen beide modellen op een aanvaardbaar niveau te liggen.

In een volgende fase van het project zijn 20 test cases gedefinieerd op basis waarop het VLW zal worden vergeleken met het TNO-VM.

De vergelijkingen leveren het beeld op dat voor realistische wegstukken, invoer van emissies en meteorologische condities de berekeningen tussen VLW en TNO-VM in het algemeen zeer goed overeenkomen. De verschillen in totaalconcentratie (inclusief achtergrond) liggen in relatieve zin meestal beneden de 2% en in absolute zin binnen enkele $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 of PM_{10} . Ook de invloed van schermen, verdiepte ligging en taluds wordt door beide modellen vergelijkbaar berekend. De conclusie op basis van deze bevindingen is dat VLW voor berekeningen in het kader van het Blk geschikt is voor het berekenen van de invloed van de emissies van verkeer rond snelwegen.

Aanbevelingen

Er dient veel meer aandacht te worden besteed aan de verificatie van de modellen met goed gedefinieerde meetresultaten langs de snelweg. Daarvoor is een relatief lange meetreeks van meetresultaten op verschillende afstanden (profielmetingen) van de weg onder relevante meteorologische condities nodig. Ook lijkt het gewenst dat er geschikte monitoring station(s) langs de snelweg komen om van jaar tot jaar de relatie tussen modeluitkomsten en feitelijke metingen te kunnen volgen en verifiëren.

De vergelijkingen van de invloed van nabij gelegen gebouwen op de verspreiding van luchtverontreiniging rond de snelweg leiden tot zeer aanzienlijk verschillen. Hier lijkt nader onderzoek en vergelijking van de implementatie van de algoritmen gewenst om de overeenkomst tussen de modellen te verbeteren voordat VLW op dergelijke situaties toegepast gaat worden. Voor de rapportage Blk zijn deze situaties echter niet relevant.

BIJLAGE IA. KORTE BESCHRIJVING KEMA-VM NNM+

J.J. Erbrink (Kema)

Emissies door verkeer op een autosnelweg kunnen niet met de standaardversie van het Nieuwe Nationaal Model worden doorgerekend. Dit is in de beschrijving van het model (het Paarse Boekje) duidelijk aangegeven. De achterliggende reden hiervoor is dat het NNM geen rekening houdt met:

- Het lijnbronkarakter van een verkeersweg, met name op de NO₂ vorming;
- De emissiekarakteristieken van verkeer;
- De eigen turbulentie gegenereerd door het wegverkeer;
- De aanwezigheid van geluidsschermen;
- De wijze waarop het geëmitteerde NO naar NO₂ wordt omgezet in de atmosfeer *voor een lijnbron*.

Voor het modelleren van deze aspecten bestaat geen nationale consensus. Andere modellen (CAR, VLW etc) houden met deze aspecten wel (ten dele) rekening. KEMA-STACKS bevat echter meer mogelijkheden dan de standaardversie van het NNM. Bovengenoemde specifieke verkeersaspecten zijn in een speciale versie KEMA-STACKS wel gemodelleerd (KEMA-VM NNM+), zodat voor rijkswegen de concentraties ten gevolge van verkeer berekend kunnen worden. In het navolgende wordt kort aangegeven hoe hiermee omgegaan wordt.

Het lijnbronkarakter van een verkeersweg, met name op de NO₂ vorming

Voor puntvormige bronnen (lees: de meeste industriële bronnen) is een nationale consensus opgezet om uit de NO emissies NO₂ concentraties in de omgeving te berekenen. Dit is in het “Paarse Boekje” beschreven. Het NNM gaat uit van berekeningen die van uur-tot-uur worden uitgevoerd om op een zo hoog mogelijk detailniveau het gevormde NO₂ te kunnen berekenen. Een belangrijk punt is daarbij is dat de reacties van NO met ozon naar NO₂ niet plaatsvinden in uurgemiddelde rookpluimen maar in pluimvormen zoals die instantaan zijn. Voor puntbronnen is daar een rekenmethode in het NNM ingebouwd. Voor verkeerswegen is dit principe in KEMA-STACKS uitgebreid naar lijnbronnen, waarbij de inmenging van de omgevingslucht (met ozon) zo goed mogelijk wordt beschreven. Daarbij wordt weer uitgegaan van instantane concentraties. Voor lijnbronnen betekent dit dat de verdunning in de dwarswindrichting (loodrecht op de windrichting; de “y-richting”) wegvalt (de concentratie is in deze richting immers uniform verdeeld), alleen de verdunning in de verticale richting is nog van belang. De NO₂/NO_x verhouding wordt berekend op “neushoogte” (1.5 m). Bij lijnbronnen is de inmenging van ozon daardoor minder dan bij puntbronnen en zal de verhouding NO₂/NO_x lager zijn. Deze inmenging van ozon in de pluim wordt hiermee zo goed mogelijk ingecalculeerd. Daarbij wordt rekening gehouden met de initiële verdunning door turbulentie van het verkeer zelf en met de extra turbulentie die wordt gegenereerd door een eventueel geluidsscherm. De initiële waarde van sigma-z wordt vergroot, afhankelijk van de grootte van het geluidsscherm. Voorts wordt het lijnbronconcept, zoals beschreven in het Paarse Boekje onverkort toegepast voor de berekening van de dispersie.

De emissiekarakteristieken van verkeer

Het NNM is een uur-voor-uur model, hiervan wordt geprofiteerd door de uurlijkse variatie van de verkeersemissie ook daadwerkelijk te verrekenen. In KEMA-STACKS wordt daarom rekening gehouden met de dagelijkse gang van de verkeersintensiteit: de verkeersintensiteit is ’s nachts laag en tijdens de spitsuren hoog. Ook de wekelijkse variatie (minder verkeer op weekenddagen) wordt doorgerekend (zaterdag en zondag bijvoorbeeld 75% verkeer ten opzichte van een doordeweekse dag).

Verkeersintensiteiten en emissies

Naast de wijze van modellering is voor verkeer de wijze waarop de emissie wordt ingevoerd van doorslaggevend belang. Hieraan is veel zorg besteed door gebruik te maken van gedetailleerde

gegevens van verkeersintensiteiten. Voor de berekening van de concentraties NO_2 door de verkeersemissies kan rekening gehouden worden met:

- De opgetreden verkeersintensiteiten op het betreffende wegtracé;
- De wisselende verkeersintensiteiten over de 7 dagen van de week;
- Het sterk wisselend verkeersaanbod over de 24 uren van een etmaal;
- Het aandeel vrachtverkeer dat van uur tot uur verschilt.

Er wordt rekening gehouden met files tijdens de spitsuren en met meerdere rijstroken op een weggedeelte. Omdat er geen gegevens beschikbaar waren van de aparte verkeersintensiteiten op de diverse rijstroken is hiermee geen rekening gehouden. Voor de emissies van NO_x en PM_{10} van het verkeer is gebruik gemaakt van gegevens van verkeersemissies voor vrachtverkeer en personenauto's volgens het referentiescenario.

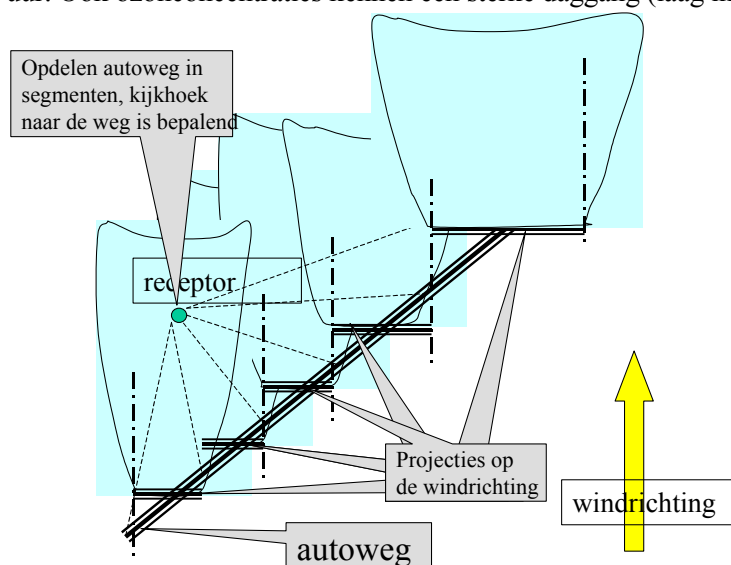
De eigen turbulentie van het verkeer

Voor het berekenen van de concentraties ter zijde van de weg op korte afstanden kan het van belang zijn om rekening te houden met de turbulentie die het verkeer zelf veroorzaakt. Dit is in KEMA-STACKS geïmplementeerd met functies waarin de windsnelheid en de windrichting van belang zijn. In KEMA-STACKS wordt bovendien de invloed van turbulentie door vrachtverkeer afzonderlijk van die van personenauto's in rekening gebracht: vrachtverkeer geeft meer turbulentie dan personenauto's. In het geval dat een geluidsscherm aanwezig is, is deze eigen turbulentie echter minder relevant.

De aanwezigheid van geluidsschermen

De aanwezigheid van geluidsschermen maakt dat de aanstroming wordt opgetild tot boven het scherm en dat achter het scherm extra turbulentie ontstaat (en dus een sterkere verdunning). De verkeersemissies moeten over het geluidsscherm heen en zullen achter het geluidsscherm weer tot grondniveau dalen. Het geluidsscherm werkt dus positief op de verdunning. Dit effect wordt opgeteld bij het effect van de eigen turbulentie door de auto's. In de berekeningen wordt de aanvangshoogte van de verkeersemissies daarom op grotere hoogte gesteld en de extra initiële verticale verdunning verrekend in de verticale verspreiding sigma-z.

Ten behoeve van de modellering wordt het wegsegment (gekozen is voor de variabele lengte afhankelijk van de "kijkhoek" tussen receptor en wegsegment) opgedeeld in meerdere stukken om het mogelijk te maken de immissie van zo'n wegsegment te kunnen berekenen op een bepaald receptorpunt. Elk wegstukje wordt daartoe loodrecht geprojecteerd op de windrichting, waarna de lijnbron benadering zoals die in het NNM beschikbaar is toegepast kan worden (zie figuur A1). Dit wordt voor elk uur apart en binnen een uur voor elk receptorpunt apart gedaan. Voor NO_2 concentraties wordt daarbij weer rekening gehouden met de beschikbare hoeveelheid ozon in dat uur. Ook ozonconcentraties kennen een sterke daggang (laag in de nacht en hoog overdag).



Figuur A1. In KEMA-VM NNM+ wordt een weggedeelte – afhankelijk van de positie van een receptorpunt – opgedeeld in meerdere lijnbronnen. De emissie wordt hier vanuit verspreid na projectie loodrecht op de windrichting.

BIJLAGE IB. KORTE BESCHRIJVING VAN HET TNO-VM

Voor een uitgebreide beschrijving van de basis van het TNO-VM wordt verwezen naar (Van den Hout, 1988). In een notendop is het verkeersmodel een Gaussisch verspreidingsmodel voor een verzameling puntbronnen. Wegstukken worden door een algoritme in een grote verzameling puntbronnen opgedeeld met elk een deel van de totale emissiesterkte. De verspreiding vanaf elk van deze puntbronnen wordt vervolgens voor alle receptoren berekend. De dispersie is gebaseerd op de simpele uitdrukking voor Gaussische dispersie (Hanna, 1982):

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{\pi U \sigma_z \sigma_y} e^{(-y^2 / (2\sigma_y^2))} \left(e^{(-(z-h)^2 / (2\sigma_z^2))} + e^{(-(z+h)^2 / (2\sigma_z^2))} \right)$$

Voor de spreidingen σ_z en σ_y worden simpele relaties ($\sigma_{z,y} \propto x^p$) gebruikt. De gebruikte relaties worden geacht te gelden voor neutrale omstandigheden, Pasquill klasse "D".

De TNO rekenmodellen voor de berekening van de luchtkwaliteit rond wegen gebruiken een chemisch submodel voor de berekening van NO_2 uit berekende NO_x bijdragen en voorkomende ozon concentraties. De relatie is simpel (Hout, 1988) (Teeuwisse, 2003), zie de referenties voor een nadere verklaring:

$$\text{NO}_2 = f \text{NO}_x + O_3 \beta \frac{(1-f) \text{NO}_x}{(1-f) \text{NO}_x + K} + \text{NO}_{2,bg}$$

Recente vergelijkingen tussen metingen en berekeningen met, onder andere, het TNO-VM zijn beschreven in

Joost Wesseling, Gerard Visser, "Meten en modelleren aan de A13 bij Overschie", VVM magazine, december 2003.

Wesseling, J.P. en Visser, G.Th., "An inter comparison of the TNO Traffic Models, Field Data and Wind Tunnel Measurements", TNO Rapport R 2003/207, 2003; Proceedings PHYSMOD2003 conference, september 2003, Prato, Italie.

J.P. Wesseling *et al.*, 2002, "Development and validation of the new TNO model for the dispersion of traffic emissions", 8th Int. Conf. On Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 456, 2002.

Andere referenties:

Hanna, S.R., Briggs, G.A. en Hosker R.P. Jr., 1982, "Handbook on Atmospheric diffusion", US-Dept. of Energy.

Hout, K.D. van den, and Baars, H.P., 1988: "Development of two models for the dispersion of pollution from traffic: the TNO Traffic Model and the CAR Model". TNO report 88/192 (in Dutch).

Teeuwisse, S.D., "CAR II: Aanpassing van CAR aan de nieuwe Europese richtlijnen", TNO Rapport 2003/119, 2003

BIJLAGE IC. KORTE BESCHRIJVING VAN HET VLW

Inleiding

VLW (Voorspellingssysteem Luchtkwaliteit Wegtracé's) is gebaseerd op het model Car Special dat door TNO is ontwikkeld in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. In dit model wordt voorzien in de berekening van concentraties en percentielen voor de korte en lange termijn. Het model kan deze berekeningen uitvoeren voor inerte componenten en stikstofoxiden, vooropgesteld dat de benodigde achtergrondgegevens bekend zijn. De korte-termijnberekeningen zijn in de VLW-modules niet opgenomen. Dit heeft te maken met het feit dat de berekeningsresultaten van de korte-termijnberekening vooralsnog niet voldoende betrouwbaar worden geacht. Derhalve kunnen de VLW-modules de volgende berekeningen uitvoeren.

- Emissieberekeningen
- Concentratieberekeningen: te onderscheiden in eenvoudig en uitgebreid
- Percentielberekeningen
- Een aantal berekeningen die nodig zijn om de blootstelling nabij wegvakranden en gevels te kunnen bepalen.

Hieronder zal in kort bestek worden beschreven hoe het VLW model is opgebouwd; voor een nauwkeurige beschrijving wordt verwezen naar het literatuuroverzicht.

Emissieberekeningen

Emissies worden als volgt bepaald: de gebruiker specificeert de gegevens van wegvakken waarover de emissieberekeningen moeten worden uitgevoerd. Dit betekent dat de coördinaten worden opgegeven en tevens gegevens worden ingevoerd over voertuigintensiteiten, gemiddelde voertuigsnellheid, aandeel vrachtverkeer etc. Op basis van zogenaamde parkemissiefactoren die zijn vastgesteld door het CBS kan worden vastgesteld wat de emissie van een wegvak is. Hierbij wordt in rekening gebracht de verkeersprestaties van de diverse voertuigcategorieën op het wegvak. Voor toekomstige jaren wordt een emissiereductie in rekening gebracht. De emissiegegevens worden gebruikt om in een later stadium concentratieberekeningen mee uit te voeren.

Concentratieberekeningen

Concentratieberekeningen worden als volgt uitgevoerd: binnen een bepaald studiegebied wordt een tracé gedefinieerd en dit tracé wordt onderverdeeld in wegvakken. Aan elk van die wegvakken wordt een aantal kenmerkende eigenschappen toegekend, zoals bijvoorbeeld de hoogteligging, of er bebouwing rond de wegvakken staat, of er sprake is van geluidwerende voorzieningen en begroeiing, enz.

Betekenis en plaats van de gebruikte symbolen;

D=lijwervelpunt;

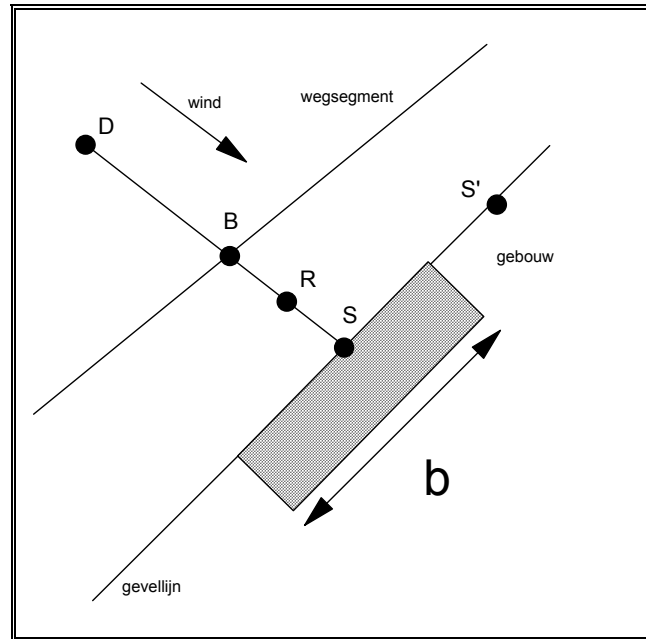
B=bronpositie;

R=receptorpunt;

S=snijpunt met gevellijn;

b=breedte van een gebouw;

S'=tweede snijpunt bij een omgeklapte windrichting



Vervolgens worden de wegvakken verdeeld in kleine wegsegmenten. Op het midden van elk van zo'n wegsegment bevindt zich een bronpositie. Afhankelijk van de soort berekeningen die moeten worden uitgevoerd worden de receptorposities bepaald. Dit zijn plaatsen waarop men de concentratie wil berekenen. Vervolgens wordt voor iedere receptor bepaald wat de bijdrage is van een bron op het wegvak. Deze berekening verloopt als volgt: vanuit de bron wordt een lijn getrokken naar de receptor en op deze lijn wordt een Gaussische pluim gedacht. Het gaat er nu om te bepalen wat de grootte van de concentratie op een receptor is. Deze benadering vindt plaats met behulp van vergelijking 1:

$$C_{BR} = \frac{q \, d_{weg}}{\sqrt{2\pi} \sigma_z u} \cdot \frac{1}{\pi |RB|} \cdot \exp\left[\frac{-z^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (1)$$

Hierin is:

- q = de emissie [kg.m-1.s-1];
- dweg = een wegsegment [m];
- RB = de afstand van de bron tot de receptor [m];
- σ_z = de initiële, verticale dispersiecoëfficiënt [m];
- z = de hoogte van de receptor [m];
- u = de meteorologische windsnelheid [m.s-1].

Aan de hand van de richting van B naar R wordt bepaald tot welke windsector de bijdrage CBR behoort. CBR wordt toegekend aan de richting van B naar R. De berekeningsresultaten van elke bronpositie worden opgeteld in een windroos (over het algemeen is deze windroos verdeeld in 12 sectoren). De bijdrage wordt vermenigvuldigd met het aantal sectoren, dat de windroos bevat.

De term σ_z , de verticale dispersie coëfficiënt wordt bepaald met behulp van de volgende vergelijkingen:

$$\sigma_z = \sigma_z(|RB| + X_0) \quad (2a)$$

$$\sigma_{z_0} = \sigma_z(X_0) \quad (2b)$$

Hierbij moet worden opgemerkt, dat de afstand RB wordt gecorrigeerd met de zogenaamde virtuele bronafstand X_0 . De virtuele bronafstand brengt in rekening de initiële dispersiecoëfficiënt die behoort bij het wegvak. Deze initiële dispersiecoëfficiënt wordt bepaald door het type wegvak en heeft de waarde 1,5, in het geval van stedelijke wegen, 2 in het geval van provinciale wegen en 2,5 in het geval van autosnelwegen. De windsnelheid die wordt

gebruikt moet worden gecorrigeerd voor de hoogte van de pluim op de plaats van de receptor. Hiervoor wordt de zogenaamde Davenportcorrectie uitgevoerd [2].

dweg

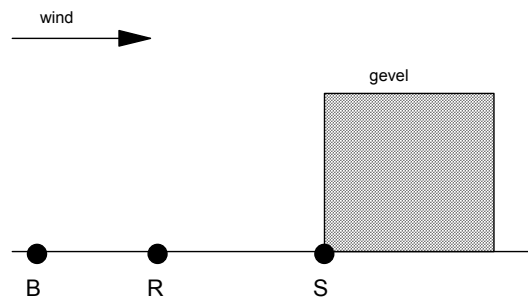
Bij de berekening van de term *dweg* wordt de volgende methode gehanteerd. Eerst wordt de afstand van de bron naar de receptor bepaald en *dweg* wordt dan gelijk gesteld aan een kleine fractie van deze afstand (gebruikelijk is 1 %). *dweg* wordt nu afgestapt op het wegvak, te beginnen bij de linkercoördinaat. Elke keer dat een stukje *dweg* is afgestapt, wordt *dweg* opnieuw berekend, te beginnen bij de nieuwe linkercoördinaat.

Andere situaties

De hierboven beschreven methodiek heeft betrekking op de eenvoudige situatie waarbij slechts sprake is van een bron en een receptor. Er is geen sprake van gevels. Indien dit wel het geval is, treden andere situaties op, die hieronder in kort bestek worden beschreven. Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar het rapport Car Special, deel 2 [2].

Situatie 1

Situatie 1; de volgorde is BRS; het gebouw ligt benedenwinds of bovenwinds op een grote afstand van de receptor R



Deze is hierboven beschreven; opgemerkt moet worden dat het gebouw zich op een zo'n grote afstand van de receptor bevindt, dat invloed ervan kan worden verwaarloosd.

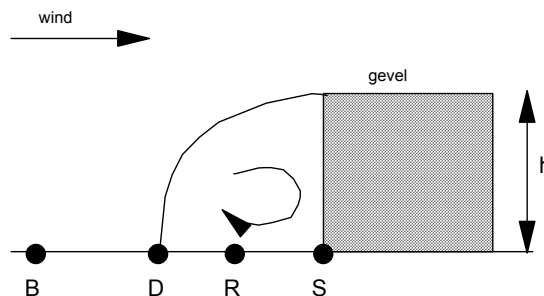
Situatie 2

Er bevindt zich een gevel rechts van BR in dat geval is het mogelijk dat de receptor zich in de loefwervel bevindt. Deze situatie is geldig indien aan de volgende twee voorwaarden wordt voldaan:

- het snijpunt S ligt op het gevelijnstuk;
- de afstand van R naar S is dermate klein dat R in de loefwervel voor het gebouw ligt.

Bij de term σ_z die gebruikt wordt in vergelijking 2 moet dan een correctiefactor worden opgeteld.

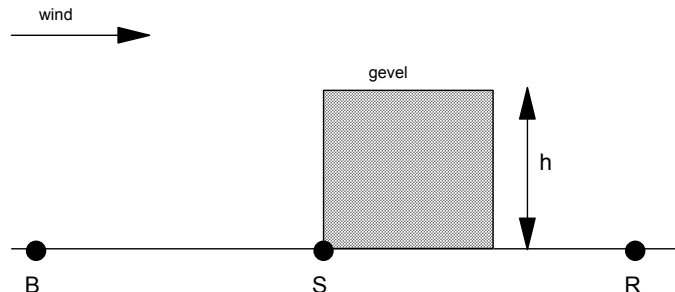
Situatie 2; het lijwervelpunt D ligt tussen de receptor en de bron, waarbij de volgorde gelijk is aan BRS



Situatie 3

Indien zich een gevel bevindt tussen de bron en de receptor is er sprake van situatie 3; de receptor ligt in de lijwervel achter het gebouw. Aan deze voorwaarde wordt voldaan als het snijpunt op het gevellijnstuk ligt en het snijpunt zich tussen B en R bevindt. In dat geval moet er een bijtelling bij σ_z plaatsvinden.

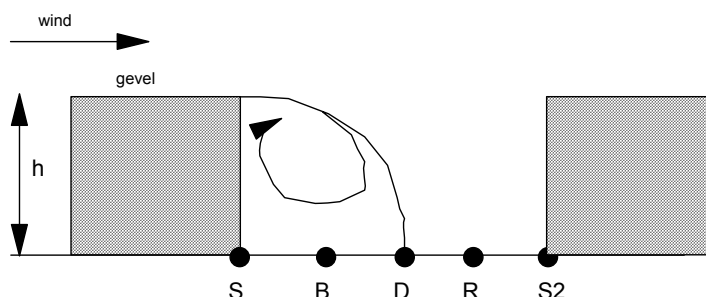
Situatie 3; de receptor ligt achter de gevel (benedenwinds, volgorde BSR)



Situatie 4

Situatie 4 treedt op als de bron zich in de lijwervel bevindt, maar de receptor niet. Dit is het geval indien het snijpunt op het gevellijnstuk ligt en geldt dat de afstand van S naar B kleiner is dan de afstand van S naar D. Op basis van de afstand SD kan de recirculatiebijdrage worden berekend.

Situatie 4; de bron ligt in de lijwervel; de receptor niet.

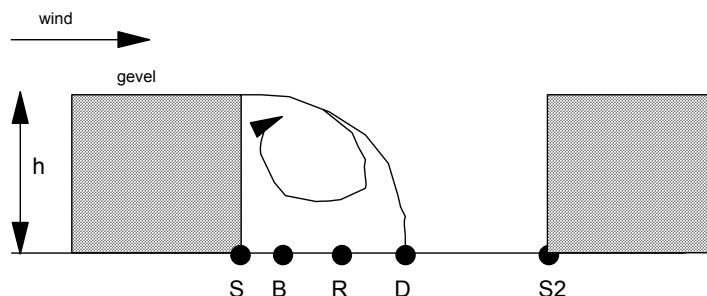


Daarbij geldt dat de afstand van S naar R dan de afstand van S naar D.

Situatie 5

Van situatie 5 is sprake als de bron en de receptor zich beide in de lijwervel bevinden, maar de bron dicht bij de gevel ligt. In dat geval is er geen sprake van directe bijdrage, maar moet slechts de recirculatiebijdrage in rekening worden gebracht.

Situatie 5; bron en receptor liggen beide in de lijwervel; de bron ligt dicht bij de gevel



Indien er sprake is van situatie 5 moet rekening worden gehouden met het feit dat de te berekenen situatie op R wordt beïnvloed door de recirculatiestroom achter de gevel. Er moet nu worden gerekend met de gecorrigeerde windsnelheid boven het dak. Daarvoor wordt opnieuw

vergelijking 2 gebruikt (Davenportcorrectie), waarbij niet σz als invoer wordt gebruikt, maar de gevelhoogte.

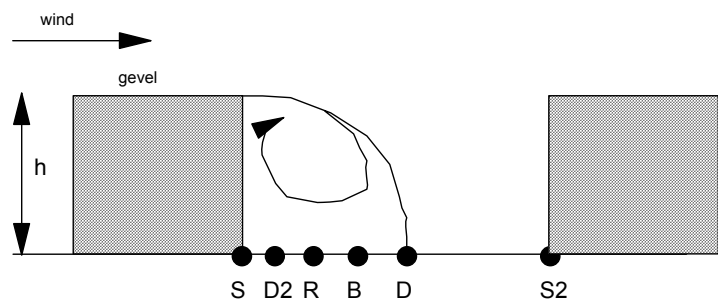
Er is sprake van situatie 5 als S op het gevellijnstuk ligt en SB kleiner is dan SD en SR kleiner of gelijk is aan SD en SB kleiner is dan SR.

Situatie 6

Van situatie 6 is sprake indien de bron en de receptor beide in de lumbale regio liggen en de receptor dicht bij de gevel ligt. In dit geval kunnen twee mogelijkheden worden onderscheiden, te weten:

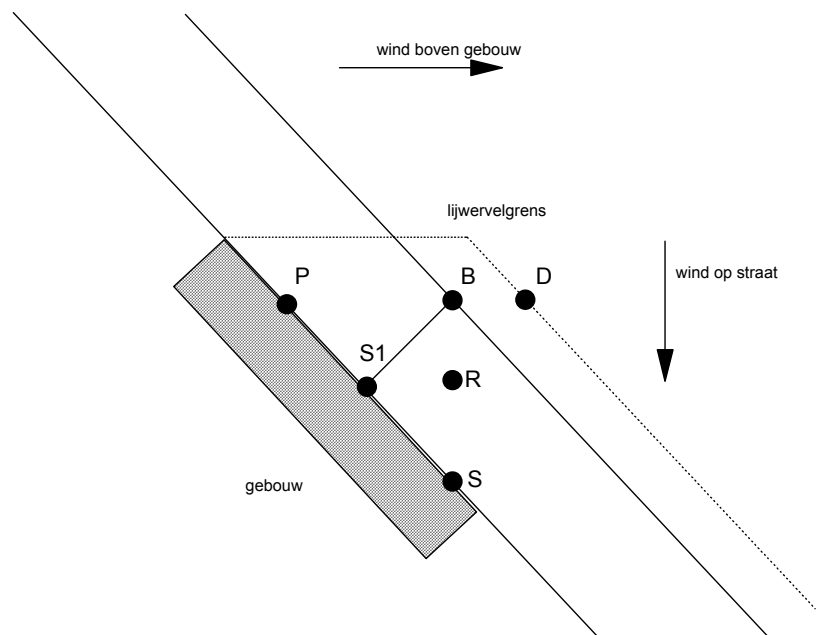
1. er is geen sprake van een omgeklapte windrichting, in dat geval wordt de directe bijdrage berekend met behulp van vergelijking (1) en de recirculatiebijdrage met behulp van vergelijking (5). Overigens wordt de directe bijdrage berekend met een gecorrigeerde term voor de transportsnelheid (U wordt verlaagd naar 75%).
2. van de tweede situatie is sprake indien er wel een omgeklapte windrichting ontstaat en in dat geval moet de directe bijdrage worden gecorrigeerd.

*Situatie 6; bron en receptor
liggen beide binnen de
lijwervel, de receptor ligt
dichter bij de gevel. S2 is het
snijpunt met de benedenwindse
gevel.*



In het algemeen geldt dat van situatie 6 sprake is indien de afstand van S naar B kleiner is dan de afstand van S naar D en de afstand van S naar R kleiner is dan de afstand van S naar B. Daarnaast moet punt P op het geveellijnstuk liggen en mag het lijnstuk PB geen andere lijnstukken snijden. De positie van het punt P wordt bepaald door vanaf het wegvak een loodlijn te trekken door de bronpositie en de positie van punt S te spiegelen in deze loodlijn. P is dus het spiegelbeeld van S.

Aangegeven wordt hoe de positie van het punt P (omgeklapte windrichting) wordt bepaald) in het geval van situatie 6.



Meteorologische gegevens

Voor het berekenen van windsnelheden wordt gebruik gemaakt van meteorologische gegevens met betrekking tot frequenties. Er wordt onderscheid gemaakt in drie windsnelheidsklassen. De gegevens worden opgeslagen in een windroos die in de meeste gevallen zal bestaan uit 12 sectoren. Aan de hand van de frequentiegegevens kan de potentiële snelheid worden bepaald. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de volgende vergelijking (3):

$$u_p(\text{hoek}) = \frac{\text{meteo}(\text{hoek},1) + \text{meteo}(\text{hoek},2) + \text{meteo}(\text{hoek},3)}{\frac{\text{meteo}(\text{hoek},1).ec(1)}{1,45} + \frac{\text{meteo}(\text{hoek},2).ec(2)}{4} + \frac{\text{meteo}(\text{hoek},3).ec(3)}{8}}$$

De termen $ec()$ zijn correctiefactoren voor nachtelijke uren. $\text{Meteo}(\text{hoek})$ is hierbij de frequentie van één van de drie windsnelheidsklassen. Gebruikmakend van de meteofrequenties kan een middeling plaatsvinden van de concentratiebijdragen aan de sectoren in de windroos die gevuld is met directe bijdragen en recirculatiebijdragen. $u_p(\text{hoek})$ moet overigens nog wel worden gecorrigeerd voor de terreinruwheid, wat leidt tot de meteorologische windsnelheid $u_{\text{meteo}}(\text{hoek})$:

$$u_{\text{meteo}}(\text{hoek}) = 1.308 \frac{\ln(10/z_0)}{\ln(60/z_0)} u_p(\text{hoek}) \quad (4)$$

Lange-termijn gemiddelde concentratie

De lange-termijn gemiddelde concentratie wordt berekend door de directe bijdrage in rekening te brengen. Dit gebeurt door de concentratiebijdragen, die zijn vermenigvuldigd met het aantal sectoren, te vermenigvuldigen met de overeenstemmende meteofrequenties. Voor de recirculatiebijdrage kan dit door het gemiddelde per sector te bepalen. Overigens moet deze middeling voor recirculatiebijdragen plaatsvinden over alle sectoren en over alle wegvakken. Dit betekent dat bij het bepalen van recirculatie bijdragen moet worden gecontroleerd uit welke wegvakken de bijdragen afkomstig zijn. De gemiddelde waarden per wegvak worden dan opgeteld. De totale jaargemiddelde concentratie kan nu worden berekend met behulp van de volgende vergelijking:

$$\text{concrtot}(i,j) = \sum_{k=-nb}^{nb} \left(\text{weegfactor}(k) \cdot C_{\text{sec gem}}(j+k) \right) \quad (5)$$

Waarbij:

$$\text{weegfactor}(k) = \frac{8}{nhk} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(20 \frac{k}{nhk} \right)^2 \right] \quad (6)$$

Berekening van de percentielwaarden

In een aantal gevallen is het noodzakelijk niet de concentratie te berekenen maar een percentielwaarde vast te stellen. De berekening van deze percentielwaarde kan plaatsvinden op basis van de gegevens zoals deze zijn gevonden bij de concentratieberekeningen en die zich nog steeds in de windroos bevinden. Voor het berekenen van percentielwaarden moeten de achtergrondconcentraties bekend zijn, omdat anders geen goed beeld van de percentielwaarde kan worden verkregen. De eerste stap bij het berekenen van percentielwaarden is het omzetten van de windroos die de concentratiegegevens bevat, in een windroos die concentraties voor percentielberekeningen bevat. Hiervoor wordt vergelijking 7 gebruikt.

$$C(j_r) = \sum \frac{360}{nhk} \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_\phi} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\phi_{r,R+k}}{\sigma_\phi} \right)^2 \right] \cdot C_{\text{sec gem}}(j_R + k) \quad (7)$$

Het aantal sectoren van de concentratieroos voor de percentielberekeningen is veel groter dan het aantal sectoren ten behoeve van concentratieberekeningen, meestal 36 of 72. Dit is

noodzakelijk om met voldoende nauwkeurigheid de percentielwaarde te kunnen vinden. In vergelijking 10 is de term ϕ de hoek tussen de smalle sector van een percentielroos en de grote sector van een concentratiroos. De grootte van deze hoek zal dus wijzigen, afhankelijk voor welke sector de concentratiewaarden worden bepaald. De term σ_ϕ is een maat voor de openingshoek van een Gaussische pluim, deze is afhankelijk van de middelingstijd. Dat betekent indien percentielwaarden worden bepaald voor alle middelingstijden dan 1 uur, dat σ_ϕ met behulp van vergelijking 8 opnieuw moet worden bepaald.

$$\sigma_\phi(t \text{ uur}) = \sigma_\phi(1 \text{ uur})t^n \quad (8)$$

Bijdragen van achtergrondconcentraties

Niet alleen de berekende bijdragen moeten in rekening worden gebracht, ook de invloed van de achtergrond moet worden verdisconteerd. Hiervoor moet worden beschikt over een set van achtergrondgegevens, die moet worden vertaald naar reële bijdragen, waarbij rekening wordt gehouden met de voorkomende meteofrequenties. Deze waarden moeten door middel van interpolatie worden bepaald. Dit verloopt als volgt. In de percentielroos wordt een sector gekozen. In het midden van deze sector wordt de hoek bepaald en vervolgens wordt in de roos met achtergrondconcentraties gekeken welke twee sectoren het best bij deze hoek aansluiten. In het midden van deze twee sectoren worden de meteofrequenties bepaald en deze meteofrequenties worden vermenigvuldigd met de bij die sectoren behorende achtergrondconcentraties. Aan de hand van de hoek van de percentielroos wordt geïnterpoleerd tussen de twee zojuist berekende produkten. Deze waarde wordt vervolgens gedeeld door de meteofrequentie die behoort bij de gezochte hoek. Dit leidt dan tot de achtergrondconcentratie van de te berekenen sector.

De overschrijdingskans

Nu de achtergrondbijdragen en de percentielbijdragen zijn berekend kan de totale lange-termijn gemiddelde concentratie voor de percentielsectoren worden bepaald door deze waarden op te tellen. Vervolgens moet de overschrijdingskans voor een zekere concentratie C1 worden berekend, waarbij C1 wordt berekend met behulp van de volgende vergelijking:

$$P_{C_1} = \sum_r p(j_r) P_{C_1}(j_r) \quad (9)$$

De term PC1 is beschreven in bijlage I (bijlage berekening PC1 uit Car Special 2). De gezochte percentielwaarde is die concentratie C1 waarbij de term PC1 gelijk is aan het gewenste percentiel. Dit betekent dus dat C1 iteratief moet worden bepaald. Dit is mogelijk met behulp van de Regula Falsi.

Blootstellingsberekeningen

In het algemeen worden receptorposities gekozen volgens de zogenaamde traversebenadering, dit wil zeggen dat ter linker en ter rechterzijde van het wegvak op afstanden van 5, 10, 20, 50, 100 en 500 m receptorposities worden gekozen. In het geval dat blootstellingsberekeningen moeten worden uitgevoerd zijn er twee mogelijkheden; of de berekeningen moeten plaatsvinden op afstanden van plus of min 20 m van het wegvak; of er moeten receptorposities worden gekozen op gevellijnen. Dit zal in een aantal gevallen als consequentie hebben dat de randvoorwaarden zoals die zijn geformuleerd niet altijd meer van toepassing kunnen zijn. Gevels, geluidwerende voorzieningen etc. zullen onder die omstandigheden worden genegeerd. Bij blootstelling nabij gevels zal de receptorposities worden berekend op een afstand van 1 m van de gevellijn (in het midden van de gevellijn).

Referenties

1. Duijm, N.J. en Melle, A. van, Ontwikkeling van CAR-Special, deel 1, Evaluatie van het TNO-Verkeersmodel, IMET-TNO-rapport 92-285 (1992).
2. Duijm, N.J. en Melle, A. van, Ontwikkeling van CAR-Special, deel 2, Modelbeschrijving van CAR-Special, IMET-TNO-rapport 92-305 (1992)
3. Boeft, J. den, Beschrijving van de Rekenprocedure ten behoeve van de geautomatiseerde versie van het Voorspellingssysteem Luchtkwaliteit Wegtracevarianten (VLW-systeem), IMW-TNO-rapport R92/267 (1992)

BIJLAGE II. VERGELIJKINGEN MET INVLOED GEBOUWEN

De volgende cases 16 tot en met 20 hebben alle betrekking op in de invloed van een gebouw op de verspreiding. Voor deze situatie geeft de vergelijking van de berekeningsresultaten van VLW en het TNO-Verkeersmodel grote verschillen. Deze verschillen kunnen in eerste instantie niet kwantitatief verklaard worden. In de quick scan (hoofdstuk 2) is ook niet specifiek naar de betreffende rekencode gekeken. Wel is duidelijk dat de grote verschillen worden veroorzaakt doordat in het huidige VLW model de recirculatiebijdrage, die specifiek nodig voor de invloed van gebouwen, niet (goed) wordt meegenomen. Omdat voor het gebruik van VLW in kader Blk de invloed van gebouwen niet relevant wordt geacht zijn deze cases in dit onderzoek niet nader geëvalueerd.

6.1 Case 16

De invoergegevens in deze case zijn gelijk aan die in case 1, waarbij een gebouw met een gevellengte van 400 m, een diepte van 10 meter en een hoogte van 15 meter op 20 meter (gevelafstand) van de weg is geplaatst.

De coördinaten van het gebouw zijn dus:

x	y
-200	20
200	20
200	30
-200	30

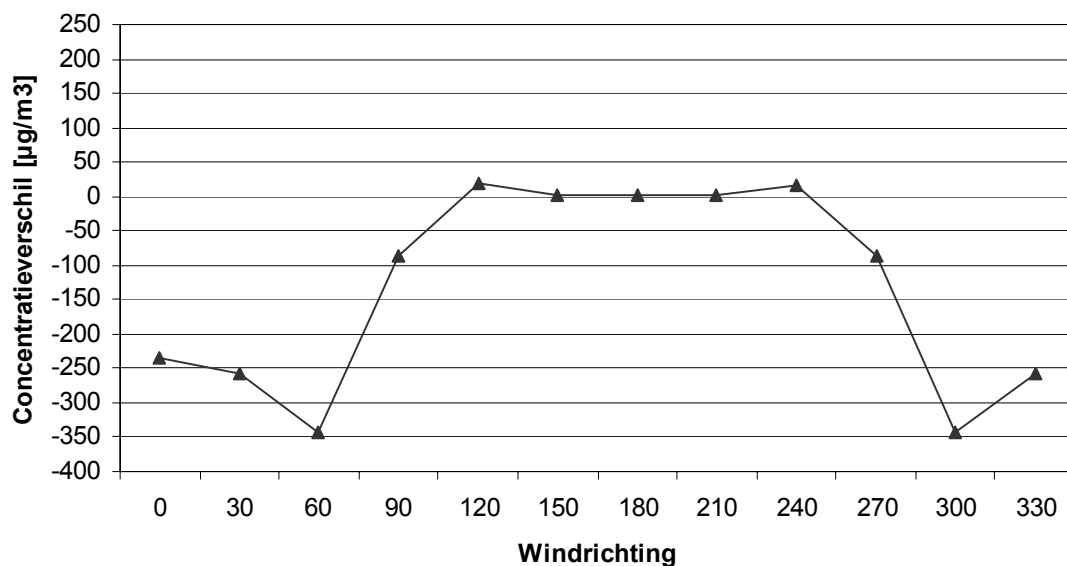
Er zijn windrozen (12 sectoren van 30 graden) berekend voor 4 receptorpunten, met de coördinaten:

	x	y	z
10 meter noord van de weg:	0	10	1,5
10 meter zuid van de weg:	0	-10	1,5
80 meter noord van de weg:	0	100	1,5
160 meter noord van de weg :	0	200	1,5

De windrozen voor het receptorpunt op 10 meter noord van de weg (tussen weg en gebouw) vertonen voor de twee modellen anomale en opmerkelijk grote verschillen in concentraties (figuur II.1).

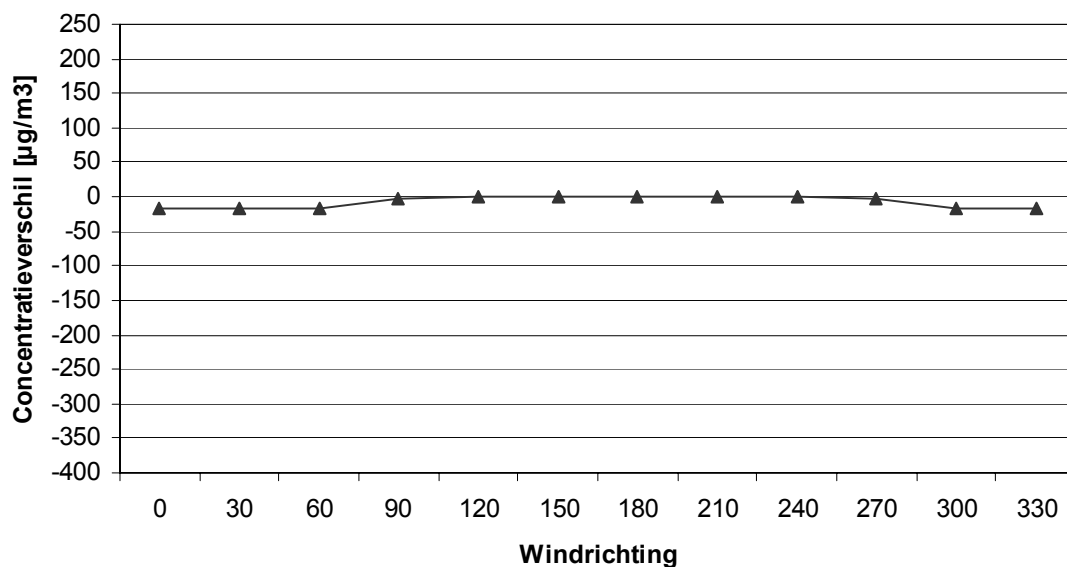
Datzelfde geldt ook voor de windrozen op het receptorpunt 10 meter zuid van de weg (figuur II.2), waarbij de verschillen overigens veel kleiner zijn.

Voorbeeld 16: windroos punt 0, 10



Figuur II.1 Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in het receptorpunt 10 meter noord van de weg.

Voorbeeld 16: windroos punt 0, -10

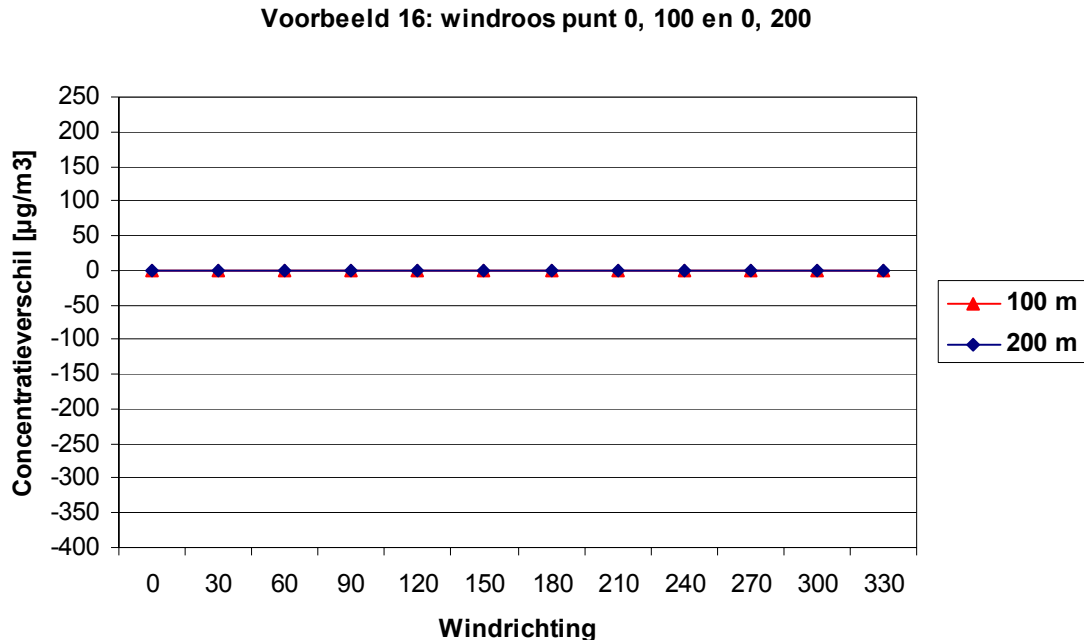


Figuur II.2 Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in het receptorpunt 10 meter zuid van de weg.

Een en ander is vooral het gevolg van het feit dat het VLW model (zoals verwacht en vergelijk case 3) concentraties gelijk nul berekend voor de noordelijke windrichtingsectoren (receptor noord van weg, sectoren 0, 30, 60, 300, 330)), waar het TNO-VM model daar zeer aanzienlijk van nul afwijkende concentraties berekend. Een soortgelijk effect is te zien in de windrozen voor het receptorpunt zuid van de weg, waarbij de berekende concentraties overigens veel lager zijn en juist het VLW model concentraties nul berekend voor sectoren waar dat niet wordt verwacht (Zie ook paragraaf 6.2).

Voor de windrozen in receptorpunten op grotere afstanden (100 en 200 meter noord van de weg, ver achter het gebouw) doen de bovengenoemde afwijkingen zich niet voor. Zoals in case 3 worden voor de receptoren noord van de weg concentraties nul berekend voor noordelijke windrichtingen (beide modellen). Bovendien zijn de concentraties en concentratieverschillen hier klein.

In figuur II.3 worden de verschillen voor deze receptorpunten weergegeven.



Figuur II.3 Verschillen (VLW – VM, absoluut in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) tussen het VLW en TNO-VM model voor de windrozen in de receptorpunten op 100 en 200 meter noord van de weg.

6.2 Case 17, 18, 19 en 20

Deze cases zijn alle variaties op het zelfde thema als case 16 waarbij in plaats van schermen en dergelijke nu een gebouw langs de weg geplaatst, van dezelfde afmeting (lengte 400 m. (parallel aan de weg), diepte 10 m. (loodrecht op de weg) en hoogte 15 m.) en op dezelfde positie (gevelafstand 20 m) ten opzichte van de weg. (case 18-20 met variaties hoogte gebouw (15 en 30m) en afstand tot weg (20 en 40m)).

De tendens van de resultaten zijn zoals te verwachten vergelijkbaar met die van case 16

Omdat in de VLW code de recirculatie niet wordt meegenomen berekent het VLW model voor de noordelijke windrichtingen (0, 30, 60, 300, 330 graden) een waarde nul, terwijl het TNO-VM model zeer aanzienlijke concentraties geeft. Voor de zuidelijke windrichtingen (120-240 graden) waarvoor recirculatie in deze voorbeelden geen bijdrage geeft zijn de verschillen bij veel lagere concentraties marginaal tot klein (kleiner dan paar procent) en komen de modelresultaten goed overeen.

