

Flora – Vegetatie voor een betere luchtkwaliteit

“Meten is weten - Vegetatie voor een betere luchtkwaliteit”



Prijsvraag perceel 2: “Meten en modelleren aan groene oplossingen voor de stadsregionale luchtkwaliteit langs rijkswegen”

Een project van het consortium van Stadsregio Arnhem Nijmegen, KEMA, WUR-Animal Science Group, WUR-Meteorologie en Luchtkwaliteit, WUR-Alterra en Integralis PP BV in opdracht van het IPL

Het innovatieprogramma Luchtkwaliteit (IPL) werkt in opdracht van de ministeries van Verkeer en Waterstaat en VROM aan innovatieve oplossingen die bijdragen aan verbetering van de luchtkwaliteit op en rond snelwegen. De focus ligt op snelwegen bij dichtbevolkte gebieden (zgn. "hot spots"). Daar zal bronbeleid pas op termijn toereikend zijn om de luchtkwaliteit wat betreft NO₂ en PM10 aan de normen te laten voldoen. IPL-maatregelen kunnen onderwijl bijdragen aan verbetering. De Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW) van Rijkswaterstaat voert het IPL uit. Met het beschikbare onderzoeksbudget identificeert, selecteert, stimuleert en beproeft het IPL kansrijke ideeën voor oplossingen. Deze worden tot en met 2008 onderzocht en beproefd. Zodra een maatregel haalbaar blijkt, wordt daarover een positief advies afgegeven. Het IPL werkt samen met kennis- en onderzoeksinstituten, andere departementen, provincies, gemeenten en marktpartijen.

Colofon

1. Rapportnummer

DVS-2009-013

3. Datum rapport

Juli 2009

5. Schrijver(s)

H. Erbrink, P. Hofschreuder, S. Jansen, V.H.M. Kuypers, B. de Maerschack, F. Ruyten, E.A. de Vries, J. de Wolff.

7. Naam en adres opdrachtnemer

Consortium van Stadsregio Arnhem Nijmegen, KEMA, WUR, Alterra en Integralis PP BV
Postbus 6578
6503 GB Nijmegen

9. Naam en adres opdrachtgever

Rijkswaterstaat, Dienst Verkeer en Scheepvaart
Innovatie Programma Luchtkwaliteit
Postbus 5044
2600 GA Delft

12. Aantal blz.

Circa 94 (exclusief bijlagen)

2. Titel en ondertitel

Flora – Vegetatie voor een betere luchtkwaliteit
(Meten is weten vegetatie voor een betere luchtkwaliteit – Prijsvraag perceel 2)

4. Code uitvoerende organisatie

-

6. Nummer rapport uitvoerende organisatie

-

8. Projectnaam

Vegetatie voor een betere Luchtkwaliteit -
perceel 2

10. Contractnummer

DWW-3125

11. Type rapport

Eindrapport

13. Trefwoorden

IPL, vegetatie, luchtkwaliteit, fijnstof, O₃, NO_x,
modellering, verkeer, Stadsregio Arnhem
Nijmegen

14. Referaat

In dit document worden de resultaten gepresenteerd van een meetproef langs de A50 bij Valburg-Heteren waar de effecten van een beplantingsstructuur op de luchtkwaliteit zijn gemeten. Voor fijnstof (PM₁₀) is geen aanwijzing gevonden dat vegetatie belangrijke hoeveelheden afvangt. Voor stikstofdioxide (NO₂) is sprake van een beperkte afname. Voor beide stoffen geldt dat vlak achter de vegetatie een verhoogde concentratie is gemeten. Voor fijnstof is een second opinion uitgevoerd waarbij een maximale reductie achter een vegetatie bestaande uit Grove Dennen is gemeten van 10%, ref: DVS-006-2009. Voor de modellering van vegetatie is een model beschikbaar. De modelresultaten laten hetzelfde beeld zien als de metingen.

16. Acceptatie projectleider

A. van den Burg



Opm. in verband met verschil van inzicht over de onderzoeksresultaten tussen DVS en het consortium is het rapport alleen geaccepteerd door de Projectleider

De Dienst Verkeer en Scheepvaart van Rijkswaterstaat heeft de in deze publicatie opgenomen gegevens zorgvuldig verzameld naar de laatste stand van wetenschap en techniek. Desondanks kunnen er onjuistheden in deze publicatie voorkomen. Het Rijk sluit iedere aansprakelijkheid uit voor schade die uit het gebruik van de hierin opgenomen gegevens mocht voortvloeien.

Voorwoord (door de schrijvers)

Het innovatie Programma Luchtkwaliteit (IPL) werkt aan een serie kosteneffectieve maatregelen om de luchtkwaliteit langs rijkswegen in Nederland te verbeteren. Onderdeel daarvan is het onderzoek naar de mogelijkheden die vegetatie langs snelwegen in dat spectrum te bieden heeft. Het gaat er om te bepalen hoe betekenisvol de bijdrage van beplanting kan zijn en hoe een aantoonbare bijdrage vervolgens in voorschriften kan worden verankerd.

De Stadsregio Arnhem Nijmegen werkt eveneens aan een programma om de luchtkwaliteit in de regio te verbeteren, mede in de context van klimaatverandering, toenemende verstedelijking, mobiliteit en versterking van het vestigingsklimaat. Het project Flora is onderdeel van dit programma Eureka, en omvat een divers onderzoek naar groene maatregelen ten behoeve van verbetering van de luchtkwaliteit verspreid over de regio.

IPL en de Stadsregio hebben een gezamenlijk belang langs de A50 bij Valburg. Dit drukke tracé heeft een grote invloed op de luchtkwaliteit in de stadsregio, maar is tevens de slagader voor de mobiliteit en de ruimtelijke ontwikkelingsmogelijkheden in de stadsregio. De verdere ontwikkeling van het rijks- en regionale wegennet wordt in toenemende mate bepaald door het perspectief om problemen met de luchtkwaliteit het hoofd te bieden.

Het consortium, dat dit meetproject onder leiding van de stadsregio Arnhem Nijmegen heeft uitgevoerd, bestaat uit Wageningen Universiteit (Alterra, WAU en ASG), KEMA en Integralis PP. Daarmee is ruimtelijke, meteorologische, model- en vegetatiekundige kennis samengebracht, die door het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit is begeleid en getoetst. Het project is vanwege de aanpak en omvang van (inter)nationaal belang om zicht te krijgen op de bijdrage van vegetatie bij het verbeteren van de luchtkwaliteit langs (rijks)wegen in de praktijk.

Een significante bijdrage van vegetaties aan de verbetering van de luchtkwaliteit maakt het mogelijk voor het Ministerie van VROM om - in het kader van het NSL - daarmee het Besluit Regelgeving Luchtkwaliteit (BRL) aan te passen.

Extra voorwoord (Innovatieprogramma Luchtkwaliteit)

Ondanks grote inzet van alle betrokkenen is het niet gelukt om gezamenlijke en volledige consensus te krijgen over de resultaten van dit project. Het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit (IPL) heeft daarom niet de volledige inhoud van dit rapport gevalideerd. Onderstaand volgt een toelichting.

Voor het onderzoek is gebruik gemaakt van een speciale marktbenadering waarbij de opdrachtnemer een grote eigen verantwoordelijkheid voor Design, Construct, Measurement en Presentation (DCMP) van het project heeft. Er is door Rijkswaterstaat (IPL) een prijsvraag uitgeschreven: "Vegetatie voor een betere luchtkwaliteit". Dat heeft geleid tot een contract met de Combinatie Stadsregio Arnhem Nijmegen, Alterra, WUR (WU-MAQ en WUR-ASG), Kema Nederland BV en Integralis PP BV.

Het voorliggende door de Combinatie opgeleverde rapport, is het resultaat van verschillende conceptversies en revisies. De revisies zijn het gevolg van door de luchtspecialisten van de Dienst Verkeer en Scheepvaart (DVS) van Rijkswaterstaat geleverde commentaar. In dit proces heeft DVS ook het RIVM geconsulteerd.

Uiteindelijk hebben de doorgevoerde aanpassingen niet geleid tot een versie waarover finale overeenstemming bestaat over de onderzoeksresultaten van de metingen en interpretatie van dit deel van het onderzoeksrapport. Met name de kwaliteit van de metingen (dataset en de kalibratie van de metingen) is volgens deskundigen van DVS en RIVM tot nu toe onvoldoende aangetoond. De bijdragen van VITO en KEMA zijn wel van voldoende kwaliteit maar zijn echter ook gebaseerd op de metingen.

Samenvatting

De meetproef

Tussen 19 maart 2008 en 1 december 2008 is een meetexperiment naar de werking van Vegetaties langs snelwegen ten behoeve van een verbetering van de luchtkwaliteit langs de A50 bij Valburg uitgevoerd. In de periode voorafgaand aan de start van het onderzoek is op een grote verscheidenheid aan inhoudelijke en procesmatige vragen een antwoord gezocht en zijn keuzes gemaakt. De complexiteit van het meten aan lucht en vegetatie, van de locatie, van de regelgeving en het betrekken van alle stakeholders hebben de uiteindelijke inrichtingskeuzes beïnvloed.

In een ontwikkeldocument is het winnende idee voor de IPL prijsvraag tot aan de opening beschreven. In de negen maanden daaropvolgend is op de meetlocatie vrijwel continu gemeten en hebben onder invloed van voortschrijdend inzicht en wisselende weersomstandigheden nog aanpassingen aan de meetapparatuur en de meetstrategie plaatsgevonden.

De kwaliteit en de betrouwbaarheid van de meetresultaten hebben centraal gestaan bij de locatiekeuze van het 300 meter lange en 10 meter brede proefvlak. Daarbij waren belangrijk

- het open windveld en de expositie op het westen,
- de constante verkeerdruk op dit deel van de A50 en daarmee hoge concentraties verontreinigingen,
- de veiligheid van het verkeer, van de meetapparatuur en de beplanting,
- de constante groeimogelijkheden, de beschikbaarheid en de porositeit van de beplanting
- de beschikbaarheid van de gewenste meetinstrumenten

Dit alles in het licht van de mogelijkheid om met de meetresultaten een betrouwbare model validatie uit te voeren.

Resultaten van de meetproef

Conclusies ten aanzien van NO_x zijn:

- Vegetatie langs de weg geeft op korte afstanden tot de weg aanleiding tot verhoogde concentraties voor stikstof monoxide (NO) en stikstofdioxide (NO₂) als totaal (NO_x).
- De verhoging van de concentraties is voor de dennen vrij constant tot en met de hoogte van de vegetatie, zowel voor- als achter de vegetatie. Voor de linden is het profiel meer complex, mogelijk door een situatie van kronen boven een andere ondergroei.
- Voor NO₂, de belangrijkste component in relatie tot gezondheid, nemen de concentraties voor en achter de vegetatie af door minder inmenging van ozon.
- De vegetatie vangt NO_x af, waardoor in zijn totaliteit de achtergrondconcentratie in een gebied afneemt.

De conclusies ten aanzien de invloed van de bomen op fijnstof luiden:

- Vegetatie langs de weg geeft op korte afstanden tot de weg aanleiding tot verhoogde concentraties. Deze verhoging is minder dan voor de stikstofdioxide, omdat de bijdrage van het verkeer in verhouding tot de concentratie in de achtergrond geringer is.
- In deze proef zijn geen aanwijzingen gevonden dat dennen en linden **langs wegen** belangrijke invloed hebben op de luchtkwaliteit. Dit resultaat kan echter te wijten zijn aan de variatie van het vochtgehalte van de deeltjes tijdens de metingen.
- Er zijn geen aanwijzingen dat de dennen en linden belangrijke hoeveelheden fijnstof afvangen op grond van dezelfde meetproblemen.
- De verhoogde concentraties voor de vegetatie worden qua luchtkwaliteit niet gecompenseerd door een gunstig effect op grotere afstanden.

Opzet van de metingen en de modellering

Om het effect van vegetatie op de luchtkwaliteit te onderzoeken moeten de karakteristieken van de vegetatie, de bron (het verkeer) en het transport in de atmosfeer vastgelegd worden. De dichtheid van de vegetatie bepaalt in sterke mate hoeveel lucht door de vegetatie stroomt en hoeveel eroverheen wordt geleid. De luchtsnelheden in de vegetatie zijn van belang voor het transport van verontreiniging naar de plantoppervlakken. De belangrijkste factor is de hoeveelheid blad per kubieke meter. Paragraaf B.1.2 beschrijft hoe deze factor wordt bepaald.

De emissies van het verkeer worden bepaald door de rijnsnelheid van het verkeer, de voertuigklasse en de dichtheid van het verkeer. Rijkswaterstaat bepaalde de verkeersdichtheid door middel van inductielussen per rijstrook. Deze gegevens worden gekoppeld aan de emissiefactoren - vastgesteld door RIVM voor modellering - voor emissieschatting in het Envimet-model. Paragraaf B.1.3 beschrijft deze koppeling.

Het verkeer stuwt de eigen emissies door rijwind en wervels omhoog. De verticale lift wordt nog versterkt door de stuwing tegen de vegetatie. De concentraties van de verontreiniging en de waarde van meteorologische grootheden veranderen sterk met de hoogte. Paragraaf B.1.4 beschrijft de opzet voor de metingen van verontreiniging en de meteorologie.

Speciale aandacht krijgen de fijnstofmetingen in paragraaf B.1.5. De deeltjes worden gemeten zoals ze in de lucht voorkomen. Dat is met een dunner of dikker vochtlaagje, afhankelijk van de luchtvochtigheid. De luchtkwaliteitsnormen voor fijnstof zijn echter gebaseerd op meting van de drogestofconcentratie. Door de nattendofconcentratie in de metingen te vergelijken met de campagnewijze metingen van de drogestofconcentratie wordt ene meetgrootte in de andere omgezet.

Interpretatie van de resultaten

In de representatieve maanden met ruim voldoende vergelijkbare meetgegevens is een verschil aangetoond van 16% NO_x achter de dennen en van 12% NO_x achter de lindes. Volgens de literatuur zouden lindes actiever zijn in het opnemen van NO_x dan dennen. Het lagere percentage kan heel wel verklaard worden door de gebrekkige vitaliteit en bladbezetting bij de lindes gedurende de representatieve meetperiode. De gevonden waarden zijn verrassend hoog, en moeten misschien nog naar beneden worden bijgesteld vanwege een te hoge schatting van de flux aan verontreiniging langs de weg. Dit als gevolg van invloed van de rijwind van de voertuigen op de windsnelheidsmeting. Hier wordt nog een nadere analyse naar uitgevoerd.

Op basis van de maanden juli tot december en met name de periode dat zowel TEOM's als Dustraks zijn ingezet voor de metingen aan fijnstof (oktober en november), is geen uitsluitel te geven over een positieve bijdrage van de beplanting aan de verlaging van de fijnstofconcentratie op grotere afstand achter de vegetatie. Bij zowel de Dustrak als de Teom is vocht op de deeltjes van invloed op de meting. Door verdamping van vocht door de begroeiing neemt het vochtgehalte en daarmee de massa van de deeltjes toe. Om die reden kan voor het invangen van fijnstof op basis van deze meetproef geen effect worden vastgesteld. Het gemeten effect op de NO_x-concentraties veronderstelt dat de lucht wel degelijk voldoende door de vegetatie heen is verplaatst en de in de literatuur beschreven hogere depositie snelheid voor deeltjes dan voor NO₂, doen vermoeden dat de vochtgroei de deeltjes afname heeft overgecompenseerd .

Het Envi-met-model

Uit de validatie met het Envi-met-model blijkt dat wat het windveld betreft, het effect van de barrière onder de meeste omstandigheden goed gemodelleerd wordt. Voor de nachten geldt dat de windverlaging soms iets minder sterk gerepresenteerd wordt dan de metingen aangeven. Uit de vergelijking met de meetresultaten blijkt wel dat een hogere bladerdichtheid (leaf area density, LAD) dan de gemeten LAD ($\sim 0.5 \text{ m}^2/\text{m}^3$) zoals beschreven in het verslag een iets betere match geeft wat de snelheidsprofielen betreft.

Uit de berekeningen blijkt dat zelfs de hoogste meetpunten van alle masten in meer of mindere mate beïnvloed kunnen worden door de lokale verkeersemissies. Voor ozon zijn eveneens geen lokale metingen beschikbaar voor de gemodelleerde dagen. De hoeveelheid aanwezige ozon bepaalt de mate waarin NO-emissies omgezet worden naar het schadelijke NO₂. Bovendien waren voor de modelvergelijking allen de ruwe meetdata ter beschikking, die nog niet waren gecorrigeerd voor systematische verschillen tussen de meetmasten. Ondanks deze onzekerheden worden zowel voor NO als voor NO₂ de profielen redelijk goed benaderd. Waar in het voorgaande project er nog de trend was NO₂ systematisch te onderschatten, blijkt dit hier niet meer het geval te zijn, hoogstwaarschijnlijk door het gebruik van geüpdate emissiefactoren.

Wat betreft depositie blijkt de bijdrage van de vegetatie minimaal te zijn, zowel voor fijnstof als NO₂. Depositie van fijnstof is afhankelijk van de grootte van de stofdeeltjes. De depositiesnelheid blijkt minimaal te zijn voor deeltjes tussen de 0.1 μm en 2.5 μm . De bijdrage van de verkeersgerelateerde fijnstof fractie is hoofdzakelijk PM_{2.5} en kleiner. Zelfs in geval van naaldbomen blijken deze maar een weinig filterend effect te hebben op deze fijne fracties.

Uit de modelresultaten blijkt dat in geval van een stabielere atmosfeer de verhoging door het barrière effect iets kleiner is en het de extra menging groter. De productie van extra turbulentie heeft in de stabiele atmosfeer een relatief groter effect dan in een turbulente atmosfeer. Deze veronderstelling kon echter niet gevalideerd worden vanwege het ontbreken van turbulentiemetingen.

Algemeen kan men zowel voor NO, NO₂ en PM₁₀ een verhoging voor en na de vegetatie waarnemen. Voor PM is deze verhoging in het algemeen relatief zeer gering. Dit vanwege het feit dat voor PM de wegbijdrage laag is ten opzichte van de hoge achtergrond.

De vegetatiemodule

Als uitgangspunt is eerst de relevante mechanismen voor de invloed van vegetatie op luchtkwaliteit geïnventariseerd op basis van de beschikbare literatuur. In essentie komt deze invloed neer op het beïnvloeden van de stroming en het wegnemen van verontreiniging.

Voor de opname van een vegetatiemodule in de gangbare rekenmodellen voor pluimverspreiding is dit vertaald in een aantal processen die zijn omgezet naar wiskundige formules. Naast de parameterisatie vormt het splitsen van de pluim in een deel dat door de vegetatie stroomt en een deel dat om de vegetatie heen buigt een opvallend element.

Vooruitlopend op de uitgewerkte meetset en CFD-resultaten is een verkenning uitgevoerd op eerdere ENVI-met-resultaten om na te gaan hoe de CFD-profielen matchen met de profielen van het pluimmodel.

Hoewel de gevonden correlatie zeker goed te noemen is, blijken juist de subtiele vegetatie-effecten op geringe hoogtes niet zonder de beschreven complexe aanpassing in de modellering reproduceerbaar.

Inhoud

Deel A	9
1 Inleiding	9
1.1 Werken aan betere luchtkwaliteit	9
1.2 De relatie tussen vegetatie en luchtkwaliteit	11
1.3 Keuze van de locatie en inrichting van de locatie	14
2 Resultaten van de meetproef	22
2.1 Samenvatting vooraf	22
2.2 Resultaten van de NO _x -metingen	22
2.3 Resultaten van de fijnstofmetingen	23
3 Conclusies en aanbevelingen	24
3.1 Organisatie	24
3.2 Resultaten metingen	24
3.3 Resultaten modelleren ENVI-met	25
3.4 Resultaten Groenmodule	25
3.5 Vergelijking van metingen en model	26
Deel B	27
1 Beschrijving van de metingen	28
1.1 Meten aan de vegetatie	28
1.2 Meten aan het verkeer	28
1.3 Meten aan de concentratie	29
1.4 Keuze voor het type fijnstofmeting	33
2 Interpretatie van de resultaten	34
2.1 Samenvatting van het verloop van de metingen	34
2.2 Hoofdlijn van de interpretatie	35
2.3 Randvoorwaarden en representativiteit	36
2.4 Kwaliteitscontrole en databewerking	40
2.5 Massabalans voor de fluxschattingen	43
2.6 Achtergrond van de resultaten NO _x	50
2.7 Achtergrond van de resultaten fijnstof	63
3 Modellering ENVI	75
3.1 Samenvatting vooraf	75
3.2 3D-grid	78
3.3 Validatie van de modelresultaten	85
3.4 Analyse van de modelresultaten	88
3.5 Conclusies	95
4 De vegetatiemodule	97
4.1 Samenvatting vooraf	97
4.2 Welke processen spelen zich af rond vegetatie?	97
4.3 Modellering van de processen	98
4.4 Pluimen – een verkenning	100
5 Discussie	106
Literatuur	110
Bijlagen	112

Bijlagen:

<i>Bijlage 1</i>	<i>Overzicht van de windrichtingverdeling</i>	<i>114</i>
<i>Bijlage 2</i>	<i>Overzicht van de meteorologische grootheden.....</i>	<i>116</i>
<i>Bijlage 2A</i>	<i>Overzicht van gemeten windsnelheid profielen in de hoogte</i>	<i>121</i>
<i>Bijlage 3</i>	<i>Verdeling van de NO2 concentraties.....</i>	<i>126</i>
<i>Bijlage 4</i>	<i>Overzicht van de gemeten concentratieprofielen voor tikstofoxiden.....</i>	<i>134</i>
<i>Bijlage 5</i>	<i>Overzicht van gemeten concentratieprofielen voor ijnstof.....</i>	<i>142</i>
<i>Bijlage 6</i>	<i>Analyse van invloed van de door verkeer opgewekte turbulentie.....</i>	<i>143</i>
<i>Bijlage 7</i>	<i>Resultaten van metingen aan de dennen (Pinus Sylvestris).....</i>	<i>147</i>
<i>Bijlage 8</i>	<i>Modelbeschrijving Envi-met.....</i>	<i>155</i>
	Atmosferisch model.....	155
	Luchtkwaliteit- en vegetatiemodule.....	157
<i>Bijlage 9</i>	<i>Envimet.....</i>	<i>161</i>
	Grid –onvergentieanalyse.....	161
	Effecten van de verhoogde weginrichting.....	166
	Modelvalidatie.....	170
<i>Bijlage 10</i>	<i>Vegetatiemodule.....</i>	<i>184</i>
	Literatuurstudie vegetatiemodule.....	184
	Literatuur vegetatiemodule.....	186
	Formules vegetatie.....	187
	Modelementen van de vegetatie.....	189
<i>Bijlage 11</i>	<i>Beheerplan beplanting en eetapparatuur.....</i>	<i>196</i>

Deel A

1 Inleiding

1.1 *Werken aan betere luchtkwaliteit*

Het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit werkt in opdracht van de ministeries van Verkeer en Waterstaat en VROM aan innovatieve oplossingen die bijdragen aan verbetering van de luchtkwaliteit op en rond snelwegen. Met het beschikbare onderzoeksbudget identificeert, selecteert, stimuleert en beproeft het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit kansrijke ideeën voor oplossingen langs snelwegen. Kansen waar het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit tijd, energie en geld in steekt zijn onder andere het mogelijke gebruik van katalytische lagen, aangepaste schermen langs wegen en het mogelijk overkappen van snelwegen. Ook het gebruik van vegetatie wordt gezien als een kans. Het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit heeft marktpartijen via een prijsvraag, uitgenodigd ideeën en oplossingen aan te dragen voor vegetatie die een positief effect hebben op de luchtkwaliteit langs wegen (fijnstof en stikstofdioxide).

In de Stadsregio Arnhem Nijmegen wonen ongeveer 725.000 inwoners. Ruim 300.000 daarvan wonen in de steden Arnhem en Nijmegen. In een regio waar zoveel mensen wonen en werken staat de aantrekkelijkheid van het goede leven onder druk. Een goede bereikbaarheid is een voorwaarde voor een vitale en concurrerende regio, maar ook een schoon leefmilieu. Flora is een van de deelprogramma's van Eureka., hierbinnen wordt gezocht naar oplossingen voor hetzelfde probleem als waar het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit aan werkt.

De aansluiting die vanuit het programma Flora gemaakt kan worden met de prijsvraag van het Innovatieprogramma Luchtkwaliteit was voor de Stadsregio Arnhem Nijmegen aanleiding om mee te doen aan deze prijsvraag "Meten is weten, Vegetatie voor een betere luchtkwaliteit". De Stadsregio Arnhem Nijmegen leidt een consortium waarin ook KEMA, WUR (Animal Science Group, Meteorologie en Luchtkwaliteit en Alterra) en Integralis PP zijn vertegenwoordigd. Gezamenlijk hebben zij het voorstel "Flora - Meten en modelleren aan Groene oplossingen voor de stadsregionale luchtkwaliteit langs rijkswegen" ingediend. Dit voorstel is uit drie inzendingen geselecteerd voor perceel 2.

Probleembeschrijving

Fijnstof is een deeltjesvormige verontreiniging die in te hoge concentraties de gezondheid kan bedreigen. Het fijnstof in de lucht varieert sterk in grootte, in chemische samenstelling en in concentratie. Fijnstof heeft een diameter van 10 µm of kleiner (< 0.01 millimeter) en kan daardoor door de mens worden ingeademd en opgenomen en gezondheidseffecten hebben. De ingeademde stofdeeltjes schaden de luchtwegen en longen. De kleinere deeltjes kunnen hart en bloedvaten schaden, doordat deze worden opgenomen in het bloed en daar kunnen klonteren. Met name ouderen, kinderen, COPD-patiënten en hartpatiënten zijn kwetsbaar. Fijnstof als gevolg van verbrandingsprocessen lijkt vooralsnog relevanter voor de gezondheidsklachten dan fijnstof met een natuurlijke oorsprong zoals zeezout en bodemstof.

Naar schatting sterven in Nederland per jaar 2300 tot 3500 mensen eerder (enkele dagen tot enkele maanden) als gevolg van een kortdurende blootstelling aan fijnstof (Fischer, 2005). De gevolgen van langdurige blootstelling aan fijnstof zijn onzeker, maar schattingen wijzen op circa 18.000 mensen die

tot tien jaar eerder sterven (MNP, 2006). Daarnaast zorgt het ook voor een verminderde kwaliteit van leven van kwetsbare groepen door bijvoorbeeld meer ziekenhuisopnames.

Stikstofdioxide (NO₂) is een gasvormige luchtverontreiniging die als indicator geldt voor een breed scala van luchtverontreinigende stikstofverbindingen. In zeer hoge concentraties is het schadelijk voor de gezondheid, in veel lagere concentraties kan het milieu aangetast worden. Dit leidt tot onder andere meer verzuring en vermesting. Bovendien kan stikstofdioxide met andere gassen reageren waardoor het voor de mens schadelijke ozon ontstaat.

In 1996 is in Europees verband de Kaderrichtlijn luchtkwaliteit opgesteld en sinds 1999 worden daar dochterrichtlijnen onder gehangen met normen voor de luchtkwaliteit. Door de wijze van implementatie in de Nederlandse wetgeving zijn er ruimtelijke gevolgen. Bouwplannen liepen vertraging op doordat onvoldoende rekening werd gehouden met de luchtkwaliteit en in sommige gevallen leidde dit tot een volledige bouwstop. Door additionele maatregelen kunnen veel projecten alsnog doorgang vinden, maar hiervoor zijn vaak wel innovatieve oplossingen nodig.

De meetproef

Het idee dat door het consortium onder leiding van de Stadsregio Arnhem Nijmegen is uitgevoerd, omvat het aanleggen van een beplantingsstrook langs een snelweg en het plaatsen van een vaste meetopstelling waar de luchtkwaliteit gemeten wordt. In de meetopstelling is gemeten aan een zone met én een zone zonder beplanting, waarbij het gedeelte met beplanting onderverdeeld is in een deel van 100 meter met lindes en een even groot deel met dennen.

De meetgegevens zijn onder steeds vergelijkbare omstandigheden afwisselend voor en achter de dennen of voor en achter de lindes verzameld. Met een modelbewerking van de meetgegevens zijn ook geoptimaliseerde situaties ten aanzien van de werking van beplantingen doorgerekend. Omdat luchtkwaliteit primair wordt beschouwd als een ruimtelijk in de tijd op te lossen probleem, is door middel van een beplantingsfilm, ook de dynamische ontwikkeling van de beplanting in de tijd berekend, waarmee de effectiviteit van de beplanting in de toekomst ingeschat kan worden.

Doel van de meetproef is drieledig:

1. Bepalen hoe groot het effect van vegetatiestroken langs (rijks)wegen is op de concentraties van fijnstof, NO₂.
2. Bepalen hoe groot de relatieve bijdrage is van extra verdunning en de verwijdering door de vegetatie.
3. Het verzamelen van data voor en het valideren van twee rekenmodellen:
 - a. een CFD-model voor een aanscherping van de detailbeschrijving van wat er gebeurt bij de vegetatiestrook,
 - b. een operationeel model dat het effect op jaargemiddelde concentraties en overschrijdingskansen van luchtkwaliteitsnormen conform het Meet- en Rekenvoorschrift bepaalt.

Als belangrijk nevendoeel is de bepaling van het oplossend vermogen van vegetaties beschouwd voor problemen met de luchtkwaliteit langs rijkswegen met name in stedelijke regio's. De reikwijdte van de meetresultaten is in eerste instantie beperkt tot deze ruimte, de modelbewerking zou echter verder kunnen reiken.

Er is gemeten in het aangelegde proefvlak tussen het knooppunt Valburg en de verzorgingsplaats Meilanden langs de A50 met een duidelijk afgebakende inrichting. De meetresultaten zijn toepasbaar onder gelijkwaardige omstandigheden. Met de verzamelde dataset zijn de eerste modelbewerkingen uitgevoerd.

Op basis van de resultaten zal bekeken worden of de eerste stappen gezet kunnen worden voor de ontwikkeling van een algemener toepasbaar screeningmodel. Totdat zo'n model er is zal zorgvuldig met de resultaten omgegaan moeten worden door afwijkingen van de omstandigheden te benoemen en te onderkennen. Dit geldt onder ander voor de expositie, boomsoorten, structuur van het groen, type en aanbod van de verontreiniging en lokale bodem- en vochtsituaties.

1.2 De relatie tussen vegetatie en luchtkwaliteit

Fijnstof

Vegetatie kan fijnstof onderscheppen en vasthouden (interceptie). Dit vindt plaats op alle bovengrondse delen van de vegetatie. De grootste hoeveelheid fijnstof komt op het blad terecht. De mate van interceptie varieert per soort. Door de grotere omvang, onderscheppen bomen fijnstof beter dan bijvoorbeeld struik- en kruidachtige soorten. Interceptie vindt plaats op het moment dat het fijnstof contact maakt met de vegetatie.

Een onregelmatige opbouw van de vegetatie zorgt voor meer turbulentie in de lucht, waardoor er meer contactmomenten kunnen ontstaan. Hierbij zijn vegetatie-eigenschappen, zoals de ruwheid van het oppervlak, essentieel. Fijnstof hecht zich aan een bladoppervlak dat plakkerig, ruw en harig is, zeker als het vochtig is (Pye, 1987). Daarnaast zorgt de elektrostatische lading die vegetatie kan hebben ook voor een groter interceptievermogen (Beckett, 2000b).

De houtige delen van vegetaties dragen ook bij aan de interceptie, hierbij is de takstructuur van belang (Beckett, 1998). Een deel van het fijnstof komt niet meer los van het blad. Een ander deel kan als gevolg van hevige wind en regen loskomen. Dit deel komt weer in de lucht terecht of spoelt met het water weg of hecht zich aan andere oppervlakten. Gegevens over dit verwaaiingspercentage zijn beperkt bekend. Uit onderzoek blijkt dat het afwaaien vooral in het eerste uur na het afvangen plaatsvindt. Dit gebeurt vooral bij hogere windsnelheden. Het verwaaiingspercentage in het eerste uur is maximaal ongeveer 30%, daarna is het percentage kleiner dan 5% (Rosinski, 1964). In berekeningen worden hierom veilige marges ingebouwd.

Bij afspoeling komt fijnstof niet terug in de lucht, maar in de bodem. De mate van afspoeling varieert per plantensoort. In bodems langs snelwegen is sprake van verhoogde concentraties van deze stoffen en strooizout. Verspreiding verder dan enkele meters van de weg is nooit aangetoond. De afbraak of fixatie van stoffen in de bovenste bodemlaag is onderdeel van een natuurlijk proces.

Afvangen en depositie

Interceptie van fijnstof bestaat uit drie processen; impactie, sedimentatie en diffusie. Bij impactie wordt onder invloed van de wind het fijnstof afgevangen doordat dit door zijn massa-traagheid botst met de vegetatie. Fijnstof wordt hierbij door de wind als het ware de beplanting ingeblazen. Dit is het meest effectieve proces. Afhankelijk van de vorm van de beplanting en de soorten waaruit deze bestaat, wordt meer of minder fijnstof afgevangen.

Ook kan sedimentatie plaatsvinden waarbij fijnstof onder invloed van de zwaartekracht neerslaat op de beplanting. Hierbij is de mate van bedekking van het gebied van belang. Modelmatig onderzoek in de West-Midlands (Groot-Britannië) laat zien dat een bedekking van 25% vegetatie een concentratieverlaging van 10% kan opleveren (Steward, 2002).

Tot slot is er Brownse-diffusie: de stofdeeltjes zijn zo klein dat ze zich bewegen als gassen, maar met een lagere snelheid dan gasmoleculen. Dit speelt alleen een rol bij ultra fijnstof. In tegenstelling tot fijnstof

(PM10) kan ultra fijnstof (PM0.1) door planten via bijvoorbeeld de huidmondjes worden opgenomen (o.a. Beckett, 2000a).

Verdunnen

Naast afvangen en neerslaan speelt verdunning ook een rol. Beplanting beïnvloedt het stromingspatroon van de lucht - en daarmee de verspreiding van luchtvervuiling. De lucht wordt door de beplanting gedwongen om een andere weg te volgen. Vaak is dat over de beplanting heen, waardoor de vervuilde lucht in aanraking komt met schonere lucht uit een hogere laag. Deze luchtstromen vermengen zich waardoor de concentratie van de meest vervuilde luchtstroom verlaagd wordt. Dit gebeurt overigens bij ieder opgaand element (dus ook muren en geluidsschermen). Indien de vermenging niet optimaal is, kan ook een cumulatie achter het element plaatsvinden, doordat er een lijwervel ontstaat.

Stikstofdioxide

Naast fijnstof kunnen planten ook stikstofdioxide opnemen. Gasvormige luchtverontreinigende stoffen, zoals stikstofdioxide, kunnen grotendeels worden opgenomen door de huidmondjes op het blad. Daarnaast wordt een klein deel door de buitenste bescherm laag van het blad (cuticula) opgenomen (<5%). De hoeveelheid en grootte van de huidmondjes verschilt per (boom)soort. Brede, dunne bladeren hebben een grotere opname capaciteit dan bijvoorbeeld naalden (Hanson, 1991). Uit onderzoek blijkt dat in Chicago per hectare jaarlijks 12,4 kg stikstofdioxide wordt opgenomen (Nowak, 1994).

De openingstoestand van de huidmondjes is bepalend voor de grootte van de opname. Deze neemt lineair toe met de openingstoestand (Neubert, 1993). De openingstoestand is licht- en waterafhankelijk. De weerstand van het blad om stikstofdioxide op te nemen is klein. Eenmaal opgenomen door het blad ontstaan nitraat en nitriet. Dit wordt omgezet naar eiwitten en aminozuren (detoxicificatie).

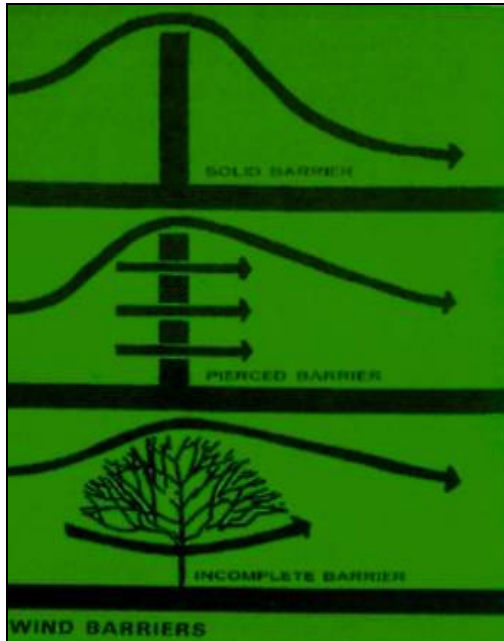
Afhankelijk van de snelheid van de omzetting door de plant, is stikstofdioxide meer of minder schadelijk voor de plant (kan leiden tot bijvoorbeeld groeireductie). Een ander punt is, dat de stikstofbemesting de concurrentieverhoudingen in ecosystemen kan veranderen en daarmee van invloed is op de biodiversiteit. Uit Japans onderzoek blijkt dat met name populier (*Populus nigra*) en Robinia (*Robinia pseudo-acacia*) goed bestand zijn tegen de opname van stikstofdioxide (Takahashi, 2005).

Planten en bomen nemen via de wortels ook stikstof op uit de grond. Er zijn aanwijzingen dat de opname van stikstof door de wortels wordt afgeremd door de stikstofdioxide-opname van bladeren (o.a. Pérez-Soba 1993). Dit zou betekenen dat de opnamecapaciteit van stikstofdioxide uit de lucht niet geremd wordt en daarmee de opname uit de lucht min of meer gegarandeerd is. Modelstudies wijzen erop dat ongeveer 10% van het stikstofdioxide die door de beplanting stroomt uit de lucht gefilterd kan worden (Wesseling, 2004).

Structuurafhankelijkheid

Niet alleen heeft een individuele boom, struik of zelfs grasspriet invloed op het luchtzuiverende vermogen (fysiologische aspecten), ook de verschijningsvorm heeft invloed op de luchtkwaliteit (luchtstromingsaspecten). Dit speelt met name bij lijnvormige elementen (houtwallen, houtsingels, bomenrijen, enz.). Lijnvormige beplanting heeft verschillende verschijningsvormen en verschilt daardoor ook in structuur. In figuur 1.2.1 is het lijnvormige beplanting in drie categorieën ingedeeld.

Figuur 1.2.1: Verschillen tussen lijnvormige elementen (Steward, 2002)



Boven: gesloten lijnvormige beplanting (bijv. een geluidsscherm of een dichte haag)
Midden: poreus lijnvormige beplanting (bijv. half open haag, of bomenrij met ondergroei)
Onder: onvolledig lijnvormige beplanting (bijv. bomenrij zonder ondergroei)

Bovenaan in figuur 1.2.1 is een gesloten lijnvormig element weergegeven. Hierbij kan gedacht worden aan een geluidsscherm of een dichte haag. Het gesloten lijnvormige element werkt als een windscherm. De luchtstroom wordt door het element tegengehouden en gaat er overheen. Het contact met het element is minimaal. Alleen de buitenkant van het element oefent een afvangende functie uit, waardoor de afvangst minimaal is.

Bij het poreuze lijnvormige element, bijvoorbeeld een half open haag (figuur 1.2.1, midden) gaat een deel van de luchtstroom door het element heen. Verontreiniging in deze luchtstroom wordt veel beter afgevangen dan bij een gesloten lijnvormig element het geval is, doordat er meer contact met het element gemaakt wordt. De afvangst wordt versterkt door de turbulentie in het lijnvormige element. Dit wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van onregelmatigheden zoals takken en twijgen, bladeren en de bladstructuur.

Hoe warriger de structuur, hoe effectiever de afvangst. Om voldoende afvangst te genereren is een zekere mate van doorlaatbaarheid (porositeit) nodig, zodat de luchtstroom het lijnvormige element in kan. Ook gaat een deel van de luchtstroming over het lijnvormige element heen. Dit deel gedraagt zich zoals bij een gesloten lijnvormig element. De optimale porositeit is afhankelijk van de homogeniteit van de samenstelling van de lucht. Een beplanting als poreus lijnvormig element is in staat om circa 15% tot 20% van het stof die er doorheen gaat af te vangen (Wesseling et al, 2004).

Een poreuze doorlaatbare lijnstructuur kan de concentratie van stikstofdioxide met maximaal 10% verlagen. Een onvolledig lijnvormig element (figuur 1.2.1, onder) splitst de luchtstroom in twee aparte stromen. Een deel stroomt over het lijnvormige element heen en een deel stroomt onder het lijnvormige element door. Het contact is meer dan bij een gesloten lijnvormig element, waardoor meer mogelijkheden zijn om stof af te vangen, maar minder dan bij een poreus lijnvormig element. De afvangst blijft relatief klein.

Kennisleemte

Uit een aantal praktijkmetingen en enkele theoretische studies blijkt dat beplantingen een belangrijke verbetering van de luchtkwaliteit kunnen bewerkstelligen. Modelberekeningen met procesmodellen (Envimet) zijn nog onvoldoende toegerust om het effect van beplantingen te schatten. Meer operationele modellen zijn nog niet ontwikkeld; ze zijn echter wel noodzakelijk. Dit zijn de modellen, die een grote groep gebruikers ten dienste staan om het effect van beplanting op de luchtkwaliteit uit te rekenen. Zij ondersteunen daarmee de toepassing in de praktijk. Deze operationele modellen moeten voor uniformiteit van beoordeling van de effectiviteit van beplanting in relatie tot luchtkwaliteit zorgen en dienen te worden opgenomen in het “Meet en Reken voorschrift Luchtkwaliteit”. Metingen aan beplantingen moeten gegevens genereren ten behoeve van de modelontwikkeling (IPL, 2006).

Vanwege het unieke karakter van deze meetproef in de praktijk én de waarde van de te genereren data stelde het consortium alles in het werk om de proef goed te laten verlopen. Dit betekende dat in de afstemming met meetexperimenten elders, in het bijzonder perceel 1 van de prijsvraag, en buitenlandse experts was voorzien. De internationale expertise is gebundeld door de Humboldt Universiteit Berlijn (Endlicher, 2007). Met name in Duitsland lopen op dit moment een aantal kleinschalige meetexperimenten aan vegetaties, waarvan de resultaten gelijktijdig zullen verschijnen. Het ligt in de bedoeling om via een internationale review groep die resultaten met elkaar te vergelijken en kennis uit te wisselen.

1.3 Keuze van de locatie en inrichting van de locatie

Locatiekeuze

Vanuit de prijsvraag werden eisen gesteld aan de meetlocatie. De locatie moest bij voorkeur:

- een vrij stromingsveld van lucht hebben,
- vlak in het terrein liggen,
- voldoende verkeersaanbod hebben om duidelijk boven de lokale achtergrondconcentratie uit te komen,
- zoveel mogelijk vrij zijn van andere storende invloeden zoals nabijgelegen gebouwen,
- veilig te plaatsen zijn.

Boven op deze eisen zijn er vanuit het consortium aanvullende eisen gesteld. Het belangrijkste was dat de meetlocatie in de Stadsregio Arnhem Nijmegen moet liggen.

De A50 ten noorden van het viaduct spoorlijn Arnhem–Tiel tot en met parkeerterrein Meilanden kon (na ophoging van de berm) aan deze eisen voldoen. Gedurende de metingen waren langs dit wegvak geen (weg)werkzaamheden gepland. De opzet en het gebruik van de locatie is in nauw overleg met Rijkswaterstaat Oost-Nederland en het Wegendistrict Arnhem-Nijmegen uitgewerkt.

Er zijn twee locaties voor de meetopstelling parallel aan elkaar nader verkend, dit zijn: 1) de locatie ten zuiden van de parkeerplaats Meilanden, 2) de parkeerplaats Meilanden



Afbeelding 1.3.1: bovenaanzicht Rijksweg A50 en parkeerplaats Meilanden

De locatie ten zuiden van de parkeerplaats is na aanpassing geschikt. Een belangrijk voordeel van deze locatie is dat langs de hele locatie zich reeds een vangrail bevindt. Hierdoor zijn risico's vanuit verkeersveiligheid goed te beperken. Ook is de locatie relatief eenvoudig te beveiligen en is voldoende water op korte afstand beschikbaar. De afstand tot de elektriciteitsvoorziening is relatief lang, maar overkomelijk.

Grootste nadeel van de locatie ten zuiden van de parkeerplaats Meilanden was dat er een hoogteverschil tussen weg en schouwpad overbrugd moet worden, omdat de A50 hier geleidelijk stijgt als gevolg van het zuidelijker gelegen viaduct spoorlijn Arnhem-Tiel. Dat hoogteverschil loopt van ruim twee meter op naar ruim vier meter. Om dit hoogteverschil met zand c.q. grond te overbruggen, moest hiervan ruim 10.000 m³ via het schouwpad of via parkeerplaats Meilanden aangevoerd worden. Dit bracht hoge kosten met zich mee.

Stellages waarop de vegetatie aangebracht kan worden zouden als alternatief kunnen dienen. Een groot nadeel hiervan was dat dit zijn weerslag heeft op het wortelgestel van de beplanting. Het hoogteverschil heeft ook invloed op de hoogte van de meetmasten achter de beplanting, maar dit levert geen extra problemen op. Een deel van de meetopstelling - de masten achter de vegetatie - zal op de grond van particuliere eigenaren geplaatst moeten worden. Als gevolg van de positie van de masten, de tuidraden van de masten, de shelters en de kabels en leidingen daartussen, is sprake van een vrij groot ruimtebeslag op de grond van de particuliere grondeigenaar.



Afbeelding 1.3.2.: locatie ten zuiden van parkeerplaats Meilanden (A50)

Belangrijkste voordeel van de parkeerplaats Meilanden is dat deze makkelijk bereikbaar is. Daar staat tegenover dat op de parkeerplaats Meilanden een (vrij diepe) bermsloot opgevuld moet worden om de proefopstelling te realiseren. Aanvoer van het zand is via de A50 goed mogelijk. De masten met de meetapparatuur langs de weg zullen met een extra aan te brengen vangrail afgeschermd moeten worden. Een voordeel is dat de hele meetopstelling op de parkeerplaats geplaatst kan worden.

De beveiliging van de meetopstelling tegen diefstal en vernieling op deze locatie is een grote opgave, maar niet onoverkomelijk. De afstand tot de elektriciteitsvoorziening is relatief kort, die tot het water relatief lang. Grootste nadeel was dat de parkeerplaats Meilanden niet mag worden afgesloten. Het verkeer dat gebruik maakt van parkeerplaats De Meilanden zal zorgen voor veel meetruis, waardoor de bruikbaarheid van de meetresultaten sterk verminderen. Ook een gedeeltelijke afsluiting maakt de locatie nauwelijks geschikt. Tot slot is het ook een nadeel dat er extra vangrails geplaatst moeten worden

In beide gevallen kan het groene scherm volledig op de grond van Rijkswaterstaat gerealiseerd worden. Naar aanleiding van een aantal veldbezoeken en overleg met de betrokken diensten van Rijkswaterstaat, de gemeente en de grondeigenaren werd gekozen om de pilot ten zuiden van de parkeerplaats Meilanden in te richten.

Grondwerk

Het directe gevolg van de locatiekeuze is dat er een grondlichaam moest worden aangebracht om de vegetatiestrook in het stromingsveld te positioneren. De onderzoekslocatie diende over een lengte van minimaal 300 meter, met een bovenbreedte van circa 10 meter te worden opgehoogd. De hoogte van het grondlichaam diende min of meer gelijk te zijn met de hoogte van de weg. In totaal was circa 10.000 m³ grond nodig.

Gelet op de omvang van de aan- en afvoerbewegingen, het gewicht van de vrachtwagens en de te treffen maatregelen (o.a. lengte platenbaan), is gekozen om het grondlichaam aan te brengen vanaf parkeerplaats "De Meilanden". Voor de start van de werkzaamheden is een KLIK-melding uitgevoerd. Omdat de ondergrond niet wordt bewerkt, hoefden verder geen maatregelen getroffen te worden. Daarnaast is de stabiliteit van de ondergrond visueel gecontroleerd om te voorkomen dat de ondergrond niet voldoende

stabiel zou kunnen zijn. Dit risico was beperkt en kon “in het werk” goed opgelost worden. In verband met de Keur van het Waterschap Rivierenland, is het talud van het grondlichaam minimaal één meter van de insteek van de B-watergang gelegd.

Het grondlichaam (incl. bovenlaag) is iets lager aangebracht dan de berm van de A50 en ligt vervolgens “op een oor”. Op deze manier kan bij een extreme zomerse bui het water vanaf de A50, over het grondlichaam aflopen. De frequentie dat dit kan voorkomen is zo beperkt dat de kans dat het groen hierdoor schade ondervindt minimaal wordt geacht. In die situaties is echter een veilige situatie voor het verkeer op de A50 wel uiterst belangrijk. Voor de afvoer van hemelwater in alle andere gevallen is een droge greppel aangebracht direct langs de berm van de A50, parallel langs de A50 die in beide richtingen afloopt. Voor een goede waterhuishouding is daarnaast, tussen bovenlaag en de rest van het grondlichaam (haaks) drainagestrengen aangebracht.

Het grondlichaam bestaat uit twee lagen. Voor de onderste laag van het grondlichaam, is uit kostenoverwegingen niet gekozen voor zand, maar voor milieuhygiënisch schone grond. De bovenste laag (circa 1 meter dik, 200 meter lang, 10 meter breed, circa 2.000 m³) dient geschikt te zijn voor de loof- en naaldbomen. In het deel waar naaldbomen komen bestaat de bovenste laag uit zand. In het deel waar lindes komen, bestaat de bovenste laag uit eersteklas teelaarde. Op de referentiestrook bestaat de bovenste laag net als de onderste laag uit milieuhygiënisch schone grond. In de bovenste laag zijn ruime plantgaten gegraven en opgevuld met bomengrond.



Afbeelding 1.3.3: Rijksweg A50, aanvoer grond voor het grondlichaam



Afbeelding 1.3.4: De naaldbomen worden met kraan in het plantvak geplaatst

Water- en elektriciteitsvoorziening, hekwerken, informatieborden e.d.

Voor de watervoorziening is een meter uit de B-watgang een bron geslagen. Daarop zijn een pomp en een waterverdeelsysteem aangesloten. Direct nadat de beplanting is aangebracht, werd bovengronds een waterdruppelsysteem ingericht. Onder de lindes waren dit parallel in de lengterichting 16 slangen (2 groepen van 5 en één van 6) en in het plantvak van de naaldbomen 15 slangen (2 groepen van 5). Elke slang is voorzien van gaatjes die zich op een regelmatige afstand van ongeveer 40 cm bevinden. Het watergeefstelsel kan de loof- en naaldbomen onafhankelijk van elkaar bedienen. Het moment van water geven en de hoeveelheid werd bepaald doordat regelmatig de toestand van de beplanting werd gecontroleerd.

Vanuit de huidige NUON-kast op het parkeerterrein werd de elektriciteitsvoorziening aangelegd. Naast de huidige NUON-voorziening werd een tijdelijke bouwkast geplaatst voor de tijdelijke aansluiting. Vanuit deze bouwkast lopen de voedingskabels naar de watervoorziening en naar de shelters.

Aan de oostkant van de A50 werden twee bouwborde geplaatst om het verkeer te informeren. De bouwborde staan op een afstand van 235 meter van de onderzoekslocatie geplaatst te worden om de metingen niet te beïnvloeden. Daarnaast werden op het parkeerterrein twee borde geplaatst met nadere informatie over het onderzoek. Om vandalisme te voorkomen werden aan beide uiteinden van de onderzoekslocatie hekwerken geplaatst tussen de A50 en de B-watgang.



Figuur 1.3.5: informatiebord met nadere informatie over het onderzoek

Vegetatie

Van belang is het vaststellen van de criteria waaraan beplanting en ontwerp minimaal moeten voldoen om de effecten op de luchtkwaliteit te kunnen meten en beoordelen. Op basis van het ontwerpidee zijn twee schetsontwerpen voor de locatie gemaakt zodat de uitvoerbaarheid van een meetdoelstelling op de betreffende locaties beoordeeld kon worden. Vervolgens is het sortiment en beschikbaarheid bepaald. Uitgangspunt voor de keuze was op de eerste plaats, dat de plantensoorten een zo groot mogelijke filterende werking van luchtverontreinigende stoffen moeten hebben, ongeacht de heersende opvattingen op het gebied van landschappelijke inpassing.

Daarbij was de wens om te komen tot twee typen beplanting; één met lindes, en één met naaldbomen, om zo beide typen te kunnen evalueren. De soorten voor deze beplantingen zijn geselecteerd met behulp van een soortenlijst (Hiemstra et al., 2008), die voor de belangrijkste soorten samenvat wat bekend is over de opname- en invang capaciteit van luchtverontreinigende stoffen. Hierbij is intensief overleg gevoerd met Praktijkonderzoek Plant & Omgeving (PPO), onderdeel van Wageningen UR. Op basis hiervan is de lijst beperkt tot boomsoorten die het meest interessant zijn voor de combinatie van het invangen van fijnstof en opnemen van NO_x . Wegvangcapaciteit voor ozon en het al dan niet produceren van vluchtige organische stoffen zijn eigenschappen die buiten beschouwing zijn gelaten.

Daarna is een rondgang langs kwekers gemaakt om na te gaan welke soorten in de juiste hoeveelheden en met het juiste formaat (bomen ongeveer 7-10 m hoogte en struiken 3 m hoogte) op korte termijn beschikbaar zijn. De bomen moesten van zeer goede kwaliteit zijn zodat ze direct na de aanleg en gedurende de meetproef optimaal de gewenste stoffen kunnen opnemen. Dit betekent dat de bomen en struiken regelmatig verplant moeten zijn geweest op de kwekerij teneinde te beschikken over een dicht vertakt wortelstelsel.

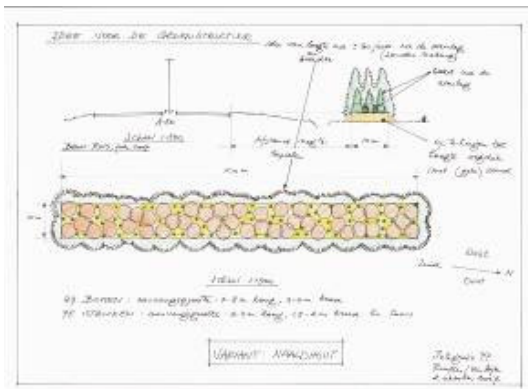


Figuur 1.3.6: *Pinus sylvestris*

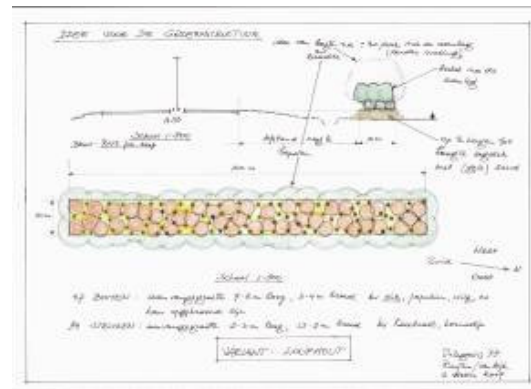


Figuur 1.3.7: *Tilia tomentosa* (zilverlinde)

Bij de naaldbomen is gekozen voor 80 stuks tot op de grond toe vertakte grove den (*Pinus sylvestris*; 20 jaar, 7m hoog, 3m breed, 7 maal verplant op de kwekerij) waardoor geen struikbeplanting als ondergroei noodzakelijk is. Bij de loofbomen is gekozen voor 95 stuks zilverlinde (*Tilia tomentosa* 'Brabant'; 16 jaar, 9m hoog, 3m breed, 4 maal verplant) met als ondergroei 300 stuks laurierkers (*Prunus laurocerasus* 'Caucasica'; 10 jaar, 3m hoog, 1m breed). Als bodembedekker is gekozen voor 3000 stuks braam (*Rubus fruticosus*), als kleine plant geplant.



Figuur 1.3.8: Variant naaldbomen



Figuur 1.3.9: Variant loofbomen

De beplanting werd over twee plantvakken verdeeld, één met naaldbomen en één met loofbomen. Ieder vak is 100 m lang en 10 m breed. De aanvangsgrootte, het soort, de plantafstand, de aantallen en de definitieve locatie van het plantmateriaal werden vastgelegd in het beplantingsplan. De bomen werden met een kraan in het plantvak geplaatst. De struiken deels machinaal en deels met de hand geplaatst. Het grondlichaam onder de bomen/struiken, het talud van het grondlichaam en de referentiestrook zonder beplanting werden ingezaaid met gras. In overleg met de aannemer werd besloten om de bomen verankeren, waarbij uiteraard de boombasten niet beschadigd mogen raken.

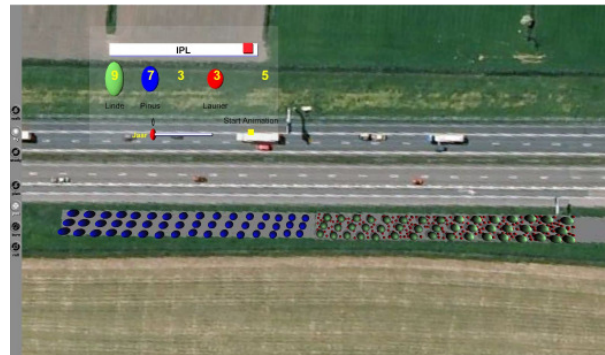
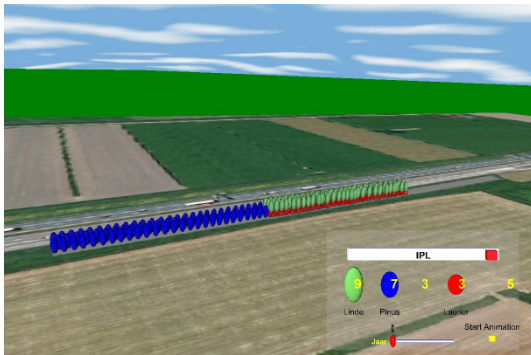
Aan de basis van het beplantingsplan lag een beplantingsfilm (Ruyten, 2006). Met behulp van de beplantingsfilm (zie figuur 3.4.3 & 3.4.4) werden de plantafstand van de opstelling van de bomen en struiken zodanig gekozen dat de porositeit van de beplanting tussen de 30 en 40% ligt. Met behulp van de beplantingsfilm kan de groei-ontwikkeling van de eerste 30 jaar na de aanleg van de vegetatie worden voorspeld waardoor op basis van de meetresultaten ook een reële inschatting gemaakt kan worden van de opnamecapaciteit van fijnstof en stikstof in de toekomst.

Wat is een beplantingsfilm?

De aanleg van een beplanting en de groeiontwikkeling daarna wordt gesimuleerd volgens een beplantingsfilm. De film biedt, gebaseerd op lokaal gemeten waarden van de omvang, groeisnelheid en levensduur van vrij uitgroeiende elementen zoals in beplantingsstroken, inzicht in de kwaliteit van de landschappelijke inpassing en berekent de aanleg- en onderhoudskosten over een langere periode.

Met behulp van metingen aan de fijnstofopname en de porositeit van de beplanting kan de film ook de toename van de opnamecapaciteit van fijnstof en de mate van porositeit van de beplanting berekenen in de tijd. Door de nauwkeurige voorspelling van de vrije uitgroei van een beplanting kan het onderhoud daarmee nauwkeuriger worden bepaald.

Uit berekeningen blijkt dat binnen afzienbare termijn er een moment ontstaat waarop de duurdere aanlegkosten van een gewenst startbeeld van groter plantmateriaal zonder dunningen worden terugverdiend ten opzichte van de traditionele of gebruikelijke beplantingsmethode van kleinere planten met dunningen (Ruyten, 2006). Onderhoudskosten op een beplanting, die optimaal luchtverontreiniging uit de lucht opvangt kunnen hierdoor beperkt worden. Op de website www.integralispp.com zijn enkele voorbeelden van een beplantingsfilm te zien.



De beplantingsfilm is uitgewerkt voor de dennen en loopt tot twintig jaar na de aanleg. Deze twintig jaar is een aanname. Er wordt ingeschat dat na twintig jaar er wel weer een verandering/verbreding van de weg zal zijn opgetreden en dat de dennen dan wel het veld moeten ruimen. De plantafstand is in deze film zodanig bepaald dat gedurende deze periode de dennen elkaar pas na twintig jaar na de aanleg net gaan raken en daarmee de naalden ten behoeve van de fijnstofopname kunnen behouden in de groei naar elkaar toe. De plantafstand is daarvoor verruimd van 3,50 naar 5,00 m. De groeisnelheid en de toename van de omvang is bepaald aan de hand van dezelfde dennensoorten in de directe omgeving van het plangebied.

2 Resultaten van de meetproef

2.1 Samenvatting vooraf

Conclusies ten aanzien van NO_x zijn:

- Vegetatie langs de weg geeft op korte afstanden tot de weg aanleiding tot verhoogde concentraties voor NO en NO_x.
- Zowel voor als na de vegetatie zijn de concentraties voor NO₂ verlaagd.
- De verhoging van de concentraties is voor de dennen vrij constant tot en met de hoogte van de vegetatie, zowel voor- als achter de vegetatie. Voor de linden is het beeld meer complex
- De vegetatie vangt NO_x af (19% voor de dennen en 10% voor de linden), waardoor in zijn totaliteit de achtergrondconcentratie in een gebied afneemt.
- De onzekerheidsmarge is groot en bedraagt voor NO_x ongeveer 20%.

De conclusies ten aanzien de invloed van de bomen op fijnstof luiden:

- Vegetatie langs de weg geeft op korte afstanden tot de weg aanleiding tot verhoogde concentraties. Deze verhoging is geringer dan voor NO en NO_x door de naar verhouding geringe bijdrage van het verkeer ten opzichte van de achtergrond.
- Achter de vegetatie is er op het laagste meetniveau (1,5 m) een verlaging van de fijnstof concentratie. Dit geldt zowel de Dustraks metingen als de TEOM metingen.
- Door vochtproblemen bij de metingen is het niet aan te tonen dat de dennen en linden belangrijke hoeveelheden fijnstof afvangen. Er is zelfs een toename van de flux met 20%, die waarschijnlijk aan opname van vocht te wijten is.

2.2 Resultaten van de NO_x-metingen

De gemeten concentraties NO, NO_x en NO₂ voor en achter de beplanting vertonen een grote variatie in de tijd. De pieken achter de vegetatie zijn echter in alle gemeten periodes lager en vertonen minder variatie. De variatie in NO₂ is het hoogst, omdat die wordt berekend op basis van het verschil tussen NO_x- en NO-metingen en ook omdat de variatie in chemische omzetting van NO met ozon tot NO₂ een rol speelt. Op korte afstand van de weg – in en om de vegetatie – is een verhoogde concentratie NO en NO_x gemeten. Dit is het logische gevolg van de barrièrewerking van de beplanting. De barrièrewerking vermindert ook de inmenging van ozon. Door verminderde chemische vorming en depositie in de vegetatie is de NO₂ concentratie achter de vegetatie lager dan zonder vegetatie. Een onderscheid tussen chemische omzetting en depositie kan worden gemaakt op basis van de massaflux voor NO_x. Chemische omzetting verandert de concentraties, maar niet de flux. Als de flux verandert is er opname of afgifte. Op grond van de metingen neemt de massaflux voor NO_x af. Er is NO_x door de vegetatie opgenomen.

In de maanden juli tot december voor de dennen en juli tot oktober met ruim 1600 uren meetgegevens voor de dennen en ruim 600 uren gegevens voor de linden is een verschil aangetoond van 19% achter de dennen en van 10% achter de lindes. Volgens de literatuur zouden lindes actiever zijn in het opnemen van NO_x dan dennen. Het lagere percentage kan heel wel verklaard worden door de gebrekkige vitaliteit en bladbezetting bij de lindes gedurende de representatieve meetperiode.

2.3 Resultaten van de fijnstofmetingen

In tegenstelling tot de gemeten concentraties NO_x voor en achter de beplanting is op basis van optische metingen met Dustraks geen meetbare reductie van fijnstof als gevolg van invangen door de vegetatie in deze meetproef vastgesteld. Er is zelfs een gemiddelde toename van 20%. We wijten dit aan vochtproblemen bij de metingen.

Op basis van gravimetrische metingen (volgens EU normvoorschrift) kon in één situatie voor PM-10 een reductie van de massaflux door de vegetatie worden vastgesteld (10%). De voorgeschreven monstertijd van 24 uur maakte de ander 3 campagnes wegens draaiing van de wind niet interpreteerbaar. Voor PM-2.5 bleef ook maar één meetcampagne over, met extreem lage windsnelheid. Voor PM-2.5 was geen effect van de vegetatie vast te stellen (1.6%). Verder is vastgesteld dat uit het vergelijken van het meten van de luchtkwaliteit conform de EU voorschriften aan de droge aërosolfractie en meting met TEOM-apparatuur blijkt, dat naast verliezen door verwarming in de Teom ook fouten kunnen optreden door onvoldoende droging bij hoge temperatuur en luchtvochtigheid.

De vegetatie verdampt zelf vocht evenals de op ideaal vochtgehalte gehouden bodem. Dit vocht bleek de metingen sterk te beïnvloeden. In de meetproef is gebruik gemaakt van Dustrak-apparatuur, om de werkelijke grootte van stofdeeltjes – inclusief daaraan gebonden vocht te meten om een goede maat te hebben voor de modellering. De verandering in luchtvochtigheid breekt ons echter op.

De grootte van de deeltjes is echter niet alleen afhankelijk van de luchtvochtigheid, maar ook afhankelijk van de chemische samenstelling. Omdat het overgrote deel van de massa achtergrond aërosol is, is die samenstelling erg variabel. Dit moet spreiding in de verhouding tussen natte en droge massa geven. Voeg daarbij de onzekerheid van de Teom-waarden tengevolge van verliezen door verdamping van aërosol massa en onvoldoende droging door hoge temperaturen gecombineerd met hoge luchtvochtigheid, dan wordt de spreiding in de relatie tussen natte en droge massa zo groot, dat correctie naar een vast vochtgehalte erg onzeker wordt. De onzekerheden worden groter dan de mogelijke verschillen die optreden door de invloed van de vegetatie. Volgens de berekeningen zien we een fluxtoename achter de vegetatie (20%). Niet uit te sluiten is dat de beplanting natuurlijke vormen van fijnstof toevoegt.

Op basis van de metingen aan fijnstof – is geen uitsluitsel te geven over een positieve bijdrage van de beplanting aan de verlaging van de fijnstof concentratie op grotere afstand achter de vegetatie. Om die reden kan voor het invangen van fijnstof op basis van deze meetproef geen effect worden vastgesteld. Op basis van het met dit experiment verkregen inzicht kan de werking van groen voor fijnstof niet op basis van optische metingen of Teom metingen worden vastgesteld en is meting op gravimetrische basis (EU-normvoorschrift) zeer kostbaar en zou ook op kortere tijdbasis dan 24 uur moeten plaatsvinden in verband met de stabiliteit van de windrichting. Dan blijven alleen experimenten met traceraërosol over.

3 Conclusies en aanbevelingen

3.1 *Organisatie*

Het is geen sinecure gebleken om dit meetexperiment van de grond te krijgen. Zonder de steun en de inzet van veel mensen, zowel binnen het consortium als van betrokken stakeholders daarbuiten, was de aanleg van de proefstrook niet realiseerbaar geweest binnen een termijn van drie maanden. Hulde aan alle betrokkenen, zonder verdere namen te noemen. Tijdens de voorbereidingen zijn op verschillende niveaus onderhandelingen gevoerd om het beste resultaat te bereiken. Het consortium is van mening dat de start van de meetcampagne wel onder een goed gesternte, maar niet onder de best denkbare omstandigheden plaats kon vinden.

Bij het inrichten van de meetlocatie is overigens geen concessie gedaan aan de uitgangspunten voor een veilige, betrouwbare en valideerbare meetopstelling. Dit heeft wel tot extra financiële consequenties geleid waarvoor een oplossing is gezocht.

Bij de keuze voor de beplanting is er bewust gekozen om een beperkt aantal soorten in te zetten, zodat over die soorten tijdens en na het meten ondubbelzinnige uitspraken kunnen worden gedaan. De beperking daarvan is dat er over andere boomsoorten geen data verzameld zijn.

Bij de keuze voor het meetsysteem is uitgegaan van de toepasbaarheid in de meet- en regelgeving en de eisen die model validatie aan de meetresultaten stelt. De beperking is dat niet alle gewenste apparatuur betaalbaar en beschikbaar was.

Door de modelbewerkers vroegtijdig bij de ontwikkeling van de locatie te betrekken, is de bruikbaarheid van de metingen voor de modellering toegenomen. De beperking is dat het consortium aan de ambitie om al te werken aan een screeningsmodel om de toepasbaarheid te vergroten, niet volledig volgens de planning kan toekomen.

De weersomstandigheden waren vooraf als grootste onzekerheid voor het slagen van het experiment aangemerkt. Dit gold enerzijds het windbeeld en anderzijds overvloedige regenval. Dat laatste aspect heeft de vitaliteit van de Lindes dusdanig sterk beïnvloed, dat de representativiteit van dit deel van het experiment beperkt is. Gezien de lange periode van beschikbaarheid van het proefvak is de verwachting overigens dat het onderzoek zeer bruikbare datasets en modelruns op zal leveren – in het bijzonder waar het de werking van de dennen betreft.

3.2 *Resultaten metingen*

Conclusies ten aanzien van NO_x zijn:

- Vegetatie langs de weg geeft op korte afstanden tot de weg aanleiding tot verhoogde concentraties voor NO en NO_x .
- Zowel voor als na de vegetatie zijn de concentraties voor NO_2 verlaagd.
- De verhoging van de concentraties is voor de dennen vrij constant tot en met de hoogte van de vegetatie, zowel voor- als achter de vegetatie. Voor de linden is het beeld meer complex.
- De vegetatie vangt NO_x af (19% voor de dennen en 10% voor de linden), waardoor in zijn totaliteit de achtergrondconcentratie in een gebied afneemt.

De conclusies ten aanzien de invloed van de bomen op fijnstof luiden:

- Vegetatie langs de weg geeft op korte afstanden tot de weg aanleiding tot verhoogde concentraties. Deze verhoging is geringer dan voor NO en NO_x door de naar verhouding geringe bijdrage van het verkeer ten opzichte van de achtergrond.
- Achter de vegetatie is er op het laagste meetniveau (1.5 m) een verlaging van de fijnstof concentratie. Dit geldt zowel de Dustrak metingen als de TEOM metingen.
- Door vochtproblemen bij de metingen is het niet aan te tonen dat de dennen en linden belangrijke hoeveelheden fijnstof afvangen. Er is zelfs een toename van de flux met 20%, die waarschijnlijk aan opname van vocht te wijten is.
-

3.3 Resultaten modelleren ENVI-met

Uit de validatie met het Envi-met-model blijkt dat wat het windveld betreft, het effect van de barrière onder de meeste omstandigheden goed gemodelleerd wordt. Voor de nachten geldt dat de windverlaging soms iets minder sterk gerepresenteerd wordt dan de metingen aangeven. Uit de vergelijking met de meetresultaten blijkt dat een hogere bladerdichtheid (leaf area density, LAD) dan de gemeten LAD (~0.5 m²/m³) zoals beschreven in het verslag een iets betere mach geeft wat de snelheidsprofielen betreft.

Uit de berekeningen blijkt dat zelfs de hoogste meetpunten van alle masten in meer of mindere mate beïnvloed kunnen worden door de lokale verkeersemmissies. Voor ozon zijn eveneens geen lokale metingen beschikbaar voor de gemodelleerde dagen. De hoeveelheid aanwezige ozon bepaalt de mate waarin NO-emissies omgezet worden naar het schadelijke NO₂. Validatie van modelresultaten aan meetgegevens kon helaas alleen aan de ruwe meetdata plaatsvinden, die op dat ogenblik nog niet waren gecorrigeerd voor systematische verschillen. Ondanks deze beperking worden zowel voor NO als voor NO₂ de profielen redelijk goed benaderd. Waar in het voorgaande project er nog de trend was NO₂ systematisch te onderschatten, blijkt dit hier niet meer het geval te zijn, hoogstwaarschijnlijk door het gebruik van geüpdate emissiefactoren.

Wat betreft depositie blijkt volgens het model de bijdrage van de vegetatie minimaal te zijn, zowel voor fijnstof als NO₂. Depositie van fijnstof is afhankelijk van de grootte van de stofdeeltjes. De depositiesnelheid blijkt minimaal te zijn voor deeltjes tussen de 0.1µm en 2.5µm. De bijdrage van de verkeersgerelateerde fijnstof fractie is hoofdzakelijk PM_{2.5} en kleiner. Zelfs in het geval van naaldbomen blijken deze maar een weinig filterend effect te hebben op deze fijne fracties.

Uit de modelresultaten blijkt dat in geval van een stabielere atmosfeer de verhoging door het barrière effect iets kleiner is en het de extra menging groter. De productie van extra turbulentie heeft in de stabiele atmosfeer een relatief groter effect dan in een turbulente atmosfeer. Deze veronderstelling kon echter niet gevalideerd worden vanwege het ontbreken van turbulentiemetingen.

Algemeen kan men zowel voor NO, NO₂ en PM₁₀ een verhoging voor en na de vegetatie waarnemen. Voor PM is deze verhoging in het algemeen relatief zeer gering. Dit vanwege het feit dat voor PM de wegbijdrage laag is ten opzichte van de hoge achtergrond.

3.4 Resultaten Groenmodule

Als uitgangspunt zijn eerst de relevante mechanismen voor de invloed van vegetatie op luchtkwaliteit geïnventariseerd op basis van de beschikbare literatuur. In essentie komt deze invloed neer op het beïnvloeden van de stroming en het wegnemen van verontreiniging.

De opname van een vegetatiemodule in de gangbare rekenmodellen voor pluimverspreiding is vertaald in een aantal processen die zijn omgezet naar wiskundige formules. Naast de parameterisatie vormt het splitsen van de pluim in een deel dat door de vegetatie stroomt en een deel dat om de vegetatie heen buigt een opvallend element.

Vooruitlopend op de uitgewerkte meetset en CFD-resultaten is vast een verkenning uitgevoerd op eerdere ENVI-met-resultaten om na te gaan hoe de CFD-profielen matchen met de profielen van het pluimmodel.

Hoewel de gevonden correlatie zeker goed te noemen is, blijken juist de subtiele vegetatie-effecten op geringe hoogtes niet zonder de beschreven complexe aanpassing in de modellering reproduceerbaar.

3.5 *Vergelijking van metingen en model*

Hoewel de vergelijking van metingen en modelresultaten is gebaseerd op een beperkt aantal situaties met wind vrijwel loodrecht op de weg, is de overeenstemming qua stroming goed. Als we uitgaan van een juiste vaststelling van de Leaf Area Density (LAD), dient de weerstandsfactor iets te worden verhoogd om een betere vergelijking te krijgen. Het effect van het talud op de stroming (verlaging achter het talud wordt wat onderschat. Het verticaal transport wordt in het model wellicht overschat, gezien de berekende integratiehoogten en concentratie profielen in de metingen. Problemen om hier zicht op te krijgen vormen de onzekerheid in de geïnduceerde turbulentie in het model en het gebrek aan metingen boven 20 m. Deze goede representatie van de stroming is van belang, omdat die de basis vormt voor de transportprocessen van verontreiniging door de vegetatie.

De verhoging van de concentraties voor de vegetatie zijn zowel in metingen als model verklaarbaar door de geringere luchtsnelheid. De verticale spreiding moest helaas in het model kunstmatig worden ingebracht. De concentratieprofielen komen binnen de spreiding van de metingen overeen. Verschillen worden beïnvloed door onzekerheid over de achtergrondconcentraties. Het geheel zou een goede basis moeten vormen voor de schatting van de depositie van NO_x en fijn stof. Hier treedt een discrepantie op. Het model geeft minimale depositie voor zowel NO_x als voor fijn stof. De metingen geven als mediaan duidelijk depositie voor NO_x aan, ook al is de spreiding groot. Mogelijk is de transportweerstand (en dan waarschijnlijk de opname weerstand) voor NO_x (vooral bepaald door NO₂) onderschat.

Fijn stof vormt in de vergelijking een nog groter probleem. De metingen geven geen uitsluitsel door vochtproblemen. Door een te beperkt aantal vochtmeters (13 ipv 31) zijn er beperkingen in de interpretatie van de metingen. Het aantal is ook te gering om vochtfluxen modelmatig gevalideerd te schatten. De onzekerheid in groei van de deeltjes kan daarmee niet worden afgeschat. Tenslotte moet worden opgemerkt, dat het model rekent met de depositiesnelheid van droge deeltjes kleiner dan 10 micrometer. In de lucht zijn deze deeltjes groter en hebben een grotere depositiesnelheid. Complicerend is daarbij, dat de deeltjes op werkelijke grootte (dus inclusief vocht) door de voorafscidders worden afgescheiden. Hierdoor moeten we ook rekening houden met de grootteverdeling van het fijn stof.

De modellering van opname van verontreiniging roept nog vragen op, die beantwoord moeten worden. Mogelijk door verdergaande analyse en mogelijk door nieuwe experimenten indien de onzekerheden niet opgelost kunnen worden (fijn stof). Het project heeft hier in elk geval veel nieuw inzicht verschaft.

Deel B

1 Beschrijving van de metingen

1.1 Meten aan de vegetatie

Voor de modellering van het effect van de vegetatie op de luchtkwaliteit is de Leaf Area Density (LAD), de porositeit gebruikt: de hoeveelheid vierkante meter blad per kubieke meter lucht. Door bladval en verslechterde toestand van de linden zijn alleen LAD-gegevens voor de naaldbomen beschikbaar.

De LAD is bepaald met een optische methode (Pronk, 2009, zie bijlage). Daarnaast is een aantal representatieve heesters/bomen in de beplantingsstrook uit elkaar gehaald en in takken en bladeren en naalden van verschillende hoogteniveaus te verdeeld.. Uit elke selectie is een aantal takken en naalden op oppervlak en volume geanalyseerd en gewogen. De totaalgewichten van de takken, bladeren en naalden per kubieke meter zijn omgerekend in oppervlak en volume per kubieke meter. De optische methode en destructieve methode is met elkaar vergeleken; de optische methode is met de gegevens uit de destructieve methode gecorrigeerd.

De op die manier bepaalde LAD (porositeit) kan worden afgezet tegen de doorstroming, zoals gemeten met de windsnelheidsmeters langs de masten. De doorstroming wordt vergeleken met gegevens van het Envimet-model.

1.2 Meten aan het verkeer

Voor de modellering zijn gegevens gebruikt over de verkeersintensiteit en verkeerssnelheid als uurgemiddelde. De verkeersdichtheid werd per rijstrook bepaald. De gegevens werden door Rijkswaterstaat ter beschikking gesteld voor de vier hoofdrijstroken en de spitsstrook aan de westzijde van de weg. Daarin wordt onderscheid aangebracht tussen personenauto's, lichte bestelwagens, vrachtwagens en bussen. Daarmee is voor de modellering de emissie berekend.

Er is een vergelijking gemaakt tussen de geschatte emissie uit de voertuigdichtheid en de emissiefactoren, en de gemeten emissie op basis van de massabalans methode. Deze vergelijking is niet uitgevoerd, omdat daarvoor de absolute waarden van de concentraties zeer nauwkeurig bekend moet zijn. Die absolute waarde van de metingen is voor dit doel te onzeker door ijking met hoge ijkgas concentraties (in verband met de stabiliteit van de ijkassen).



Afbeelding 1.2.1: verkeersdrukte op het hoofdwegennet veroorzaakt luchtvervuiling

1.3 Meten aan de concentratie

Strategie

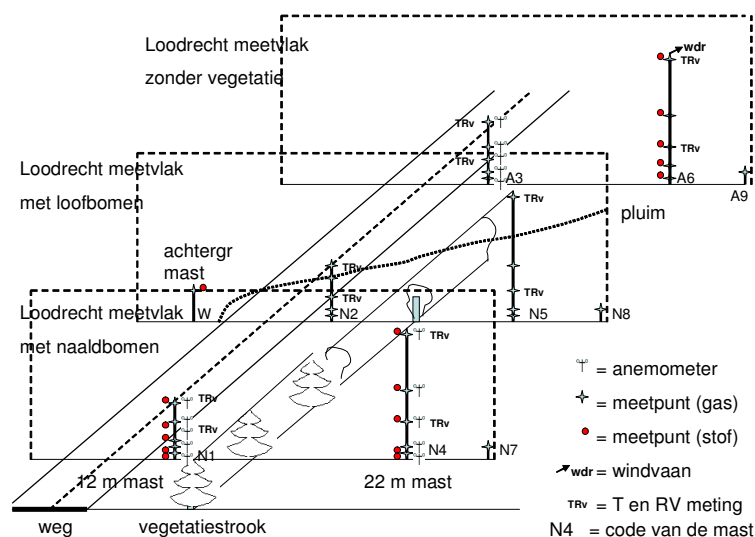
De metingen aan de concentraties fijnstof, O₃, en NO₂ vonden plaats op zes masten benedenwinds van de weg (aan de oostzijde): twee masten op het traject zonder beplanting en vier masten op het traject met beplantingsstrook (zie afbeelding). Op deze zes masten wordt op vijf hoogten gasvormige verontreiniging gemeten om een verticaal profiel van concentraties te verkrijgen. Het betreft telkens een mast dicht langs de weg, voor de beplantingsstrook en twee masten op 10 meter achter de beplantingsstrook. Op de referentie situatie zonder beplanting zijn op dezelfde afstanden van de weg ook twee masten geplaatst.

Voor toetsing van de modellen op grotere afstanden zijn meetpunten op één hoogte ingericht op een afstand van 80 meter achter de vegetatie en parallel daaraan in het vrije veld.

Ten slotte zijn achtergrondconcentraties bepaald aan de westzijde van de weg. Hier is NO_x en stof gemeten op een hoogte van 4 meter.

De metingen startten in mei 2008. In de periode van 1 juli 2008 tot 1 december 2008 zijn de metingen continu uitgevoerd. Stofmetingen zijn uitgevoerd op de twee masten voor en achter de vegetatie en op de 20 m mast op de referentielocatie. Telkens is voor en achter één type vegetatie tegelijk gemeten, met regelmatige wisseling van naaldbomen naar loofbomen en terug. Voor de gasmetingen is de monsterinlaat van de monitoren van de ene set continu doorgezogen monsterleidingen naar de andere set continu doorgezogen monsterleidingen overgezet.

Voor de aërosolmetingen en windsnelheidsmetingen zijn alle meetinstrumenten van de ene serie masten naar de andere serie masten achter de vegetatie overgebracht. De metingen aan dezelfde kant van de weg in het vrije veld gingen als referentie continu door.



Afbeelding 1.3.1: Overzicht van de meetopzet bij de A50 bij Heteren

De codering van de masten is aangegeven in tabel 1.3.1.

Tabel 1.1.1: Codering van de masten langs de A50 bij Heteren

Code	Plaats	Code	Plaats	Code	Plaats
N1	10 m mast aan vangrail voor dennen	N4	20 m mast achter dennen	N7	1.5 m mast 80 m achter dennen
N2	10 m mast aan vangrail voor lindes	N5	20 m mast achter lindes	N8	1.5 m mast 80 m achter lindes
A3	10 m mast aan vangrail referentie (zonder vegetatie)	A6	20 m mast referentie (zonder vegetatie)	A9	1.5 m mast 80 m referentie (zonder vegetatie)

Er is dus gelijktijdig 11 gasmetingen en 10 aërosolmetingen voor en achter de vegetatie uitgevoerd en 11 gasmetingen en 5 aërosolmetingen in het vrije veld. In totaal 22 gelijktijdige gasmetingen en 15 gelijktijdige aërosolmetingen aan de oostzijde van de weg en 1 gasmeting en 1 aërosolmeting aan de westzijde van de weg. Gedurende de maanden oktober en november zijn de achtergrondmetingen voor aerosol uitgebreid met een meting op 6 m hoogte.

De masten dicht langs de weg moesten de initiële menging van fijnstof en NO₂ boven de weg in beeld brengen, het stuwend effect van de vegetatie kwantificeren en de hoogte van de emissie van de weg bepalen. Daartoe moest het hoogste meetpunt de achtergrondconcentratie meten, wat neerkomt op een minimale meethoogte van omstreeks 10 meter voor het hoogste meetpunt. Omdat de spreiding van de emissies van de weg toeneemt bij grotere afstand tot de weg en omdat de vegetatie voor extra “lift” zorgt, moesten de masten achter de vegetatie hoger zijn, even hoog als een vergelijkbare mast op de referentieplek. Hiervoor zijn masten met een hoogte van 20 m gebruikt.

De modellen en het Meet- en Rekenvoorschrift Luchtkwaliteit vergen ook nog metingen op grotere afstanden tot de weg. Hiervoor zijn lage masten (1,5 m) en metingen op één hoogte op een afstand van 80 m van de weg toegepast. Emissies van de weg kunnen alleen worden geschat als de achtergrondconcentratie bekend is. Deze is op één hoogte op een mast van 4 meter gemeten aan de westzijde van de weg. Ook deze achtergrondmetingen voor de concentraties fijnstof, O₃, en NO₂ vonden continu plaats.

De meteorologische metingen (WDR), de windsnelheid (U), de temperatuur (T), en de relatieve luchtvochtigheid (RV) vonden op een tijdbasis van 30 seconden plaats en zijn omgerekend naar kwartier gemiddelden en halfuurgemiddelden. De concentraties in de lucht zijn als halfuurgemiddelden gemeten. Deze middelingstijd is de benodigde tijd om van meetpunt naar meetpunt te schakelen.

De meetresultaten zijn naar het Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO) gestuurd voor modeltoetsing en extrapolatie naar jaargemiddelden mogelijk te maken. De metingen werden uitgevoerd op tijdstippen die relevant zijn voor de fysiologie van de vegetatie. Er is uitgegaan van:

- een lage stofwisseling in het voorjaar voor de naaldbomen;
- nog niet uitgelopen loofbomen;
- een sterke stofwisseling in de tweede helft van voorjaar en vroege zomer;
- een lage stofwisseling in combinatie met verouderde bladeren in de herfst.

Door de benodigde tijd om de meetopzet te realiseren zijn de voorjaarsmetingen niet uitgevoerd. Daar staat tegenover dat wel metingen in herfst en vroege winter zijn uitgevoerd. Door regelmatig tussen metingen bij dennen of lindes te wisselen en de hele meetperiode continu te meten, werden voldoende data verkregen om de verschillen in functioneren van de vegetatie in beeld te krijgen.

Meetopstelling voor luchtkwaliteit

De continue metingen werden uitgevoerd voor de componenten PM10 en NO/NO₂ en gedurende beperkte tijd werd O₃ gemeten. O₃ wordt gemeten vanwege de snelle reactie met NO. NO en NO₂ reageren mogelijk verschillend met de vegetatie.

De meetapparatuur voor gasvormige componenten bevatten automatische monitoren met meetpunt-omschakelaar en een dataopslagsysteem benedenwinds en bovenwinds. De aanzuiging geschiedt via verwarmde leidingen met teflon ingangsfilters om vervuiling van de leidingen en daarmee verliezen tegen te gaan. De leidingen worden continu doorgezogen ter verversing van de monsters.

Aërosol wordt op alle hoogten aan drie masten en op het achtergrondpunt apart gemeten omdat deze stofvormige verontreiniging niet zonder belangrijke verliezen is te transporteren. Hiervoor worden optische meetinstrumenten gebruikt (merk: DustTrak). Nadeel van het gebruik van optische instrumenten is de onzekerheid over de omzetting van het optische signaal naar massaconcentratie.

Kalibreren gebeurt door zeer regelmatig een meetcampagne te houden, waarin naast de optische meters massabepaling volgens EU-voorschrift plaatsvindt. Hiertoe worden dertien meetinstrumenten ingezet. Deze meetinstrumenten zijn voorzien van voorafschieding voor bepaling van afwisselend de PM10-fractie en de PM2,5-fractie. Alle instrumenten zijn voorzien van debietregeling met aparte pompen binnen 2% nauwkeurigheid, zodat aan de EU-voorschriften voor metingen wordt voldaan (NEN-EN 12341 en NEN-EN 14907).

Een tweede mogelijkheid om de optische diameters om te rekenen naar massa vormt de vergelijking met Tapered Element Oscillating Monitors (TEOM's). Daartoe werden in opdracht van Rijkswaterstaat door het bureau M+P vier monitors gedurende de maanden oktober en november voor en achter de dennen, bij de 20 meter referentie mast en op het achtergrond meetpunt geplaatst. De monitoren waren alle op de grond geplaatst in verband met omvang en gewicht.

Meetopzet meteorologische metingen

De metingen van gassen en aerosolen dienen als toetsingsmateriaal voor modellen. Omdat de gemeten concentraties sterk afhankelijk zullen zijn van het weer (stroming en turbulentie), moeten de meteorologische omstandigheden goed worden vastgelegd. Alleen dan is modeltoetsing en extrapolatie van de resultaten naar jaargemiddelden mogelijk. Daarvoor zijn de volgende metingen toegepast:

- Meting om de componenten van de energiebalans te kunnen bepalen, zoals inkomende en uitgaande straling, vochtflux en voelbare warmteflux met twee temperatuurmeters en psychrometers per mast en de bodemwarmtestroom; Straling en bodemwarmtestroom zijn op het meteo-station Haarweg bepaald. Dit station ligt op 9 km afstand en de bodem bestaat ook uit klei.
- Meting van het windsnelheidsprofiel. Dit vond plaats met vijf cupanemometers per mast, op de twee masten dicht bij de weg voor de emissieschatting en één mast achter de vegetatie voor bepaling van de invloed van de vegetatie op de stroming; De standaard deviatie van de windrichting en snelheid en snelle fluctuaties in temperatuur zijn gemeten met een Sonische anemometer op de Haarweg. Hieruit worden de wrijvingsnelheid (u^*) en de voelbare warmtestroom berekend, die op hun beurt weer nodig zijn voor de schatting van de atmosferische stabiliteit.
- Meting van de windrichting. Dit vindt plaats met één windrichtingsmeter geplaatst op 20 meter hoogte op de referentie meetmast (A6). Deze positie en hoogte is gekozen om wel een lokale windrichting te verkrijgen, maar zonder beïnvloeding door het talud van de weg en de vegetatie.

- Meting van de bladnatheidsperiode. De bladnatheid heeft grote invloed op het hechtend vermogen van de vegetatie voor verontreiniging. De metingen tonen aan dat het aërosol bij de hoge luchtvochtigheden in Nederland altijd door een waterlaagje is omgeven. Deze meter bleek niet beschikbaar en deze grootte is daarom niet bepaald.
- Regenmeter- vanwege de invloed van regen op de aërosolconcentraties (vooral resuspensie en uitwassing) en de afvangst onder die omstandigheden door de vegetatie. De regen perioden en -hoeveelheden zijn op de Haarweg geregistreerd.
- Andere belangrijke parameters voor de modellering - zoals verhouding tussen directe en indirecte straling werden betrokken van het nabijgelegen meetveld Haarweg te Wageningen, dat onder het beheer van één van de consortiumleden valt. De bewolgingsgraad is ter controle op de stabiliteitsindeling tenslotte geschat uit de stralingsgegevens.

1.4 Keuze voor het type fijnstofmeting

De EU-normvoorschriften voor meting van PM10 en PM2.5 zijn NEN-EN 12341 en NEN-EN 14907. De keuze voor een meetmethode lijkt op het eerste gezicht triviaal: gewoon meten volgens het normvoorschrift. Fijnstofdeeltjes in Nederland bevinden zich meestal in lucht met een relatieve luchtvochtigheid van boven de 70% en zijn met een waterlaagje omgeven (Kreidenweis et al, 2008).

De verhouding tussen nat en droog volume van hetzelfde deeltje is afhankelijk van de chemische samenstelling en loopt op tot een factor 100 voor luchtvochtigheden in de buurt van de 100%. Deze deeltjes kunnen door verwarming van het lucht-aërosolmengsel in de aanzuigleiding van een TEOM of een β -stofmonitor of door droging van filters met opgevangen stof verschrompelen tot droge deeltjes.

Deze veel kleinere deeltjes gedragen zich aërodynamisch anders dan de oorspronkelijke (natte) deeltjes. Voor modellering moeten de werkelijke deeltjesaantallen en een grootteverdeling worden aangenomen. Bij gebruik van gegevens uit drogende instrumenten (TEOM en β -stofmonitor) moet terugrekening naar deeltjesaantallen en grootteverdeling van vochtig aërosol plaatsvinden.

Conclusie uit het voorgaande is dat voor de modellering en het dynamisch gedrag van de deeltjes behoefte is aan metingen van de deeltjes, zoals ze in de lucht aanwezig zijn. Voor de bepaling van de luchtkwaliteit in de zin van de normvoorschriften is er de behoefte aan metingen van de deeltjes onder geconditioneerde omstandigheden (20 °C en een RV van 45%).

Om een beeld te krijgen van de massaverhouding tussen nat en droog aërosol zijn vier meetcampagnes gehouden, waarbij gedurende 24 uur volgens de EU-norm PM-10 is gemeten naast de Dustraks (dus 16 instrumenten per campagne). Daarnaast zijn vier meetcampagnes gehouden waarin naast de Dustraks PM-2.5 ook volgens de EU-norm is gemeten. Door 2 maanden TEOMs naast de laagste Dustraks te plaatsen is de verhouding tussen nat en droog aërosol verkregen met een hogere resolutie.

2 Interpretatie van de resultaten

2.1 Samenvatting van het verloop van de metingen

Gedurende continue metingen is het onvermijdelijk dat apparatuur soms uitvalt. De meeste uitval is te wijten aan het gebruik van verouderde meetinstrumenten (NO_x), uitval van gevoelige instrumenten (Dustraks) of zelfs in een enkel geval uitval door blikseminslag. Doordat steeds tussen de dennen en de linden is gewisseld, is door de steeds wijzigende aansluiting en bediening van de meetinstrumenten ook uitval geweest.

Een overzicht van de hoeveelheid bruikbare data wordt gegeven in tabel 2.1.1. Om het overzicht compact te houden is per maand van alle gelijke instrumenten aangegeven welk percentage van het totaal er functioneerden. Een overzicht per dag wordt gegeven in de bijlagen.

Tabel 2.1.1 Overzicht van de dekking van de metingen in de tijd.

	max	jun ¹⁾	jul	aug	sept	okt	nov
Straling	1	0.13	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Zonneschijnduur	1	0.13	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Luchtdruk	1	0.13	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Windrichting	2	0.13	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Windsnelheid	16	0.05	0.84	1.00	1.00	0.99	0.95
Sonische anemometer	1	0.00	0.58	0.48	0.00	0.45	1.00
Temperatuur²⁾	13	0.05	0.67	0.74	0.92	0.92	0.73
Relatieve luchtvochtigheid	13	0.05	0.67	0.74	0.92	0.92	0.73
Fijnstof Dustrak	16	0.03	0.82	0.92	0.96	0.97	0.87
NO_x	3	0.04	0.52	0.32	0.33	0.55	0.62
Fijnstof EU PM-10³⁾	13	0.00	0.03	0.03	0.00	0.06	0.00
Fijnstof EU PM-2.5³⁾	13	0.00	0.02	0.03	0.00	0.06	0.00
TEOM⁴⁾	4	0.00	0.00	0.00	0.07	1.00	0.52

1) In juli was nog niet alle apparatuur aangesloten. De maximale inzet is 0.13

2) Omdat de temperatuur en luchtvochtigheid op de masten waar niet wordt gemeten niet van belang is kan worden volstaan met een dekking van 0.74.

3) Fijnstof is campagnegewijs gemeten (4 meetdagen PM-10 en 4 meetdagen PM-2.5) waardoor de dekking in het totaal laag is.

4) De TEOMS zijn aan het eind van de meetperiode geplaatst, waardoor er in het begin geen dekking is.

Voor alle instrumenten geldt, dat er geringe additionele uitval is door het verplaatsen van apparatuur, dat de benodigde tijd in beslag neemt. De meeste instrumenten hebben naar verwachting gefunctioneerd. De Dustraks vertoonden wel veel uitval, doch door extra financiering vanuit de Stadsregio kon een reserve set instrumenten uit huur in de Verenigde Staten worden aangehouden.

De Sonische Anemometer vertoont per definitie uitval tijdens regen. De NO_x monitoren presteerden tenslotte beneden de maat. Er was veel uitval i.v.m. ouderdom van de instrumenten, wat resulteerde in veel aandacht voor het veldpersoneel. Omdat het vaststellen van de afvangst van NO_x door de vegetatie de hoogste prioriteit had is telkens de beste monitor bij de vegetatie geplaatst, zodat toch een ruime set van fluxdata werd verkregen.

Niet alle gegevens zijn bruikbaar om de invloed van de vegetatie op de luchtkwaliteit vast te stellen. Data met oostenwind vallen af. Deze gegevens zijn wel gebruikt om onderlinge vergelijking van meetinstrumenten uit te voeren en hebben zodoende toch een nuttige functie. De perioden met wind evenwijdig aan de weg zijn in onbruikbaar. Op grond van de relatief korte vegetatie stroken van 100 m

lengte is besloten om ook de windrichtingen tussen 45 graden en evenwijdig aan de weg te laten vallen om geen problemen met randeffecten te krijgen.

Blijven de windrichtingen tussen 90 graden uit het westen loodrecht op de weg en 45 graden over voor interpretatie. Voor de interpretatie van de invloed van vegetatie op de luchtkwaliteit zijn ruim 40 meetdagen, (ongeveer 1000 uren) aan meetdata beschikbaar voor de NO_x metingen en 1500 uren (60 dagen) voor de fijnstof metingen. Dit is een relatief groot deel van de in totaal 153 meetdagen. Met deze omvang is de dataset vrij uniek.

2.2 *Hoofdlijn van de interpretatie*

Het meten op verschillende hoogtes levert concentratieverschillen op, zowel vóór als achter de beplanting – en in de strook zonder beplanting. De metingen zijn direct gerelateerd aan het tijdstip (de filedruk of de doorstroming) waarop gemeten wordt onder dezelfde meteorologische condities. Met het geheel aan metingen kan een massabalans worden opgesteld voor de verschillende vegetatiestructuren. Voor fijnstof en inerte gassen geldt:

- Uit de metingen in de mast langs de weg kan de emissie van het verkeer worden geschat door integratie van het product van windsnelheid en concentratie met de hoogte (de massabalans methode), mits de absolute waarden van de instrumenten juist zijn. Vergelijking van de emissie van de weg met de verkeersintensiteit, verkeersamenstelling en de bijbehorende emissiefactoren levert inzicht op in hoeverre de emissiefactoren reëel zijn.
- Vergelijking van de windprofielen langs de masten geeft aan hoe sterk de invloed van de vegetatie op de windsnelheid is en levert belangrijk vergelijkingsmateriaal op voor de modellen. De profielen worden ook gebruikt om uit te rekenen hoeveel lucht er in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ langs de masten waait. Voor een massabalans met achtergrondconcentraties is het noodzakelijk dat de luchthoeveelheden waarvoor de flux wordt uitgerekend voor beide masten gelijk zijn.
- De concentratieprofielen langs de weg geven aan tot hoe hoog de turbulente menging van verontreiniging door het verkeer zich uitstrekt in afhankelijkheid van de rijsnelheden en het percentage vrachtverkeer. Dit is een belangrijk invoergegeven voor de modellering.
- Vergelijking van de massabalans voor beide masten (met en zonder vegetatie) is niet zonder meer mogelijk, omdat de luchtsnelheden zeer verschillend zijn. Bij hogere luchtsnelheden stroomt er meer lucht en ook meer achtergrondmassa lang de mast zonder begroeiing. Een ander probleem is, dat met verschillende instrumenten wordt gemeten en door de grote afstand tussen de meetopstellingen geen kruisvormige metingen met verschillende instrumenten op hetzelfde punt kunnen worden gedaan. Dit zou systematische verschillen tussen de instrumenten aan het licht kunnen brengen.
- De massabalans voor en achter de vegetatie is goed uit te voeren, omdat beide masten met hetzelfde instrument worden bemeaten. Een goede nauwkeurigheid van het instrument is voldoende. Aan de juistheid van de meting (absolute waarde) worden minder hoge eisen gesteld. Dit betekent dat de afvangst door de vegetatie goed moet kunnen worden ingeschat.

Voor de interpretatie van de meetresultaten spelen twee belangrijke vragen een rol:

1. *Nemen de concentraties van gassen en deeltjes achter de vegetatie toe of af?*
2. *Is er afvangst van verontreiniging door de vegetatie?*

Het is van belang deze twee vragen duidelijk te onderscheiden. De eerste vraag is gebaseerd op het Meet en Rekenvoorschrift Luchtkwaliteit. Als er hogere concentraties achter de vegetatie optreden door verlaging van de windsnelheid boven de weg (de hoeveelheid lucht, waarin de emissies worden opgenomen is kleiner en daarmee worden de concentraties hoger), is dit een minpunt voor het plaatsen

van vegetatie langs een weg op locaties, waar mens en dier regulier worden blootgesteld aan verkeersemissies.

Zijn de concentraties lager door meer turbulente inmenging van lucht uit hogere luchtlagen en wegvangen van verontreiniging door de vegetatie, dan pleit dat voor aanbrengen van vegetatie. Interessant is te bepalen waar dit omslagpunt zich ten opzichte van de vegetatie bevindt. Bij voorkeur zo dicht mogelijk bij de vegetatie. Metingen kunnen in dit opzicht weinig uitsluitsel geven, omdat slechts in een bepaalde configuratie (afstanden tot de weg, breedte van de vegetatie, hoogte, LAD) wordt gemeten en de plaats van de masten is vooraf vastgesteld. Modelleren moet inzicht verschaffen in waar verslechtering van de luchtkwaliteit overgaat in verbetering van de luchtkwaliteit.

De tweede vraag is verbonden met het belang van de vegetatie voor de luchtkwaliteit in planologisch opzicht. Zelfs al zouden de concentraties dicht achter de vegetatie hoger zijn, dan kan door verhoging van de afvangst van verontreiniging door het aanbrengen van vegetatie de luchtkwaliteit voor een groter gebied (achter het omslagpunt) verbeteren. Van Wezel (2009) toonde dit met berekeningen aan voor plaatsing van groen in de stad Nijmegen.

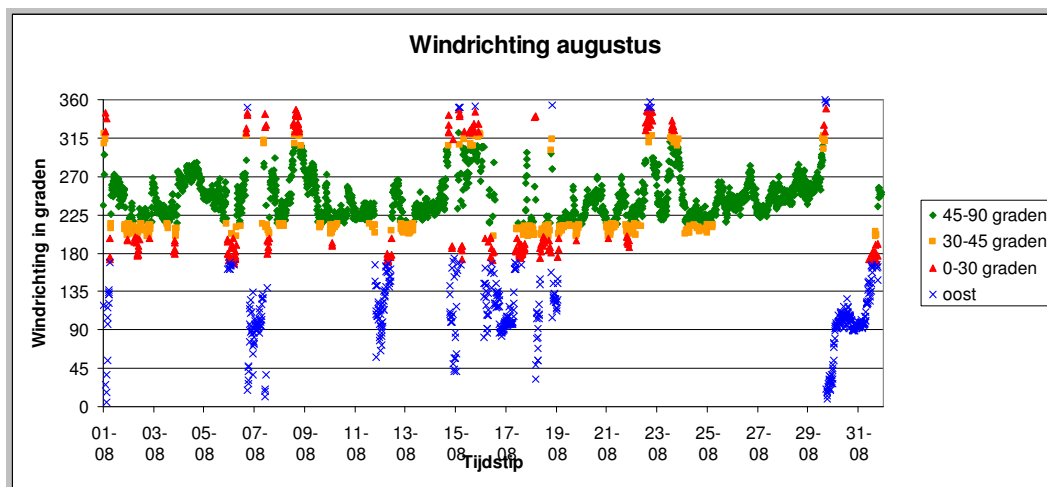
2.3 *Randvoorwaarden en representativiteit*

De keuze voor het aanbrengen van beplanting op perceel 2 bood voordelen en nadelen. Voordeel is dat een optimale vegetatiestructuur gekozen kon worden met vrijheid van keuze van soorten om maximaal effect te bereiken. Nadeel zijn de kosten van aanleg en onderhoud. Op grond daarvan is een beperking in de lengte van de vegetatiestroken aangebracht van 100 meter. Deze naar verhouding grote lengte maakt dat met de hoge masten dicht achter de vegetatie over een grote windrichtingsector kan worden gemeten (110°)¹.

De opgegeven sector geldt voor neutrale atmosferische condities. De sector is stabiliteitsafhankelijk en groter voor meer stabiel weer en kleiner voor onstabiel weer. Om de interpretatie niet te complex te maken is de richting van de wind onafhankelijk van de atmosferische stabiliteit in vier sectoren verdeeld:

- Tussen 215 en 305 graden (dat wil zeggen loodrecht plus of min 45 graden op de weg). Dit maakt, dat de meetpunten direct achter de vegetatie (20 m masten) tot licht onstabiele omstandigheden qua stroming nog volledig door de vegetatie worden beïnvloed. Voor de 80 m punten dient de windrichting nog veel meer loodrecht op de weg te staan.
- Tussen 200 en 205 graden of tussen 305 en 320 graden. De windrichting maakt dan een hoek van 30 tot 45 graden met de vegetatie. Onder stabiele omstandigheden speelt de vegetatie voor de 20 m masten nog een rol. Voor neutrale en onstabiele omstandigheden gaan randeffecten (door de geringe lengte van de vegetatie zeker een rol spelen).
- Tussen 170 en 200 graden of tussen 320 en 350 graden. De wind staat nu vrijwel parallel aan de weg, maar komt nog uit het westen richting meetopstelling.
- Tussen 350 en 170 graden. De wind komt nu uit het oosten.

¹ Voor deze schatting zijn de lengte van 100 meter van de groenstrook gebruikt, een geschatte afstand van de 20 meter mast tot de rand van de eerste rijstrook van 25,75 meter en een waarde van de standaard deviatie van de windrichting onder neutrale condities van $7,5^\circ$. Rekenend met 2 sigma (= 15°) vernauwing van de sector aan beide zijden (totaal 30°) komt de meetsector onder die omstandigheden op 110° . Voor een punt op 100 m afstand is dat 30° .

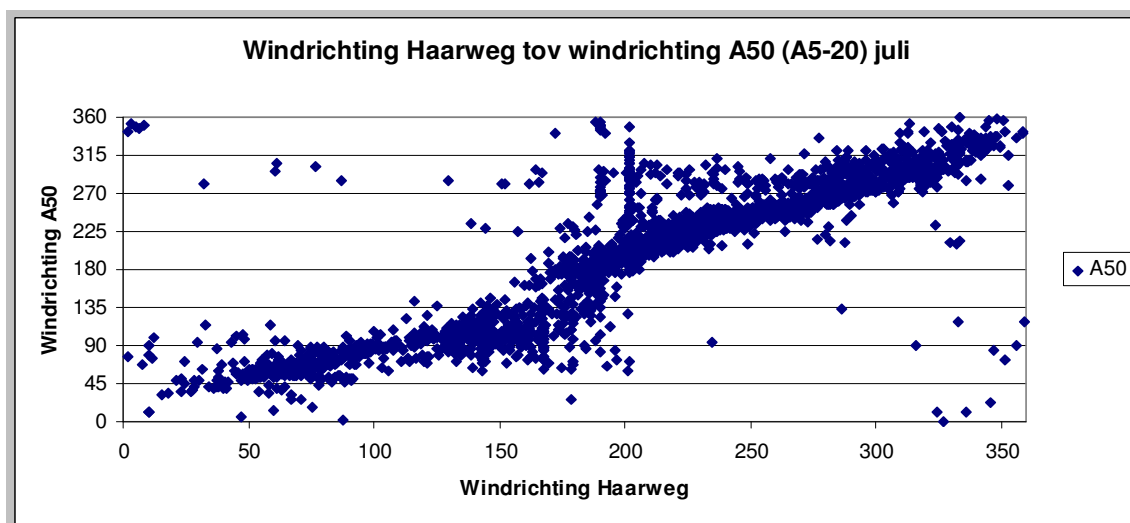


Figuur 2.3.1: Verdeling van de windrichting op de meetlocatie voor de maand augustus.

Voor alle maanden (juli t/m november) dat er langs de A50 is gemeten zijn deze overzichten gemaakt (zie bijlage 1). Op basis hiervan zijn voor de analyse alleen de windrichtingen tussen loodrecht en 45 graden (groen in figuur 2.3.1) in beschouwing genomen. Voor de modellering zijn nog strengere eisen aan de selectie gesteld, om de wind nog meer loodrecht (binnen 10 graden) op de vegetatie te hebben.

De data voor de andere windrichtingen zijn aanwezig en kunnen eventueel worden benut om de modellen te toetsen voor aanstroming meer schuin op de weg. Beperking is dan uiteraard de geringe lengte van de vegetatie elementen (100 m).

Voor alle meteorologische grootheden (windsnelheid, wrijvingsnelheid, temperatuur, luchtvochtigheid, bewolgingsgraad, regenperiode, globale straling) zijn vergelijkbare diagrammen gemaakt (zie bijlage 2). Deze dienden ter ondersteuning bij dataselectie, en ter controle op de kwaliteit van de data. Ter controle op de kwaliteit zijn de meetwaarden van de A50 locatie uitgezet tegen de meetwaarden op het meteorologisch station Haarweg. Kleine verschillen kunnen door de afstand (9 km) natuurlijk optreden. Een interessant voorbeeld van zo'n vergelijking vormt de windrichting, zoals weergegeven in figuur 2.3.2.



Figuur 2.3.2: Vergelijking van de windrichtingsverdeling langs de A50 met die van de Haarweg voor november 2009.

De afwijking bij richtingen rond de 170 graden (de richting van de weg) is opvallend en komt voor alle maanden voor. Het talud van de weg en de daarop geplaatste vegetatie beïnvloeden kennelijk toch de meting op 20 m hoogte op de referentie meetmast. De wind wordt dan meer in de richting van de weg gestuwd.

De relatieve luchtvochtigheid is van grote invloed op de grootte van het aërosol. Hoe hoger de luchtvochtigheid, hoe groter de deeltjes. Probleem bij de metingen is nu dat de luchtvochtigheid in het algemeen afneemt met de hoogte en het aerosol door de vegetatie omhoog wordt gestuwd. Daarmee zouden de deeltjes kleiner worden en de massa afnemen. Dit zou onterecht als depositie kunnen worden aangemerkt. De vegetatie verdampt echter ook water, waardoor de relatieve luchtvochtigheid toeneemt. De relatieve luchtvochtigheid is daarmee cruciaal voor de fijnstof metingen met de Dustraks. Systematische verschillen mogen daarom niet voorkomen.

Correctie voor systematische verschillen is uitgevoerd op basis van de regenmetingen op de Haarweg. Als eis werd gesteld, dat het minimaal 4 uur achter elkaar moet hebben geregend met daar binnen meer dan 1 mm per uur om er zeker van te zijn, dat we te maken hebben met een frontpassage en geen locale bui. Gezien de geringe afstand van 9 km moet dat front binnen die 4 uur zeker de A50 passeren en is ook aan te nemen, dat de luchtvochtigheid zeer hoog zal zijn en op alle meetpunten vrijwel gelijk. Alle data van relatieve luchtvochtigheid zijn na die 4 uur met elkaar vergeleken, zolang het meer dan 0.1 mm per uur bleef regenen. Aanname dat het gemiddelde van alle RV sensoren de juiste waarde geeft maakt het mogelijk ijkfactoren voor alle sensoren vast te stellen. Deze gecorrigeerde waarden zijn gebruikt voor de analyse van de fijnstof data.

De randvoorwaarden vanuit de meteorologische metingen leggen de interpretatie geen beperkingen op. Het aantal uren met wind uit een richting tussen 90 en 45 graden uit het westen op de weg is met 1427 uren ruim voldoende voor interpretatie.

De verdeling over de atmosferische stabiliteitsklassen komt ook dicht in de buurt van een gemiddelde Nederlandse situatie, zoals die voor vliegveld Zestienhoven als langjarig gemiddelde door Wieringa (1983) wordt gemeld. De vergelijking is weergegeven in tabel 2.3.1. Het meer voorkomen van de stabielere klassen is kenmerkend voor het verschil tussen west en midden Nederland. In oost Nederland zijn er gemiddeld wat grotere temperatuur extremen (meer onstabiele en meer stabiele atmosfeer) en is de windsnelheid geringer.

Tabel 2.3.1: Voorkomen van stabiliteitsklassen in Nederland in vergelijking tot de verdeling, die voor de metingen aan dennen en linden aan de A50 is gemeten.

Frekwentie van voorkomen van stabiliteitsklassen als fractie van het totaal aantal uren in procenten in Nederland

	A	B	C	D	E	F	R	Totaal
Windstil	0.49	0.28	0	2.31	0	3.43	0.49	7
Variabel	0.30	0.22	0	0.70	0	0.68	0.10	2
Richting bepaald	2.73	7.28	6.37	55.51	4.55	11.83	1.82	90.1
Totaal	3.52	7.78	6.37	58.52	4.55	15.94	2.41	99.1

A50 loodrecht-45 graden

	Dennen						Totaal
Uren	21.75	31.5	68.75	419.5	126.25	145	812.75
procenten	2.68	3.88	8.46	51.61	15.53	17.84	100
	Linden						Totaal
Uren	11.25	12.75	67.25	346.50	107.50	69.00	614.25
procenten	1.83	2.08	10.95	56.41	17.50	11.23	100

De basis van de indeling van de atmosferische stabiliteit volgens Pasquill wordt gegeven in figuur 2.3.3 . Deze zeer gebruikelijke indeling heeft als voordeel, dat deze vooral door inschatting (jaargetijde, tijdstip van de dag en bewolgingsgraad) en een enkele meting (windsnelheid) kan worden verkregen. Nadeel is,

dat de indeling niet aansluit op de wetenschappelijk meer gebruikelijke indeling in Monin-Obukhov lengte, die juist prima kan berusten op instrumentele waarnemingen. Via een nomogram ontwikkeld door Golder (1972) zijn de, op basis van de metingen, berekende stabiliteitswaarden volgens Monin-Obukhov omgezet in Pasquill klassen.

The Pasquill stability classes

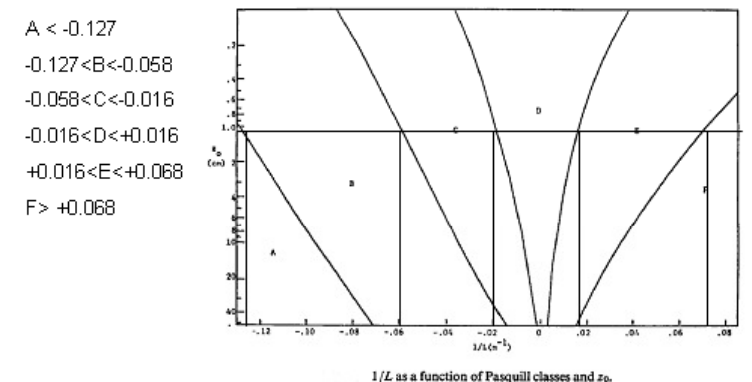
Stability class	Definition	Stability class	Definition
A	very unstable	D	neutral
B	unstable	E	slightly stable
C	slightly unstable	F	stable

Meteorological conditions that define the Pasquill stability classes

Surface windspeed		Daytime incoming solar radiation			Nighttime cloud cover	
m/s	mi/h	Strong	Moderate	Slight	> 50%	< 50%
< 2	< 5	A	A – B	B	E	F
2 – 3	5 – 7	A – B	B	C	E	F
3 – 5	7 – 11	B	B – C	C	D	E
5 – 6	11 – 13	C	C – D	D	D	D
> 6	> 13	C	D	D	D	D

Note: Class D applies to heavily overcast skies, at any windspeed day or night

Figuur 2.3.3: Indeling van de stabiliteitsklassen volgens Pasquill op basis van gemakkelijk waarneembare gegevens en meting van de windsnelheid.



Figuur 2.3.4: Nomogram van Golder met daarin ingetekend de ruwheidslengte van het meteoveld Haarweg (6 mm) en de daaruit afgeleide klasse grenzen voor de Monin-Obukhov lengte, die overeen komen met de Pasquill klassen A t/m F.

De randvoorwaarden voor de apparatuur voor de meting van de luchtkwaliteit leggen meer beperkingen op. Bij de gasmetingen is gekozen voor een aanzuigstelsel met een beperkt aantal gasmonitoren. Het stelsel wordt door alle leidingen, pompen en schakelkleppen complex. Bij uitvallen van de monitor of het schakelstelsel vallen alle gegevens weg. De dekking in de tijd is voor de NO_x -monitoren omstreeks 47% geweest. Alleen de periode dat 2 monitoren gelijktijdig hebben gemeten (bij vegetatie en referentie) laten een vergelijking tussen de concentraties met en zonder vegetatie toe. De fluxbepaling is gunstiger verlopen, doordat de meest betrouwbare monitor steeds bij de vegetatie is ingezet. Voor de deeltjesmetingen werden op elk meetpunt Dustraks ingezet. Het dekkingspercentage hiervan was circa 91% door regelmatig wisselen met een aantal reserve instrumenten.

2.4 *Kwaliteitscontrole en databewerking*

Analoog aan de meteorologische metingen is er behoefte aan kwaliteitscontrole voor de luchtkwaliteitsmetingen. Voor vergelijkende metingen kunnen de gevalideerde meetresultaten van het LML-station Wekerom dienen als dichtstbijzijnde meetpunt van het RIVM (22 km). Behalve een grotere variatie in luchtkwaliteit in de ruimte speelt hier ook de nabijheid van de bron (A50) een rol. Voor NO_x komen de laagste concentraties die langs de weg worden gemeten redelijk overeen met de concentraties gemeten in Wekerom. Vergelijking van aërosolmeetresultaten is niet mogelijk, omdat de Dustraks vocht mee meten. Hiermee blijven alleen controles op interne consistentie over.

Voor de NO_x-metingen is controle uitgevoerd door na te gaan of de som van de NO-concentratie en de NO₂-concentratie gelijk is aan de NO_x-concentratie. De monitor meet NO en NO₂ in twee afzonderlijke reactiekamers met twee fotomultipliers. De NO₂-concentratie wordt verkregen door het NO-sigitaal van het NO_x-sigitaal af te trekken. Verloop van gevoeligheid voor beide kamers kan tot negatieve waarden leiden. Indien dit geval is, is voor die meetperiode de apparatuur niet betrouwbaar genoeg voor interpretatie. Voor de bepaling van de verhouding tussen de concentraties aan de masten ten opzichte van het achtergrond meetpunt (op 20 m hoogte achter de vegetatie) is de invloed van extreme optredende concentratie verminderd door in plaats van de gemiddelden de mediaan te nemen. De extreme waarden komen vooral voor door extremen in de emissies, die door de lange meetcyclus slechts op enkele meetpunten worden gemeten (toevallige passage tijdens inschakeling van dat meetpunt). De extremen hebben een grotere invloed op het gemiddelde dan op de mediaan. Voor de fluxmetingen zijn alle waarnemingen gebruikt. De gedachte hier achter is, dat de extremen op een flux (die bepaald wordt door alle meetpunten tezamen) veel minder invloed hebben en dan beter kunnen worden meegenomen.

Voor fluxmetingen is de situatie meer complex. Door de meting op elk meetpunt in een vaste volgorde verstrijken er 30 minuten voor de schakelaar weer bij hetzelfde punt terug komt. In de tussenliggende tijd kunnen sterke fluctuaties in verkeersintensiteit optreden en/of kunnen sterk vervuilende en minder vervuilende voertuigen langskomen. Wanneer de concentraties worden geschaald naar de relatieve waarde op dezelfde hoogte op de corresponderende referentie meetmast (de fluctuaties in absolute waarden zijn als gevolg van variatie in verkeersintensiteit en windsnelheid zeer groot), dan treden spreidingen in relatieve concentraties op van gemiddeld 75%.

Dat geeft aan dat er omstreeks 225 half uurlijkse waarnemingen nodig zijn (113 uur aan metingen binnen een stabiliteitsklasse en met de juiste windrichting) om het gemiddelde binnen een spreiding 5% vast te leggen. In relatie tot tabel 2.3.1 betekent dit dat de metingen een redelijk betrouwbaar beeld kunnen geven voor de stabiliteitsklassen D, E en F (voor dennen) en in iets mindere mate voor D en E (voor linden). Er zijn te weinig waarnemingen in de klassen A en B om hier betrouwbare uitspraken over te doen.

De kwaliteit van de fijnstofmetingen is nog moeilijker vast te stellen dan voor de NO_x metingen. Een eerste aanzet is gedaan door de resultaten van de massaconcentraties per meetpunt van de meetcampagnes met gravimetrische stofmeting te vergelijken met de resultaten van de TEOMs in dezelfde periode. Er zijn twee dagen geweest (9 en 10 oktober en 29 en 30 oktober) waarin zowel gravimeterische aërosolmassabepaling als massabepaling met TEOMs heeft plaats gevonden. De eerste periode had een gemiddelde luchtvochtigheid van rond 82% tweede periode was een periode met een RV van rond 90%.

In de eerste periode maten alle TEOMs 40% lager dan de gravimetrische metingen. Dit is geen verrassing, daar de EU gemiddeld uitgaat van 30% lagere resultaten voor de TEOM als gevolg van vervluchtiging van ammoniumnitraat en vluchtig organisch aërosol. De tweede periode lagen de concentraties echter consequent voor alle instrumenten 40% hoger. Dit kan er alleen mee te maken hebben dat de TEOMs bij hoge luchtvochtigheden teveel meten doordat het water niet geheel verdampt en mogelijk ook minder vluchtig materiaal verdampt. Op grond van deze constatering wordt verwacht dat een relatie tussen nat en droog aërosol gemeten met Dustraks en TEOMs vooral bij hogere luchtvochtigheid een flinke spreiding zal geven.

De Dustraks worden periodiek door TSI geijkt. Voor plaatsing in het veld werden de Dustraks in één ruimte gezet om parallel te meten. Daaruit komt naar voren dat de fabrieksjiking verloopt. Er werden nieuwe (onderlinge) ijkfactoren vastgesteld door de instrumenten te vergelijken met een instrument, dat nooit voor praktijkmetingen wordt gebruikt, maar alleen voor onderlinge ijking wordt ingezet. Bij de laboratoriumijking kwamen reeds systematische verschillen tussen de instrumenten naar voren. De onderlinge verhoudingen lagen meest binnen 10%, maar er waren twee uitschieters tot 30%.

Bij de volgende parallelle meting op één hoogte in het veld bleken de onderlinge ijkfactoren echter verlopen. Dit kan worden verklaard door verschillen in vervuiling van het optisch systeem per instrument, waardoor de gevoeligheid in de tijd achteruit gaat. Omdat het niet mogelijk was de onderlinge ijking wekelijks in het veld uit te voeren is voor een andere optie gekozen. Eén instrument (A6-1.5) werd als standaard aangemerkt. De andere instrumenten werden in perioden met een duidelijke oostenwind loodrecht op de richting van de A50 met dit instrument vergeleken.

Aanname is daarbij dat bij afwezigheid van lokale bronnen voor fijnstof in de nabijheid van de opstelling en een lage depositiesnelheid voor fijnstof er voor zal zorgen dat het concentratieprofiel, dat wordt aangeboden met oostenwind vrijwel constant zal zijn in de hoogte. Op deze wijze werden per maand nieuwe onderlinge ijkfactoren voor de instrumenten op de 20 m masten verkregen. Dezelfde procedure wordt toegepast voor de instrumenten aan de mast voor de vegetatie langs de weg. Die berekende factoren kunnen echter een systematische afwijking ten opzichte van de rest vertonen doordat de vegetatie zich bij oostenwind bovenwinds van de meetinstrumenten bevindt.

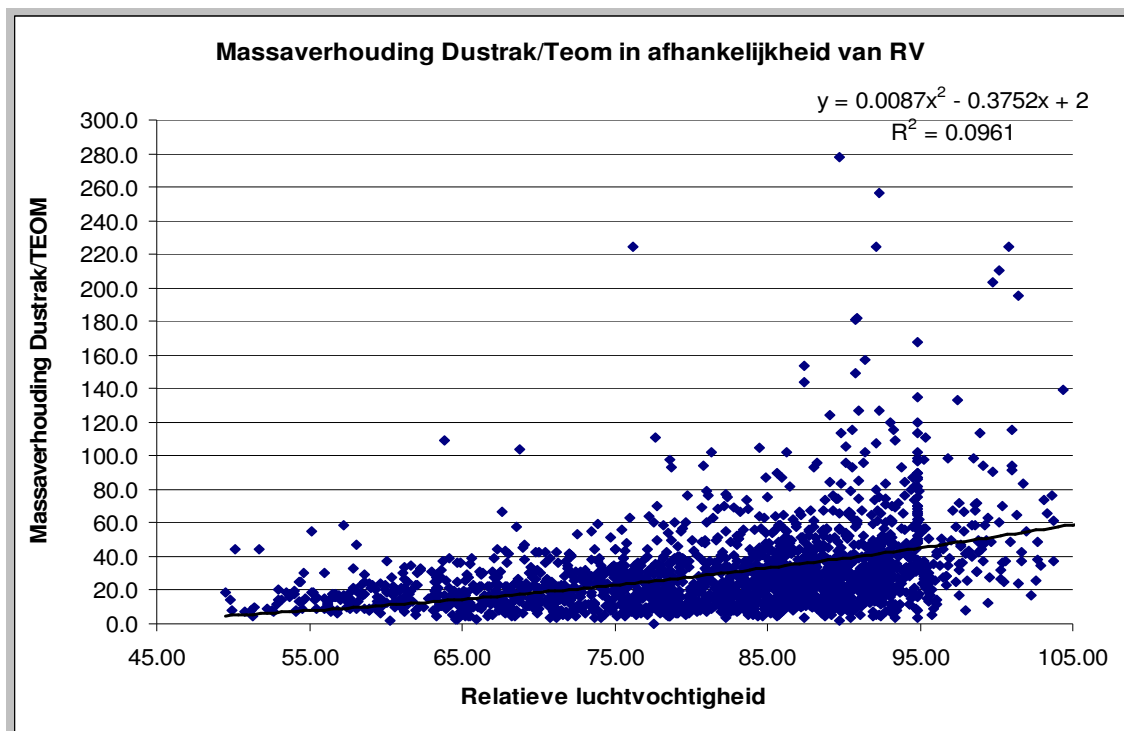
Door het groepsgemiddelde van ijkfactoren voor deze mast te corrigeren naar het niveau van het verschil in groepsgemiddelde tussen deze mast en dat van de andere masten, zoals vastgesteld tijdens de vergelijkende laboratorium- en veldmetingen, wordt voor dit systematische verschil gecorrigeerd. Deze procedure houdt in dat er in de loop van de tijd wel een verloop in het absolute niveau van de gevoeligheid van de instrumenten kan optreden, doch dat de onderlinge verhoudingen steeds worden bijgesteld, zodat er geringe fouten in de fluxschattingen optreden.

Alhoewel alle instrumenten waren voorzien van voorafscidders voor PM10 werden toch hoge concentraties gemeten. Deze zijn te wijten aan het vocht op de deeltjes, waar in deze onverwarmde instrumenten mee wordt gemeten. Door het ingestelde meetbereik van 0-1000 microgram per kubieke meter kwamen de instrumenten van tijd tot tijd (en met name in de herfst met hoge luchtvochtigheid) boven deze maximumwaarde uit. Door verschillen in afsnijwaarde tussen de instrumenten konden systematische verschillen optreden. Deze zijn geëlimineerd door alle meetwaarden groter dan 990 microgram per kubieke meter te verwerpen.

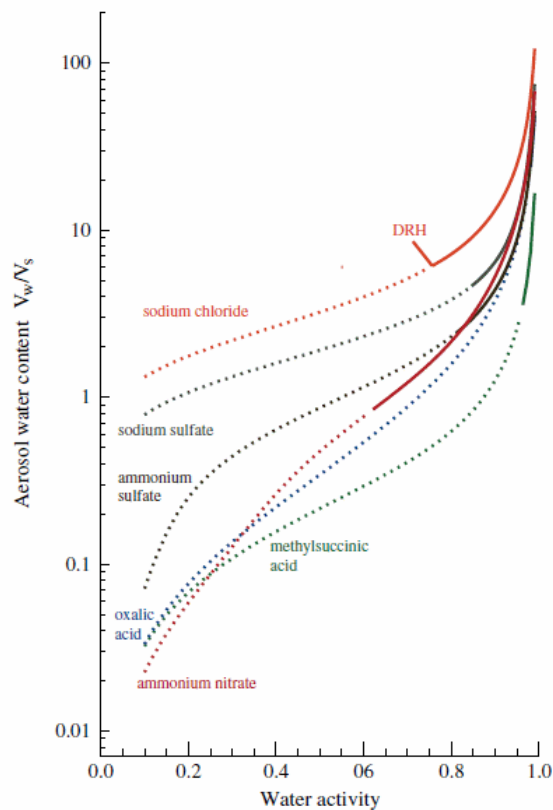
Ten slotte is de verhouding vastgesteld tussen de natte fijnstofconcentratie, zoals gemeten met de Dustrak en de “droge” fijnstofconcentratie zoals gemeten met 4 Teoms in de periode 29 september tot 16 november 2008. Deze relatie is weergegeven in figuur 2.4.1. Figuur 2.4.1 geeft een grote spreiding te zien. Oorzaken voor deze spreiding zijn;

- De variatie in chemische samenstelling van het aërosol, waardoor de massa toename factor door vocht in het gebied tussen 10% RV en 90% RV een factor 10-100 kan verschillen (voor zuivere chemische stoffen, zie Kreidenweis et al, 2008),
- Het niet volledig drogen van het aërosol in de TEOMs (zie hiervoor figuur 2.4.1).

De gemeten concentraties met de Dustraks kunnen op deze wijze worden omgerekend naar concentraties bij een bepaalde luchtvochtigheid, waarbij er een flinke onzekerheidsmarge is. Omgekeerd wordt ook duidelijk dat het omrekenen van droog aërosol (zoals bijvoorbeeld gemeten met een TEOM) naar vochtige deeltjes zoals die in de lucht aanwezig zijn ook grote onzekerheid geeft. Om de invloed van onzekerheid in de fluxschattingen te minimaliseren en toch schijnfluxen door verandering in relatieve luchtvochtigheid te vermijden zijn voor elk half uur alle Dustrak data teruggerekend naar de gemiddelde luchtvochtigheid van de mast voor en achter de vegetatie. Doordat de gemiddelde waarde zo dicht mogelijk tussen alle gemeten waarden in ligt is de invloed van deze correctie minimaal en speelt ook de onzekerheid in de correctiefactor een minimale rol.



Figuur 2.4.1: Verhouding tussen massa gemeten met 4 Dustraks (nat) en massa gemeten met 4 TEOM's (droog) op dezelfde meetplaatsen.



Figuur 2.4.2 Gestippelde lijnen: aerosol watergehalte voor de aangegeven metastabiele binaire oplossingen als functie van de wateractiviteit in de oplossing (Fractionele relatieve vochtigheid, berekend op basis van AIM (Wexler en Clegg, 2002) en uitgedrukt als volume water (V_w) ten opzichte van volume van de droge stof (V_s). Doorgetrokken lijnen: waarden boven de luchtvochtigheid waar deliquescentie optreedt bij 298.15 K. (Naar Kreidenweis et al, 2008)

2.5 Massabalans voor de fluxschattingen

Vegetatie kan op twee manieren een rol spelen in de luchtkwaliteit langs een weg. De eerste invloed ontstaat via de beïnvloeding van de stroming. Door de stromingsweerstand, die blad naalden en takken bieden wordt een deel van de horizontale luchtstroming naar boven gestuwd. Achter de vegetatie treedt drukverlaging op, die weer lucht van boven naar beneden trekt.

Resultaat van dit stromingspatroon is dat de verontreiniging door het verkeer vóór de vegetatie in een kleiner luchtvolume wordt opgenomen (geringere windsnelheid) en de concentraties hoger zijn dan in een situatie zonder vegetatie met vrije stroming. Voor de lucht die door de vegetatie stroomt geldt dat deze een deel van de verontreiniging door depositie aan de vegetatie kan verliezen. Deze depositie is afhankelijk van de eigenschappen van de stof of grootte van het in de lucht zwevende deeltje, de eigenschappen van de vegetatie (dichtheid van de balderen/naalden) openingstoestand van de huidmondjes, het al dan niet nat zijn van de vegetatie en de hoeveelheid lucht, die door de vegetatie stroomt.

Achter de vegetatie wordt de concentratie bepaald door de concentratie van de lucht, die van bovenaf wordt bijgemengd (verhoogde concentraties van de “pluim” van verontreiniging van de weg, die over de toppen van de bomen wordt gestuurd en achtergrond concentraties voor nog hogere niveaus) en de concentratie in de lucht, die door de vegetatie heen komt. Die laatste concentratie kan hoger zijn dan de concentratie zonder vegetatie, indien de toename van de concentratie voor de vegetatie hoger is dan het verlies aan concentratie door depositie in de vegetatie, zodat het verlies de toename in concentratie niet compenseert.

De concentratie achter de vegetatie komt daarmee op complexe wijze tot stand. Er kan een gebied zijn met verhoogde concentraties (ondanks verliezen aan de vegetatie) en er is een gebied met verlaagde concentraties door verliezen in de vegetatie en versterkte inmenging van lucht met achtergrondconcentratie van boven. Zonder uitgebreide modellering is de ligging van het omslagpunt niet duidelijk en kan ook niet worden gezegd of de meetmast, achter de vegetatie, voor of achter het omslagpunt is geplaatst.

Voorgaande beschrijving geeft aan dat metingen van de concentratie achter de vegetatie wel een beeld opleveren van de invloed van de vegetatie op de luchtkwaliteit ter plekke van de meetmast, maar niet over het vangend effect van de vegetatie op verontreiniging. De vangstefficiëntie van de vegetatie kan alleen worden bepaald door een massabalans op te stellen voor de stroming voor en achter de vegetatie, waarbij de masten voldoende hoog moeten zijn om op de hoogste niveaus nagenoeg de achtergrond te meten.

Om een sluitende massabalans te kunnen opstellen moet aan enkele voorwaarden worden voldaan;

1. De volumestroom aan lucht (inclusief verontreiniging), die achter de vegetatie wordt bemeaten ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) moet gelijk zijn aan de volumestroom lucht, die wordt bemeaten voor de vegetatie.
2. De integratiehoogte moet zodanig hoog zijn, dat de door het verkeer uitgestoten verontreiniging niet boven de integratiehoogte uitkomt (er mag geen verontreiniging anders dan de achtergrond boven de masten langs waaien).
3. Er mogen tijdens het transport geen chemische omzettingen plaatsvinden, tenzij er controle op is door middel van massabehoud (zoals bij NO_x). Vochtdepositie op deeltjes levert bijvoorbeeld een schijnflux op. Massatoename bij condensatie van waterdamp en massa-afname bij verdamping.

De hoeveelheid lucht, die langs een mast stroomt over een transect van 1 m breedte is gelijk aan:

$$Q_{z1} = \int_0^z u_{(z)} \cdot dz$$

Voor de hoogste meethoogte (10 m) op de masten voor de vegetatie is aangenomen, dat de windsnelheid en concentratie representatief zijn voor een gebied van 8.75 m (midden tussen de meethoogte van 7.5 m en 10 m) tot 15.5 m. Deze hoogte van 15.5 m is gekozen uit overwegingen van symmetrie met de tweede mast achter de vegetatie (midden 11 en 20 m). Integratie tot 10 m is geen optie omdat uit de concentratieprofielen van NO_x (conservatieve tracer) blijkt, dat op 10 m hoogte de concentratie aan de mast voor de vegetatie gemiddeld nog 24% hoger is dan op 20 m hoogte achter de vegetatie. Op basis van de concentratieprofielen uit tabel 2.6.2 kan worden verwacht, dat gemiddeld op 11 m hoogte de achtergrondconcentratie wordt bereikt. De waarde van 15.5 m is dus zeer aan de veilige kant gekozen.

Op dezelfde wijze wordt nu de hoeveelheid lucht bepaald, die langs de mast achter de vegetatie stroomt tot een hoogte van 15.5 m (midden tussen het op één na hoogste (11 m) en hoogste meetniveau (20 m)).

$$Q_{z2} = \int_0^{15.5} u_{(z)} \cdot dz$$

Door de lagere winsnelheden achter de vegetatie is meestal; $Q_{z2} < Q_{z1}$.

De meethoogte tot waar moet worden geïntegreerd voor massabehoud van de hoeveelheid lucht, die ook langs de eerste mast is gestroomd, wordt nu verkregen uit:

$$dz = \frac{Q_{z1} - Q_{z2}}{u_{20}}$$

Meestal bevindt zich de waarde van dz tussen 0 en 10 meter, maar ook negatieve waarden (vooral bij oostenwind) en hogere waarden dan 10 m komen voor. Dit betekent dat in sommige situaties de invloed van de verkeersemmissie zich tot boven de 20 m zullen uitstrekken. Op grond van de profielen van de fijnstof metingen (waar geen systematische verschillen tussen de meetinstrumenten optreden zoals voor NO_x , omdat daarvoor is gecorrigeerd) tussen mast A6-20 en mast N4-20 met een verschil op 20 m hoogte van gemiddeld 4% kan worden geconcludeerd, dat de pluim van de wegemissies inderdaad meestal beneden de 20 m ligt. Die conclusie wordt verstrekt als beseft wordt, dat in die 4% ook nog de toename van massa door vochttopname in en achter de vegetatie besloten ligt en er regelmatig tot boven de 20 m wordt geïntegreerd.

Verlies door depositie van verontreiniging op de vegetatie (of productie!) wordt nu berekend met:

$$D = \int_0^{15.5+dz} C_{(z2)} \cdot u_{(z2)} \cdot dz - \int_0^{15.5} C_{(z1)} \cdot u_{(z1)} \cdot dz$$

Hierin is α de hoek tussen de gemiddelde windrichting en de normaal loodrecht op de weg.

De integratie gebeurt in stappen. De halfuur gemiddelde windsnelheid op een meethoogte wordt vermenigvuldigd met de gemiddelde concentratie voor datzelfde halve uur. In figuur 1 is dat schematisch weergegeven.

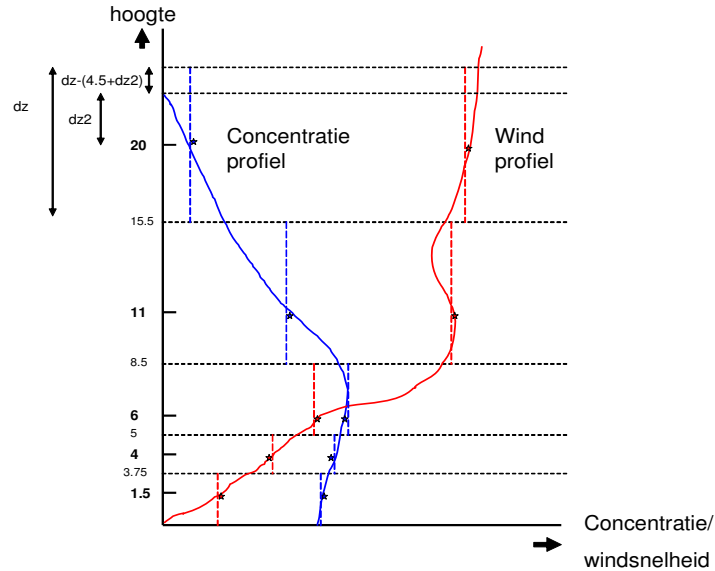
De totale flux aan de 20 m mast wordt dan;

$$F_{N4} = \sum_{i=1}^4 C_i \cdot \bar{u}_i \cdot 1/2 \cdot (z_{i+1} - z_{i-1}) \cdot 1 + C_5 \cdot dz \cdot 1$$

In de laatste term is $C_5 = C_{N4-20}$

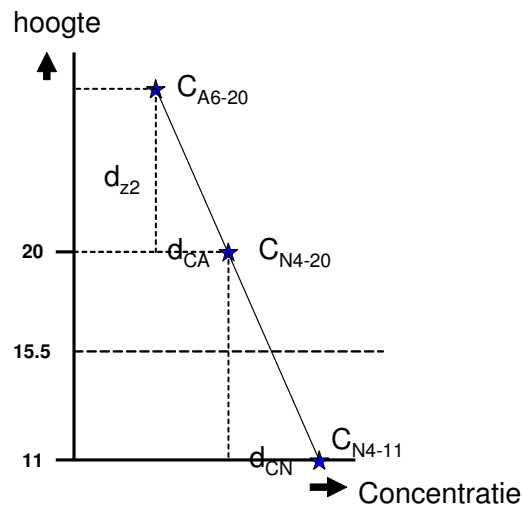
Fluxdivergentie

De integratiehoogte d_z kan in principe alle waarden aannemen. Problemen ontstaan als d_z zeer groot wordt, omdat de waarde van C_{N4-20} dan niet meer representatief geacht kan worden voor het hele integratie interval en indien d_z kleiner wordt dan -4.5 m, omdat dan de integratie van het vorige interval (8.5-15.5 m met meting van C en U op 11 m) zou worden beïnvloed.



Figuur 2.5.1 Integratie methode voor de fluxmetingen, zoals in het concept rapport gebruikt

Figuur 2.5.1 laat zien, dat er een afwijking in de flux kan optreden wanneer het concentratieprofiel op een ander punt dan op hoogte $15.5+d_z$ de achtergrond bereikt. Stel de as-afsnede ligt bij $20+d_{z2}$. Als $(20-15.5)+d_{z2} < dz$, dan wordt de flux over een hoogte $\{d_z-(4.5+d_{z2})\}$ vermenigvuldigd met de concentratie op 20 m hoogte, terwijl dit de achtergrond concentratie zou moeten zijn. De berekende flux wordt dan wat kleiner. Als $(4.5+d_{z2}) > dz$ is het omgekeerde het geval. Eén en ander wordt verduidelijkt in figuur 2.5.2.

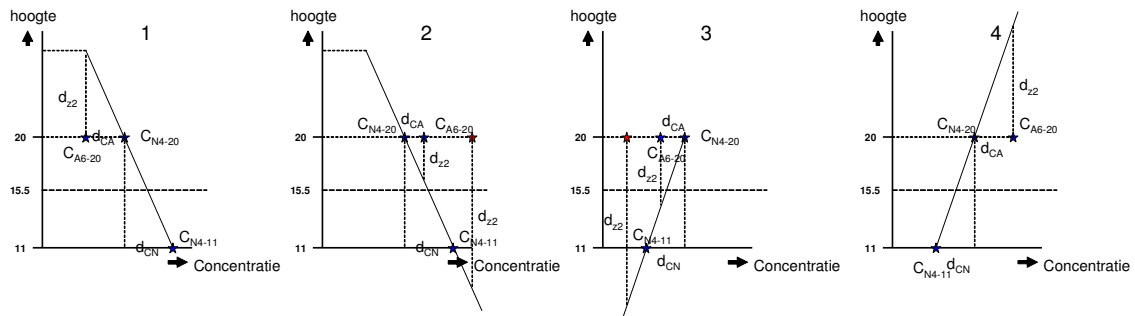


Figuur 2.5.2 Schatting van de integratiehoogte op basis van concentratieprofielen

Voor de schatting van de integratiehoogte op basis van de concentratieprofielen worden alleen de metingen op 11 en 20 m op de mast achter de vegetatie gebruikt plus de meting op 20 m hoogte op de referentiemast. d_{z2} wordt geschat met;

$$d_{z2} = 9 * \left(\frac{C_{N4-20} - C_{N4-11}}{C_{N4-20} - C_{A6-20}} \right)$$

We kunnen nu een aantal situaties onderscheiden, die verschillend zullen zijn voor de berekening van de flux op het top niveau van de mast; Deze zijn aangegeven in figuur 2.5.3.



Figuur 2.5.3 Situaties van verhoudingen tussen de concentraties op 20 m hoogte en 11 m hoogte aan de mast achter de vegetatie en op 20 m hoogte op de achtergrondmast.

Deze situaties worden kort beschreven;

1. De eerste situatie is de meest ideale situatie, zoals ook weergegeven in figuur 2.5.2. Deze wordt gekenmerkt door $C_{N4-11} > C_{N4-20}$ en $C_{N4-20} > C_{A6-20}$. Dit levert positieve waarden voor d_{z2} op. Een probleem treedt op indien $C_{N4-20} \approx C_{A6-20}$. De waarde voor d_{z2} gaat dan naar $+\infty$. Hier gaat het massabehoud van de lucht voor en geldt de restrictie indien $dz_2 > dz$ dan wordt dz als integratiehoogte gebruikt. De fout zal dan gering zijn, omdat C_{N4-20} nauwelijks groter is dan C_{A6-20} . Dit leidt dan tot de volgende rekenregels;

- a. $d_{z2} > dz - 4.5$ $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot dz$ (1)

- b. $d_{z2} < dz - 4.5$ $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot dz_2 + \int u_{20} \cdot C_{A6-20} \cdot d\{dz - (dz_2 + 4.5)\}$ (2)

2. Een realistische situatie (op basis van de meetdata) is $C_{N4-11} > C_{N4-20}$ en $C_{N4-20} < C_{A6-20}$. Dit levert negatieve waarden voor d_{z2} op. Waarden kleiner dan -4.5 m zouden het integratie interval van het 11 meter meetpunt beïnvloeden, hetgeen onlogisch is, omdat C_{N4-20} en C_{N4-11} reëel gemeten waarden zijn. Voor waarden tussen -4.5 en 0 m is de C_{N4-20} waarde uiteraard representatief. Daarvoor wordt een integratie interval aangenomen van -4.5 m tot $+4.5$ m (of 15.5 - 24.5 m), of tot dz indien $dz < 9$ m (hoogte 24.5 m). Indien $dz > 9$ m wordt voor integratie de achtergrond gebruikt. Dit leidt tot de volgende rekenregels;

- a. $d_{z2} < -4.5$ m $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot dz$ (1)

- b. $-4.5 < d_{z2} < 0$ en $dz < 9$ m $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot dz$ (1)

- c. $-4.5 < d_{z2} < 0$ en $dz > 9$ m $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot 9 + \int u_{20} \cdot C_{A6-20} \cdot d(dz - 9)$ (3)

3. Wanneer transport bovenlangs zou plaatsvinden kan zou de concentratie $C_{N4-20} > C_{N4-11}$ kunnen zijn. Als $C_{N4-20} > C_{A6-20}$ ontstaat een negatieve waarden voor d_{z2} . Analoog aan situatie 2 is beïnvloeding onder 11 m ($d_{z2} < -4.5$ m) niet logisch. Dit leidt tot dezelfde regel als in 2;

a. $d_{z2} < -4.5$ m en $dz < 9$ m $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot dz$ (1)

b. $d_{z2} < -4.5$ m en $dz > 9$ m $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot 9 + \int u_{20} \cdot C_{A6-20} \cdot d(dz - 9)$ (3)

c. $-4.5 < d_{z2} < 0$ en $dz < 9$ m $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot dz$ (1)

d. $-4.5 < d_{z2} < 0$ en $dz > 9$ m $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot 9 + \int u_{20} \cdot C_{A6-20} \cdot d(dz - 9)$ (3)

4. Tenslotte kan $C_{N4-20} > C_{N4-11}$ en $C_{N4-20} < C_{A6-20}$ zijn. Daarvoor geldt;

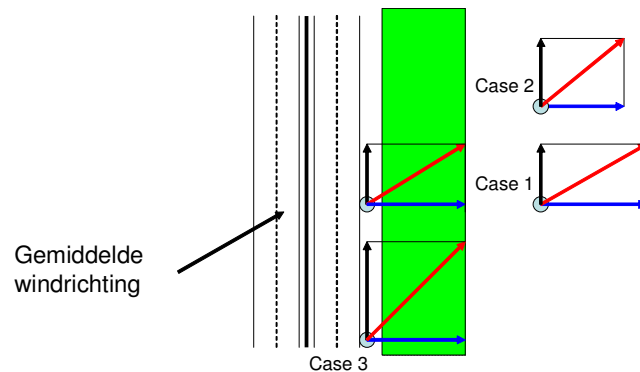
a. $d_{z2} < dz - 4.5$ $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot 9 + \int u_{20} \cdot C_{A6-20} \cdot d(z - 9)$ (3)

b. $d_{z2} > dz - 4.5$ $\int u_{20} \cdot C_{N4-20} \cdot dz$ (1)

Het laatste geval lijkt niet geheel logisch, maar integratie hoger dan dz is op basis van de massabalans niet mogelijk.

De windvector in de fluxschatting

Een belangrijk onderdeel van de flux schatting is de windsnelheid. Voor de fluxschatting wordt de windsnelheid gebruikt zoals gemeten met anemometers. Feitelijk moeten windvectoren gebruik worden en wel de windvector loodrecht op de weg. Dit kan gemeten worden met Sonische anemometers, deze waren echter (en zeker niet in zulke aantallen) beschikbaar. Figuur 2.5.3 geeft aan wat is gemeten en wat gewenst was om te meten. We schatten de loodrechte vector nu door de windvector met $\cos \alpha$ te vermenigvuldigen.



Figuur 2.5.3 Windvectoren langs de weg

Een eerste probleem bij het gebruik van anemometers in plaats van sonische anemometers is “overspeeding”. De cups van anemometers hebben een hol-bolle vorm. Daardoor starten de meters bij een windvlaag sneller dan ze stoppen. Daardoor is er een systematische overschatting van de windsnelheid. Deze overschatting hangt af van de turbulentie in de lucht, maar ook van de aanloopsnelheid van de anemometers. Door gebruik van gevoelige anemometers is getracht deze fout zoveel mogelijk te elimineren. Bij vergelijking tussen deze anemometers en een Sonische anemometer op het meetveld Haarweg werden geen systematische verschillen in gemeten. Daarmee is er geen verschil in invloed op de flux schattingen voor en na de vegetatie.

Een tweede probleem is het meten van de horizontale vectoriële wind door de anemometers. Situatie 1 (case1) geeft de situatie, zoals die voor de berekeningen in dit rapport is gebruikt. Voor de fluxberekening zou met de windvector loodrecht op de vegetatie gerekend moeten worden (blauw). Dit is geen probleem zolang er geen verschil in windrichting is voor en achter de vegetatie.

Is dit verschil er wel, zoals aangegeven in situatie 2 (case2), dan kan de resultante van beide vectoren (de met anemometers gemeten windsnelheid) wel veranderen, maar de vector loodrecht op de vegetatie neemt meer dan evenredig toe (wind meer parallel aan weg in case2) of af (wind meer loodrecht). Dit zou een systematisch verschil in flux tussen de masten aan de weg en achter de vegetatie kunnen betekenen. Omdat alleen de situaties met windrichting tussen 45 graden en loodrecht op de weg voor de berekeningen van de fluxen zijn gebruikt en in de vergelijking tussen windsnelheden langs de weg en op de Haarweg alleen afwijkingen zichtbaar zijn bij wind onder zeer kleine hoeken in de lengterichting van de weg (op 20 m hoogte), wordt er van uit gegaan dat windrichtingverandering door de vegetatie niet van invloed is op systematische verschillen in de flux voor en achter de vegetatie.

Een derde probleem is weergegeven in situatie 3 (case3). Verkeer en met name vrachtwagens geven extra luchtdruk in de rijrichting van de voertuigen. Vector langs de weg wordt langer en bij gelijkblijvende dwarsvector neemt de resultante toe. De anemometer zal een hogere windsnelheid meten dan op een positie achter de vegetatie, waar deze langswind is uitgedempt. Dit kan een systematische overschatting van de flux op de mast langs de weg geven. Daarmee kan ook een overschatting van de depositie ontstaan. In het verleden (1986) is deze overschatting voor de A50 bij een geschatte verkeersintensiteit van ruim 20.000 voertuigen per etmaal (tegen nu 101.000 per etmaal) vastgesteld op 10%.

In rekening brengen van de correctie betekent een afname van de depositie schatting van 10%! Het is dus uiterst zinvol deze correctie vast te stellen voor situaties met meewind en met tegenwind voor het dichtslangrijdende verkeer. In bijlage 6 is getracht de correctie vast te stellen voor wind vrijwel loodrecht op de weg. Dit zou een duidelijk beeld moeten geven hoe belangrijk deze correctiefactor is. Uit die analyse komt naar voren, dat de correctie factor waarschijnlijk klein is (orde van één procent). Kleine variaties in windrichting en windsnelheid kunnen echter al een systematisch verschil maskeren. Een klein aanvullend experiment is daarom nodig om een goed beeld van deze factor te verkrijgen.

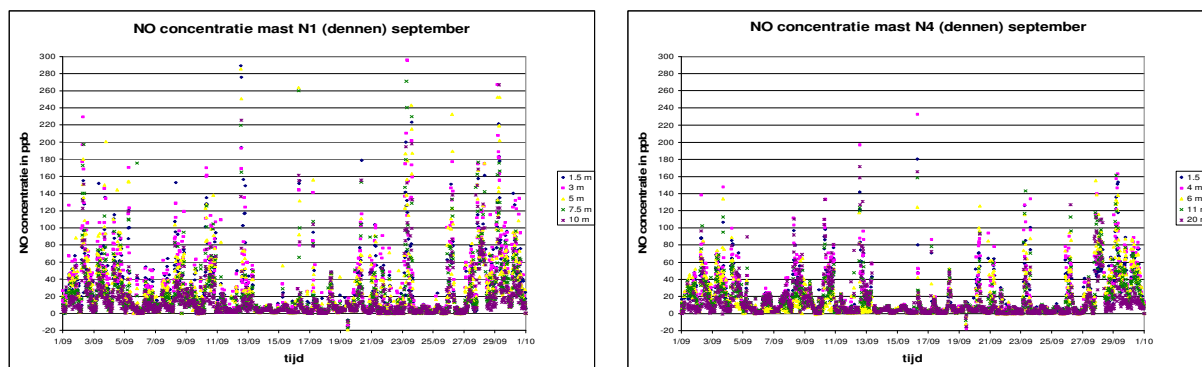
2.6 Achtergrond van de resultaten NO_x

2.6.1 De meetresultaten

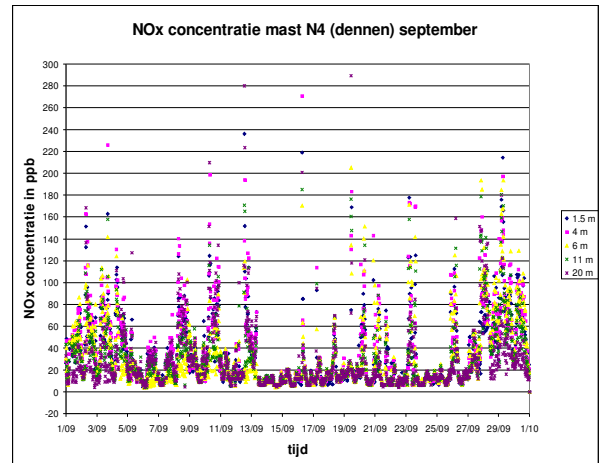
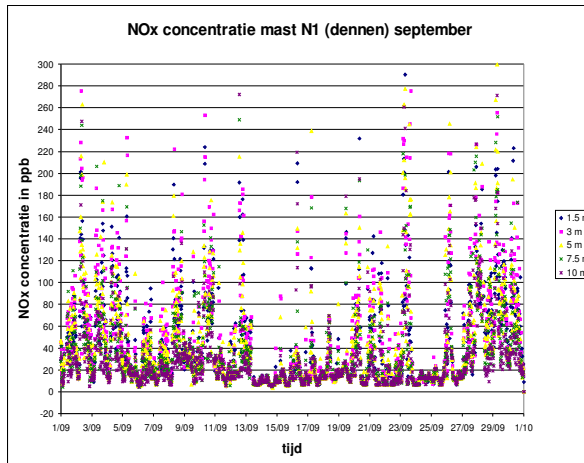
De grafieken voor de NO , NO_x en NO_2 concentraties voor en achter de dennen in september geven een illustratie van de variabiliteit in optredende concentraties. De figuren 2.6.1 a t/m f laten zien dat de range in gemeten concentraties groot is (N.B. dit zijn 2-minuutgemiddeldewaarden). Waarden tussen bijna nul en meer dan 300 ppb komen voor (1 ppb $NO = 1,339 \text{ microgram.m}^{-3}$ en 1ppb $NO_2 = 2,054 \text{ microgram.m}^{-3}$). De pieken achter de vegetatie zijn lager en de variatie is minder, doordat gedurende de transporttijd concentraties uitmiddelen (en verdunnen). De variatie in de NO_2 -concentratie is het hoogst, omdat deze niet rechtstreeks wordt gemeten, maar wordt bepaald als verschil tussen de NO_x -concentratie en de NO -concentraties (additie van meetfouten). Daarnaast speelt de variatie in omzetting van NO naar NO_2 onder invloed van inmenging van ozon hier een rol. Deze invloed is op de NO_2 concentratie sterker dan op de NO concentratie, omdat de NO concentraties door de directe emissies van het verkeer hoger zijn dan de NO_2 concentraties.

Het transport van materiaal per seconde door een vlak van 1 meter breed loodrecht op de weg (de massaflux) wordt nu berekend door de gemeten concentraties voor NO , NO_x en NO_2 te vermenigvuldigen met de gemiddelde windsnelheid en de cosinus van de hoek tussen windrichting en normaal loodrecht op de weg, die in datzelfde uur is gemeten en de hoogte waarvoor die concentratie representatief is. Dat gebied wordt geacht zich uit te strekken van de halve afstand van het vorige meetpunt (of van de grond voor het laagste meetpunt) tot de halve afstand tot het volgende meetpunt (zie ook paragraaf B.2.5).

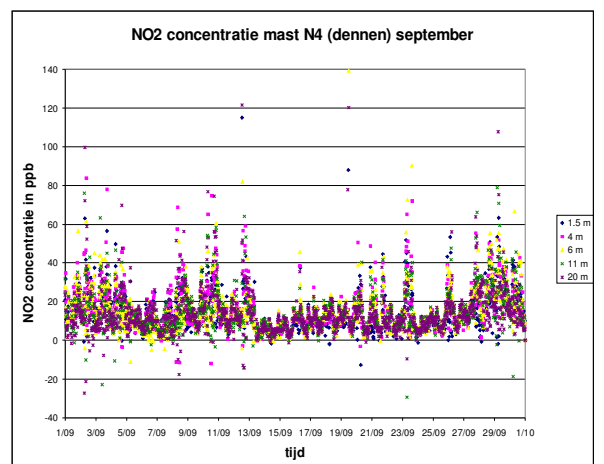
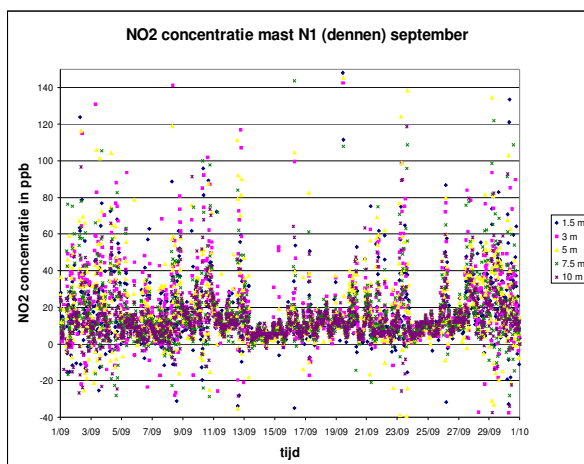
Door de grote dynamiek in concentraties is het niet mogelijk de concentraties eenvoudigweg te middelen om een beeld te krijgen van de gemiddelde concentratieprofielen. De hoge concentraties zouden onevenredig zwaar tellen. Om die reden zijn alle concentraties als relatieve maat uitgedrukt door deze te delen door de concentratie op 20 meter hoogte op de mast achter de vegetatie (dus N4-20 voor de dennen en N5-20 voor de lindes).



Figuren 2.6.1 a,b. Verloop van de gemeten NO concentraties voor de dennen (links) en achter de dennen (rechts) langs de A50 in september 2008



Figuren 2.6.1 c,d. Verloop van de gemeten NO_x concentraties voor de dennen links) en achter de dennen (rechts) langs de A50 in september 2008



Figuren 2.6.1 e,f. Verloop van de gemeten NO_2 concentraties voor de dennen links) en achter de dennen (rechts) langs de A50 in september 2008

Omdat voor d_z (de integratiehoogte voor het hoogste meetpunt op de mast achter de vegetatie (zie paragraaf B.2.5)) een mediane hoogte bij westenwind van 5.5 m wordt uitgerekend, hetgeen neerkomt op een integratie tot een totale hoogte van $15.5 + 5.5 = 21.0$ m, zal het 20 m punt nagenoeg de achtergrond concentratie meten. Om dit te onderbouwen is voor alle waarnemingen met westenwind ook de mediaan voor de schatting van de hoogte waar het concentratieprofiel de achtergrond bereikt (d_{z2}) voor NO , NO_x en NO_2 bepaald voor die situaties waarin beide monitoren (vegetatie en referentie) naar behoren werkten (440.5 uren). Deze waarden zijn voor NO 17.0 m; voor NO_x 18.5 m en voor NO_2 20.4 m. De resultaten geven aan, dat de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie in het algemeen iets lager zal zijn, dan de concentratie op 20m hoogte op de referentiemast.

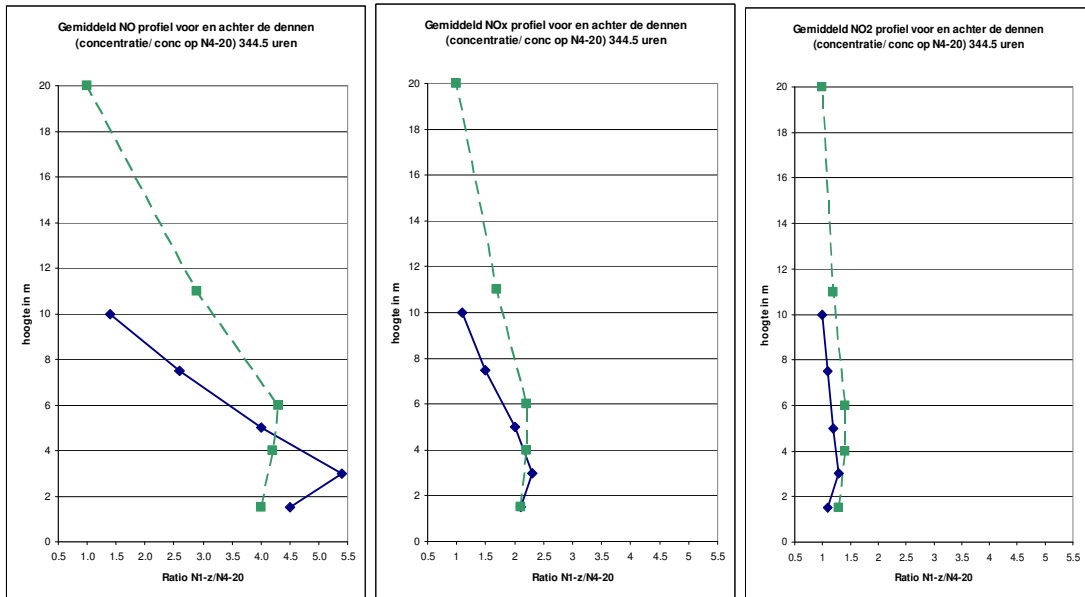
Voor een overzicht van de relatieve concentraties op verschillende hoogten langs de masten, wordt er van afgezien om het 20 m punt van de referentiemast als referentie te gebruiken om invloed van systematische verschillen tussen de twee monitoren te vermijden. Bovendien is de monitor op de referentie meetlijn vaak uitgevallen. Voor de vergelijking van de concentraties op dezelfde hoogten tussen de masten voor en achter de dennen en de overeenkomstige masten op de referentiemeetlijn wordt wel geoptimaliseerd naar de meetwaarde op mast A6-20 (na correctie voor systematische verschillen). De profielen van relatieve concentraties zijn voor de dennen en de lindes voor het totaal der metingen per component (NO , NO_x en NO_2) weergegeven in de figuren 2.6.2 voor dennen en 2.6.3 voor lindes. De op deze wijze verkregen gemiddelde concentratieprofielen kunnen worden gebruikt ter toetsing van concentratieprofielen uit modellen. Het is ook mogelijk de profielen per atmosferische stabiliteitsklasse in te delen. Dit overzicht is te vinden in bijlage 4, waarbij zowel de profielen in grafieken worden gegeven als in een viertal tabellen. De tabellen geven extra informatie over de standaarddeviatie en over de meetpunten op grote afstand (80 m) tot de weg. De standaard deviatie is niet in de grafieken opgenomen, omdat deze zo groot is dat de grafieken onoverzichtelijk worden.

De standaarddeviatie is groot vanwege de reeds eerder genoemde lange duur van de meetcyclus en de grote variatie op heel korte termijnen van de bronsterkte van het verkeer. Een indicatie van deze variatie kan worden verkregen uit de meetgegevens van een monitor op het moment dat een klepschakeling bleef “hangen” en hetzelfde meetpunt continu werd gemeten. Dit wordt voor een willekeurig gekozen doordeweekse dag (dinsdag 21 oktober 2008) aan gegeven in tabel 2.6.1.

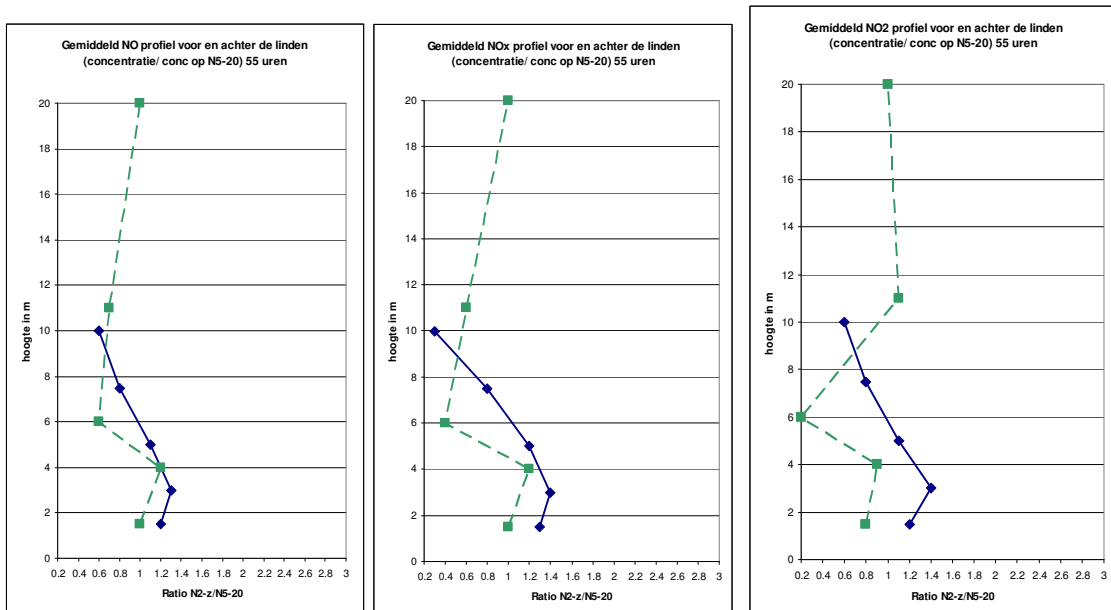
Tabel 2.6.1 *Overzicht van de variatie in concentratie van NO, NO_x en NO₂ op één meethoogte (3 m) aan de weg.*

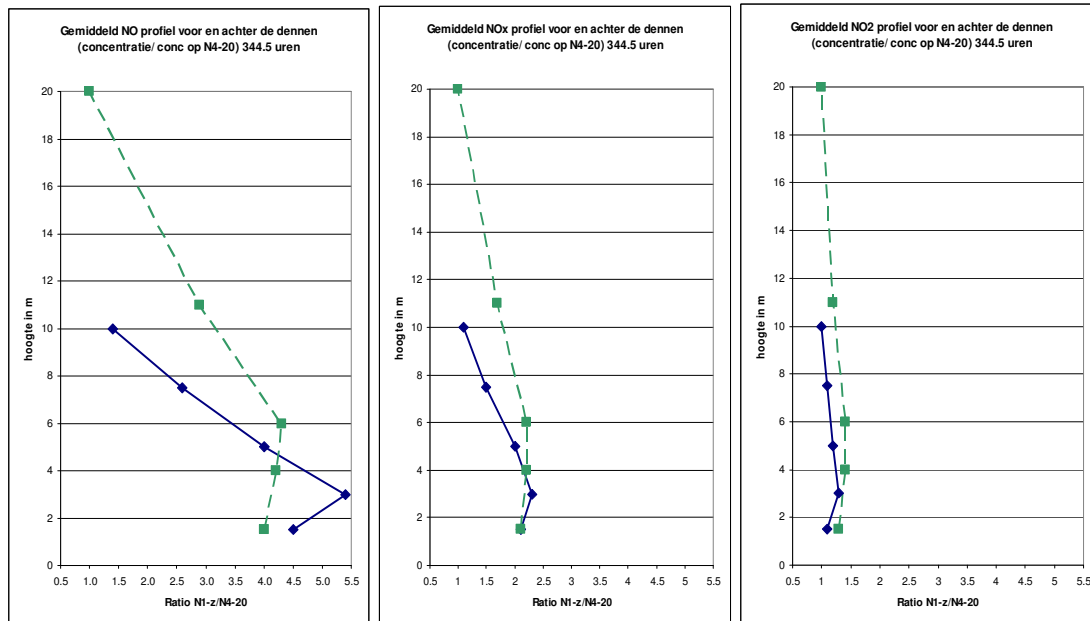
dinsdag 21 oktober 2008							
Tijdstip uur	NO		NO _x		NO ₂		
	mediaan	stdv	mediaan	stdv	mediaan	stdv	
1	11.0	2.7	14.5	3.0	4.6	3.9	
2	11.0	3.3	14.5	4.4	3.6	4.1	
3	11.6	2.6	17.0	5.9	5.7	5.9	
4	23.3	9.5	41.8	12.4	15.5	11.0	
5	34.4	14.0	57.9	13.6	22.0	16.6	
6	51.1	19.6	82.7	25.1	31.3	20.9	
7	56.9	19.1	87.1	18.5	31.2	24.2	
8	52.7	16.9	77.2	21.7	26.7	21.3	
9	52.7	17.5	82.7	20.8	29.1	16.9	
10	38.8	13.4	65.0	22.4	24.9	15.8	
11	33.3	10.1	52.7	12.6	19.8	11.8	
12	33.3	9.5	54.1	10.9	19.6	12.2	
13	38.8	9.2	58.4	12.6	21.8	12.1	
14	33.3	7.8	52.7	10.1	19.8	10.3	
15	33.3	11.6	52.7	16.3	18.9	15.1	
16	27.4	7.2	44.0	11.7	19.3	13.3	
17	27.7	10.3	50.8	13.8	20.6	14.3	
18	50.8	13.8	86.0	15.3	31.7	13.2	
19	44.4	17.0	82.7	16.1	33.4	14.6	
20	33.3	8.8	58.4	11.1	25.1	12.6	
21	26.6	6.9	47.3	9.5	20.5	8.7	
22	21.0	4.6	41.8	6.2	19.6	7.4	
23	22.2	4.7	39.1	7.9	18.5	8.7	
24	18.0	6.4	36.3	8.0	18.4	7.7	
gem/stdv%	32.8	31.3	54.1	23.9	20.9	60.4	

De procentuele standaarddeviatie voor NO en NO_x bedraagt omstreeks 20-30%. Dit betekent dat variaties in concentratie op uurbasis van een factor 2 kunnen voorkomen met een kleine kans ($< 2\%$) op grotere extremen. Voor NO_2 is de procentuele standaarddeviatie 60%. Dit betekent variatie op uurbasis van een factor 3 en werkt door in alle verhoudingen van concentraties en fluxberekeningen.

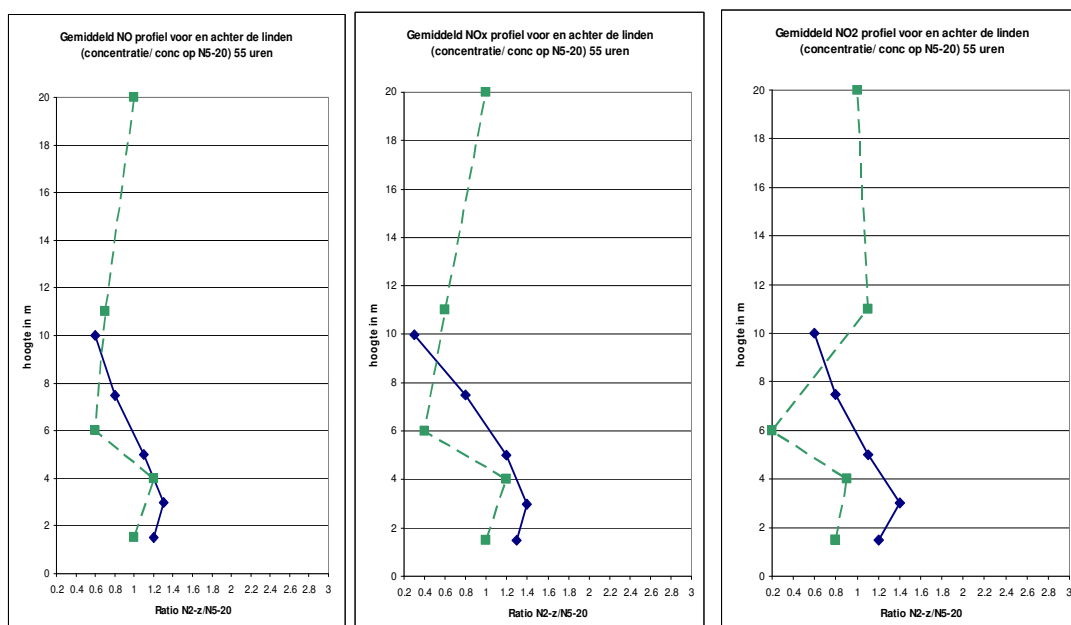


Figuur 2.6.2 Mediane concentratieprofielen voor NO, NOx en NO2 voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 344.5





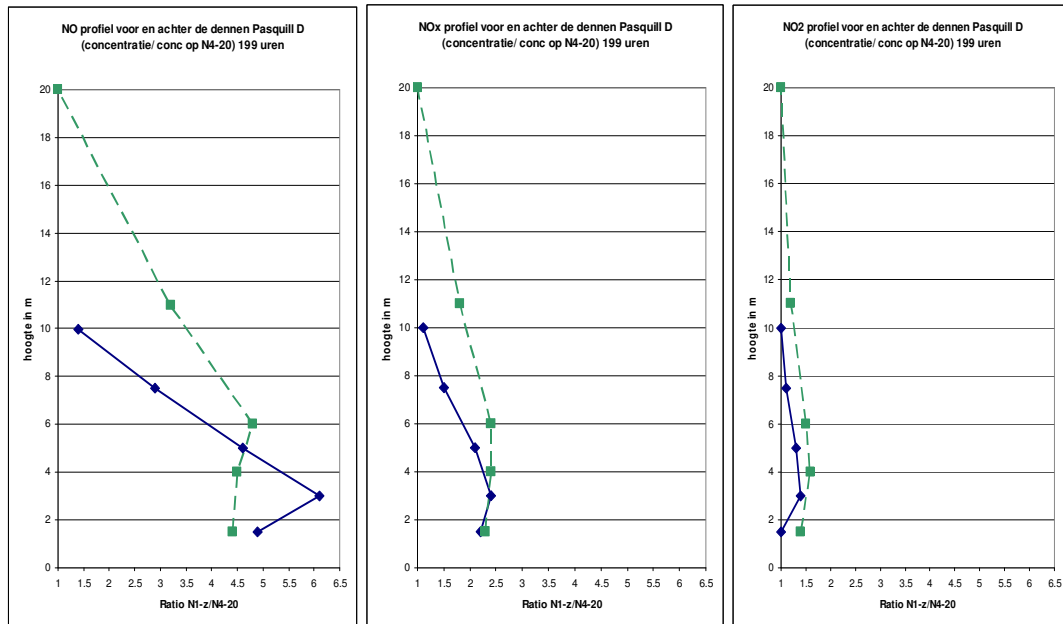
Figuur 2.6.2 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 344.5



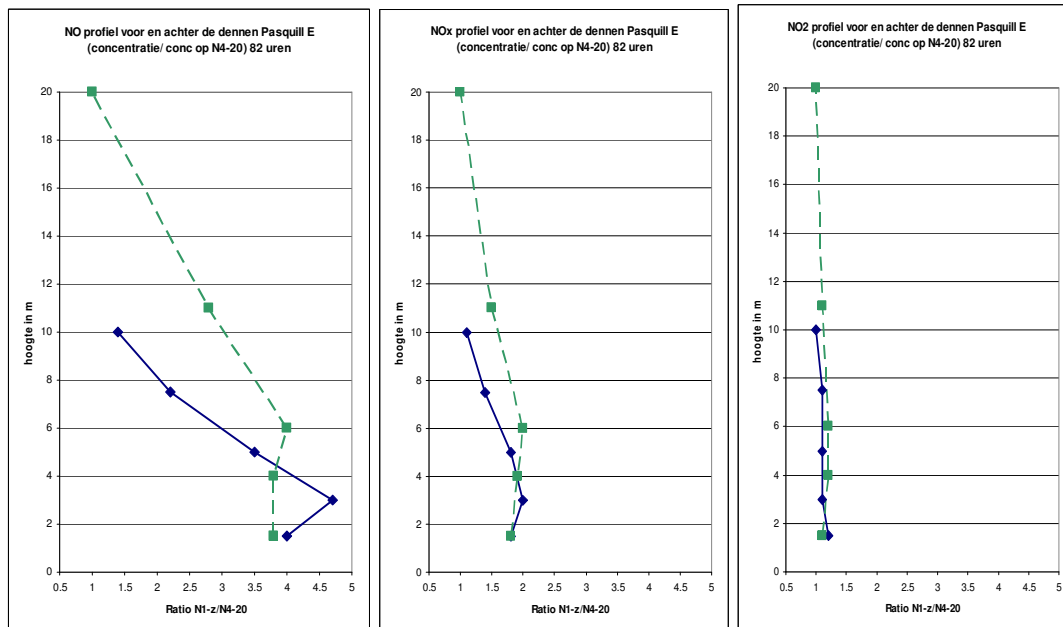
Figuur 2.6.3 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de lindes bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N5-20.) Totaal aantal uren 55

Opvallend is, dat de profielen voor de dennen er veel regelmatiger uit zien dan voor de lindes. De verhoudingsgetallen (met de concentratie op 20 m achter de vegetatie) zijn voor de dennen duidelijk hoger, wat duidt op meer blokkering van de wind (hogere LAD dan de lindes). Opvallend is verder, dat de concentratie op 20m hoogte voor de lindes vaak hoger is dan op de hoogste punten van de 10 m mast en de lagere meetpunten op de 20 m mast. Een andere verklaring dan de variatie in concentraties (slechts 55 uren aan metingen) mogelijk depositie is hiervoor niet te geven.

Voor de dennen zijn voor de stabiliteitsklassen D en E relatief veel meeturen beschikbaar (199 en 82 uur). De profielen voor die stabiliteitsklassen zijn in de figuren 2.6.4 (Pasquill klasse D) en 2.6.5 (klasse E). weergegeven. Voor de andere klassen wordt verwezen naar bijlage 4.



Figuur 2.6.4 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse D. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 199



Figuur 2.6.5 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse E. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 82

Uit de figuren kunnen een aantal conclusies getrokken worden;

- De spreiding in de meetresultaten is groot. Deze wordt veroorzaakt door de lange meetcyclus (30 minuten) gecombineerd met een sterke variatie in de verkeersemisies en een brede range van windsnelheden (vooral voor klasse D).
- Omdat het 20m punt achter de vegetatie nagenoeg de achtergrondconcentratie weergeeft (gebaseerd op de fijnstof profielen), kunnen de relatieve profielen ten opzichte van dit punt gezien worden als de fractionele bijdrage van het verkeer ten opzichte van de achtergrond. De verkeersbijdrage aan de concentratie voor de dennen gaat vele malen boven de achtergrond uit. De stuwing lijkt het grootst onder neutrale condities (hoogste windsnelheden) en voor de dennen. De concentratieprofielen zijn tot boomhoogte vrij constant. Daarna is er een duidelijke afname, maar op 10 m hoogte is de achtergrond voor de dennen nog niet bereikt. Om die reden wordt bij de fluxberekeningen voor dennen en linden tot 15.5 m hoogte gerekend.
- De toename van de concentraties voor de linden is veel minder groot dan voor de dennen door de geringere dichtheid van de bomen.
- De toename in concentraties door de verkeersemisies is achter de vegetatie lager dan voor de vegetatie. Het effect van verdunning en (mogelijk) depositie is daarmee duidelijk. Analyse op depositie via fluxschattingen volgt hierna.
- Ook achter de vegetatie zijn de concentraties vrij homogeen. De afname in concentratie wordt op het 11 m punt ingezet. Rekening houdend met een positie van de mastvoet van omstreeks 3 m lager dan het talud is dit net boven de toppen van de bomen.
- Verspreiding en verdunning zorgen ook voor een dempend effect van de fluctuaties in concentraties. De waarden voor de standaarddeviatie van de concentraties nemen achter de vegetatie af ten opzicht van die vóór de vegetatie (bijlage 4).
- De concentraties op de 80 m meetpunten zijn zowel voor de dennen als voor de linden meestal verhoogd of omstreeks gelijk ten opzichte van de achtergrond (factor > 1.0). Bij toenemend stabiliteit neemt deze factor ook toe, zoals mag worden verwacht.
- Relatieve waarden lager dan 1.0 zouden eigenlijk niet voor mogen komen. Dat deze toch in de tabellen voorkomen wordt veroorzaakt doordat de pluim soms hoger reikt dan 20m (zie fluxmetingen) en het 20m punt dan een verhoogde concentratie meet tov de achtergrond, of het aantal metingen dusdanig gering is dat de spreiding relatief groot is.
- De spreiding is in alle gevallen het grootst voor NO₂, omdat deze concentratie resultante is van het verschil in NO_x en NO concentratie en variabiliteit in chemische omzettingssnelheid.

2.6.2 De luchtkwaliteit voor stikstofoxiden in de nabijheid van de vegetatie

De resultaten in paragraaf 2.6.1 laten zien in hoeverre de concentraties op de verschillende hoogten langs de weg en achter de vegetatie zijn verhoogd ten opzichte van de concentratie op het hoogste meetpunt achter de vegetatie. Interessant in relatie tot de verbetering of verslechtering van de luchtkwaliteit is ook om vast te stellen hoe de concentraties voor en achter de vegetatie zich verhouden tot de concentraties op de referentie masten (A3 en A6). Voor deze vergelijking moet eerst worden gecorrigeerd voor systematische verschillen tussen de twee monitoren aan de oostzijde van de weg. Bij aanname van omstreeks gelijke concentraties op 20 m hoogte van de masten N4 (achter de dennen) en A6 (referentie) voor de maanden oktober en november zijn de meetresultaten van beide monitoren tegen elkaar uitgezet onder condities van oostenwind. Vervolgens zijn de resultaten van mast A6 omgerekend naar de respons van mast N4.

De resultaten voor alle hoogten van mast N1 (voor) en N4 (achter) zijn vervolgens gedeeld door de resultaten van de overeenkomstige referentiemasten A3 en A6. Van de verdeling is de mediaan bepaald. Hetzelfde is gedaan voor de overeenkomstige verre veld meetpunten N7 en A9 de overeenkomstige hoogten. De resultaten zijn weergegeven in tabel 2.6.2.

Tabel 2.6.2 Verhouding tussen de NO, NO_x en NO₂ concentraties op de mast voor de dennen (N1) en achter de dennen (N4 en N7) en de concentraties op de referentiemasten (A3, A6 en A9) voor de maanden oktober en november (vooral Pasquill klassen D t/m F).

NO			N1/A3			NO			N4/A6			NO			N7/A9			N=	uren=	dagen=			
1.5	3	5	7.5	10	1.5	3	5	7.5	10	1.5	3	5	7.5	10	1.5	3	5				7.5	10	
0.98	1.04	1.07	1.01	0.78	1.15	1.17	1.26	1.18	0.58	1.14	1.17	1.26	1.18	0.58	5.85						751	375.5	15.64583
5.24	4.92	3.45	6.46		7.24	2.41	4.33	5.63	3.28														
NO _x			N1/A3			NO _x			N4/A6			NO _x			N7/A9								
0.90	0.98	1.84	1.10	0.96	1.12	1.17	2.17	1.24	0.94	1.09	1.17	10.32	1.66	0.94	1.01								
0.93	0.89	3.18	1.30	4.65	0.95	1.11	10.32	1.66	0.94														
NO ₂			N1/A3			NO ₂			N4/A6			NO ₂			N7/A9								
0.57	0.63	0.67	0.72	0.71	0.75	0.79	0.81	0.74	0.78	0.79	0.81	4.45	3.16	0.78	4.48								
2.58	2.18	2.67	3.84	3.06	7.91	5.21	4.45	3.16	2.90														

We zien, dat de concentraties zowel voor de vegetatie als achter de vegetatie voor NO en NO_x toenemen ten opzichte van de situatie zonder vegetatie, behalve op de laagste en de hoogste meetpunten voor de vegetatie en het hoogste meetpunt achter de vegetatie. NO₂ is over de hele linie lager door minder inmenging van ozon. Zelfs op 80 m afstand en 1.5 m hoogte zijn de concentraties voor NO en NO_x nog verhoogd, maar voor NO₂ nog lager.

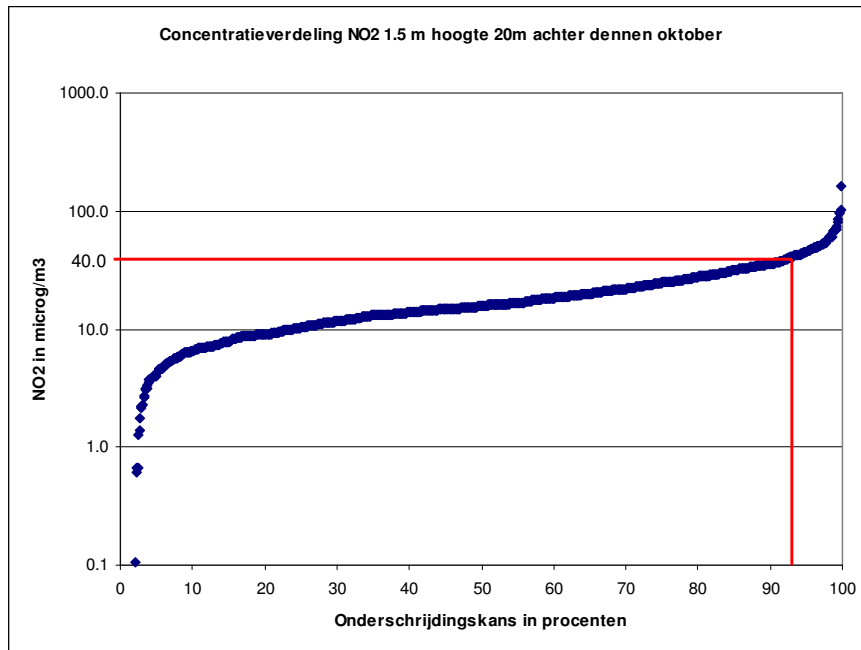
De spreiding rond het gemiddelde (van 375.5 uren) is groot. Voor NO_x als totaal van de stikstofoxiden is de spreiding langs de weg het grootst als gevolg van de variatie in emissies en windsnelheden. Dit is terug te zien op 6 m hoogte achter de vegetatie, waar de pluim van de weg de tweede mast bereikt na gedeeltelijk over de vegetatie te zijn getild. De variatie in emissies en windsnelheid is ook terug te zien in de variatie in concentratieverhouding voor NO aan de masten bij de weg. Voor NO₂ is de variatie veel geringer, omdat voor beide masten (N1 en A3) geldt dat de concentratie vooral door de achtergrond en de directie NO₂ emissies zal worden bepaald. Achter de vegetatie neemt de variatie in verhouding zowel voor NO als voor NO₂ toe door invloed van de vegetatie op de wind en turbulente inmenging van ozon.

Interessant is om te zien of de invloed van de vegetatie op de luchtkwaliteit voor NO₂ alleen een verlaging van de mediaan geeft ten opzichte van de referentiesituatie of dat de hele concentratie verdeling zich op een lager niveau bevindt. Dit betekent dat er dan ook minder normoverschrijding (jaargemiddelde 40 µg.m⁻³ voor NO₂) zou kunnen plaatsvinden. Figuur 2.6.5 geeft een voorbeeld van de gemeten concentratieverdeling voor het referentie meetpunt op 20 m en 1.5 m hoogte van de weg (A6-1.5). In de figuur is het overschrijdingspercentage voor de waarde van 40 µg.m⁻³ NO₂ opgenomen. In dit geval wordt 88.2 % van de tijd door de metingen gedekt. De kans op overschrijding van de norm voor NO₂ is 100-92.5=7.5% van de tijd gedurende deze maand. Let er wel op dat de overschrijdingskans is gebaseerd op halfuur gemiddelde waarden en niet 24 h gemiddelde waarden, zoals de norm voorschrijft.

De grafieken met verdelingen van de NO₂ concentraties zijn opgenomen in de bijlage 3.

Voor een beter overzicht en duidelijker beeld van de invloed van de vegetatie op de luchtkwaliteit voor NO₂ zijn de overschrijdingspercentages van de norm opgenomen in tabel 2.6.3.

In de tabel staat het aantal uren vermeld, waarop het overschrijdingspercentage betrekking heeft. Dat aantal is maximaal 744 uren voor een maand met 31 dagen en 720 uren voor een maand met 30 dagen.



Figuur 2.6.5. Gemeten verdeling van NO₂ concentraties op 20 m van de weg en 1.5 m hoogte boven het maaiveld (Mast A6-1.5). De dekking van de metingen in de tijd is 88.2%.

Dat het maximum aantal uren niet wordt gehaald komt door het wisselen van de opstelling van dennen naar lindes en terug in de maanden augustus en september, door tijd nodig voor ijkingen en door instrument uitval of hangende schakelkleppen.

Tabel 2.6.3 Overzicht van de overschrijdingen van de norm van 40 µg.m⁻³ voor NO₂ op 1.5 m hoogte voor en achter de vegetatie en op de referentie locatie langs de A50.

Overschrijdingskans 40 microgram/m ³ NO ₂ voor dennen									
Maand	Overschr. kans in % N1-1.5	Overschr. kans in % N4-1.5	Overschr. kans in % N7-1.5	Overschr. kans in % uren	Overschr. kans in % A3-1.5	Overschr. kans in % A6-1.5	Overschr. kans in % A9-1.5	Overschr. kans in % uren	Opmerkingen
juli	-	-	-	-	68	71	74	731.5	Monitor bij vegetatie uitgevallen
augustus	10	1	0	289.5	84	82	84	107.5	Geen overlap in meetperiode
september	8.5	2.5	0.5	347	-	-	-	-	Ref monitor uitgevallen
oktober	16	7	4	433	72	59	50	130.5	Slechts gedeeltelijke overlap
november	20	12	6	635	31	23	17.5	723	Metingen vrijwel parallel

Overschrijdingskans 40 microgram/m ³ NO ₂ voor lindes									
Maand	Overschr. kans in % N2-1.5	Overschr. kans in % N5-1.5	Overschr. kans in % N8-1.5	Overschr. kans in % uren	Overschr. kans in % A3-1.5	Overschr. kans in % A6-1.5	Overschr. kans in % A9-1.5	Overschr. kans in % uren	Opmerkingen
juli	70	58	41	59.5	68	71	74	731.5	Monitor bij vegetatie uitgevallen
augustus	8	2	2	281	84	82	84	107.5	
september	4	0.5	1	346	-	-	-	-	Ref monitor uitgevallen
oktober	-	-	-	-	-	-	-	-	Geen metingen lindes
november	-	-	-	-	-	-	-	-	Geen metingen lindes

De resultaten laten zien, dat de kans op overschrijding van de luchtkwaliteitsnorm voor NO₂ afneemt door toenemende afstand tot de weg. Op afstanden tussen 20 en 80 meter van de weg lijkt de verdunning voor een belangrijk deel te worden gecompenseerd door reactie van NO met O₃ tot NO₂ gezien de vaak geringe verschillen in overschrijding percentage op 20 en 80 m.

De indruk bestaat, dat de vegetatie een gunstig effect heeft op het concentratie niveau (verlaging). Dit is echter moeilijk aan te tonen, dat de meetreeksen lang niet altijd parallel lopen. Een ongunstige periode (veel verkeer, weinig wind) kan dan veel invloed hebben.

Om die reden zijn de gegevens van de perioden dat zowel de monitor bij de vegetatie als de referentiemonitor goed werkten bij elkaar gezet na correctie voor systematische verschillen (oostenwind 20 m). De resultaten staan in tabel 2.6.4.

Tabel 2.6.4 *Overzicht van de overschrijdingen van de norm van 40 µg.m⁻³ voor NO₂ op 1.5 m hoogte voor en achter de vegetatie en op de referentie locatie langs de A50 voor identieke meetperioden.*

Overschrijdingskans 40 microgram/m ³ NO ₂ voor dennen							(vergelijkbare periode)
Maand	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. uren
	N1-1.5	N4-1.5	N7-1.5	A3-1.5	A6-1.5	A9-1.5	
oktober	22	9.5	5	83.5	56	52.5	72
november	19.5	14	8.5	44.5	33	27.5	305.5

Overschrijdingskans 40 microgram/m ³ NO ₂ voor lindes							(vergelijkbare periode)
Maand	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. kans in %	Overschr. uren
	N2-1.5	N5-1.5	N8-1.5	A3-1.5	A6-1.5	A9-1.5	
juli	67.5	45	38	85.5	79.5	88	111

Het beeld van lagere NO₂ concentraties voor en achter de vegetatie blijkt consistent aanwezig. Let er op, dat de hoge percentages optreden, omdat het hier half-uur gemiddelden betreft. De luchtkwaliteitsnorm voor NO₂ kent een middelingstijd van 24 uur. Dat vlak pieken af en geeft minder overschrijdingen van de waarde van 40 µg.m⁻³.

2.6.3 Fluxberekeningen voor stikstofoxiden.

In paragraaf 2.5 is aangegeven hoe de fluxen worden berekend. Voorwaarde daartoe is, dat er resultaten van 3 monitoren gelijktijdig beschikbaar zijn, namelijk de monitor voor de masten voor en achter de vegetatie, de monitor van de referentiemasten en de monitor voor de achtergrond. Door uitval van de instrumenten is dat helaas niet het geval. Omdat de fluxbepaling voor en achter de vegetatie de hoogste prioriteit had is de meest betrouwbare monitor daar ingezet. De volgende prioriteit was de referentiemast. Uitval van instrumenten (zie paragraaf 2.1) heeft er toe geleid, dat er geen achtergrondmetingen beschikbaar zijn. Gedurende ongeveer twee maanden zijn zowel metingen op de referentiemasten als op de masten voor en achter de vegetatie beschikbaar. Na correctie voor systematische verschillen met behulp van de meetresultaten op 20 m hoogte bij oostenwind (zie paragraaf 2.6.2) heeft voor de maanden oktober en november fluxberekening plaatsgevonden volgens de procedure, zoals beschreven in paragraaf 2.5. Voor een deel van de maand oktober en de hele maande juli augustus en september zijn geen resultaten van de referentie meetmast beschikbaar. In dat geval zijn slechts berekeningen volgens behoud van de massabalans voor lucht (vergelijking (1) uit paragraaf 2.5) mogelijk. Op grond van de reeds eerder genoemde grote spreiding in concentraties is ervoor gekozen om per half uur de flux te berekenen en vervolgens de mediaan van de fluxverdeling te bepalen. Uitbijters hebben een grote invloed op de schatting van het gemiddelde en geven een vertekend beeld. Op verzoek van IPL zijn toch de gemiddelden weergegeven in de verhouding van de flux achter de vegetatie en de flux voor de vegetatie met uitsluiting van de uitbijters groter of kleiner dan het gemiddelde plus of minus drie sigma. Uitspraken over de vangst van stikstofoxiden door de vegetatie blijven gebaseerd op de schatting van de medianen van de verhouding.

Tabel 2.6.5: *Verhouding tussen de flux achter de vegetatie en de flux voor de vegetatie voor NO, NO_x en NO₂. Gegeven zijn het gemiddelde van de verhouding met uitsluiting van waarden groter dan het gemiddelde plus of minus 3 sigma, de mediaan van de verhouding en de standaard deviatie van het gemiddelde.*

Dennen	NO			NO _x			NO ₂			N= 1/2 ure
	gemidd.	mediaan	stdv gem	gemidd.	mediaan	stdv gem	gemidd.	mediaan	stdv gem	
augustus 1)	0.76	0.74	0.227	0.85	0.84	0.194	1.03	0.95	1.210	402
september 1)	1.01	0.94	0.475	1.16	1.12	0.378	1.18	1.08	0.787	137
oktober 1)	0.77	0.75	0.423	0.78	0.76	1.063	1.92	1.02	15.388	247
oktober 2)	0.76	0.70	0.297	0.68	0.69	0.274	0.79	0.7	4.955	145
november 2)	1.40	0.78	1.194	0.81	0.77	0.325	0.25	0.71	4.386	575
gewogen gem	1.03	0.77	0.66	0.84	0.81	0.41	0.87	0.86	5.07	1506
1) Berekening met massabalans lucht (dzL)										
2) Berekening op basis van massabalans lucht en conc. profiel (dz2)										
Linden	Verhouding achter/voor NO			NO _x			NO ₂			
	gemidd.	mediaan	stdv gem	gemidd.	mediaan	stdv gem	gemidd.	mediaan	stdv gem	
augustus 1)	0.77	0.74	0.29	0.85	0.84	0.24	1.03	0.95	1.10	298
september 1)	0.67	1.06	1.693	0.75	1.12	1.501	0.71	0.92	1.92	78
oktober										
november										
gewogen gem	0.75	0.81	0.58	0.83	0.90	0.50	0.96	0.94	1.27	376
1) Berekening met massabalans lucht (dzL)										

Het mediane verlies van NO_x aan de dennen van 19 % is hoger dan dat van de linden (gemiddeld 10%). Volgens de literatuur vangen loofbomen meer NO_x af dan naaldbomen. Hier zal de slechte fysiologische gesteldheid van de linden en rol hebben gespeeld. De percentages van de componenten (NO, NO_x en NO₂) zijn niet onderling vergelijkbaar, omdat de fluxen niet even groot zijn. Gemiddeld is de verhouding in flux (genormeerd op NO_x) NO : NO_x : NO₂ = 0.61 : 1.00: 0.42 aan de weg en 0.55 : 1.00 : 0.45 achter de vegetatie. Dit is specifiek voor deze weg met de hier heersende achtergrond.

Een belangrijke vraag is die naar de onzekerheid in de schatting van het effect van de vegetatie. De schatting van de standaarddeviatie van het gemiddelde op basis van de aanname, dat er geen systematische fouten zijn is ongeveer 60% voor NO, 40% voor NO_x en 400% voor NO₂. Deze fouten zijn groot en komen vooral voort uit de grote variatie in optredende concentraties. Een foutenschatting voor de mediaan kan ook worden gegeven. Bekijken we de verandering van de mediaan op 30% van de waarnemingen ter weerszijden van de mediaan (60% van de waarnemingen ligt binnen een waarde van de mediaan plus of minus de vastgestelde spreiding), dan is de spreiding in de mediane waarde gemiddeld 27% voor NO, 20% voor NO_x en 59% voor NO₂ voor de dennen. Voor de linden is dit 22% voor NO, 20% voor NO_x en 47% voor NO₂. Een overzicht van de spreiding rond de mediaan waarden wordt gegeven in tabel 2.6.6.

Tabel 2.6.6. Grootste spreiding rond de mediaan waarde van de verhouding tussen flux achter de vegetatie en flux voor de vegetatie waarbinnen 60% van de meetwaarden ligt.

Dennen	Schatting stdv mediaan (60% waarden rond mediaan binnen deze grenzen)			
	NO	NOx	NO2	N=
augustus 1)	0.19	0.16	0.45	402
september 1)	0.31	0.32	0.52	137
oktober 1)	0.09	0.08	0.28	247
oktober 2)	0.29	0.25	1.45	145
november 2)	0.38	0.23	0.63	575
gewogen gemid	0.27	0.20	0.59	1506

Linden	Schatting stdv mediaan (60% waarden rond mediaan binnen deze grenzen)			
	NO	NOx	NO2	N=
augustus 1)	0.19	0.16	0.45	402.00
september 1)	0.31	0.32	0.52	137.00
gewogen gemid	0.22	0.20	0.47	539.00

Naast de toevallige fouten van windmeters, monitoren en vooral variatie in bronsterkte zijn er mogelijk ook systematische fouten.

Een eerste systematische fout heeft te maken met de hoogte van de masten. In theorie kan er vervuilde lucht over de masten heen worden geadvecteerd. Incidenteel gebeurt dat ook getuige de spreiding in individuele dz2 waarden. De gemiddelde dz2 waarden liggen tussen de 17 en 20.4 m. Op basis van dz vindt integratie tot omstreeks 28 m ($15.5 + dz_{\text{gemidd}} + 3 \text{ sigma } dz$) plaats. Alleen wanneer $dz_2 > dz$ is er een probleem van gemiste massa. De hiermee gemaakte fout is moeilijk in te schatten. Een poging wordt gedaan in paragraaf 2.7.2 voor een extreem concentratieprofiel voor fijnstof. Daar rolt een schatting voor een **maximale fout** uit van 10% t.o.v de gebruikte methodiek. Een gemiddelde systematische fout is hier moeilijk uit te destilleren, omdat dit soort situaties beperkt voorkomen en alleen met nog hogere masten had kunnen worden vastgesteld.

Een tweede systematische fout heeft te maken met de mogelijke draaiing van de wind bij doorgang door de vegetatie. De cosinus van de gemeten windsnelheid om de vector loodrecht op de weg te berekenen is dan niet gelijk. In de vergelijking van de metingen van de windrichting op 20 m hoogte (A6-20) met de metingen op de Haarweg blijkt een afbuiging richting weg bij windrichtingen bijna parallel aan de weg. Dit wordt vooral door het talud van de weg veroorzaakt. Dit effect speelt niet in de analyse van de metingen, waar de wind juist zoveel mogelijk loodrecht op de weg staat. Wel is voorstelbaar, dat de windrichting wordt beïnvloed door de vegetatie. Bij loodrechte doorstroming is de weerstand minimaal. Bij stroming onder een hoek op de vegetatie neemt de weglengte door de vegetatie toe en daarmee de weerstand tegen de stroming. Het is voorstelbaar, dat hierdoor een afbuiging van de wind naar loodrecht op de vegetatie plaatsvindt. Het maximale effect wordt verkregen als de wind onder een hoek intreedt en loodrecht op de vegetatie uitreedt. Het verschil in verhoudingsfactor tussen flux voor en na de vegetatie is dan $1/\cos\alpha$. Voor een gemiddelde aanstroomhoek van 22.5 graden is $1/\cos\alpha = 1.066$. Bij een berekende depositie van 19% kan er op grond van windrichtingsverandering een gemiddelde systematische fout optreden van 1.2%.

Een derde systematische fout kan een draaiing van de wind ten opzichte van de gemiddelde windrichting zijn op de mast vlak langs de weg door turbulentie van het wegverkeer. Analyse van de invloed van de verkeersdichtheid op de windsnelheid (bijlage 6) laat zien dat er een geringe invloed

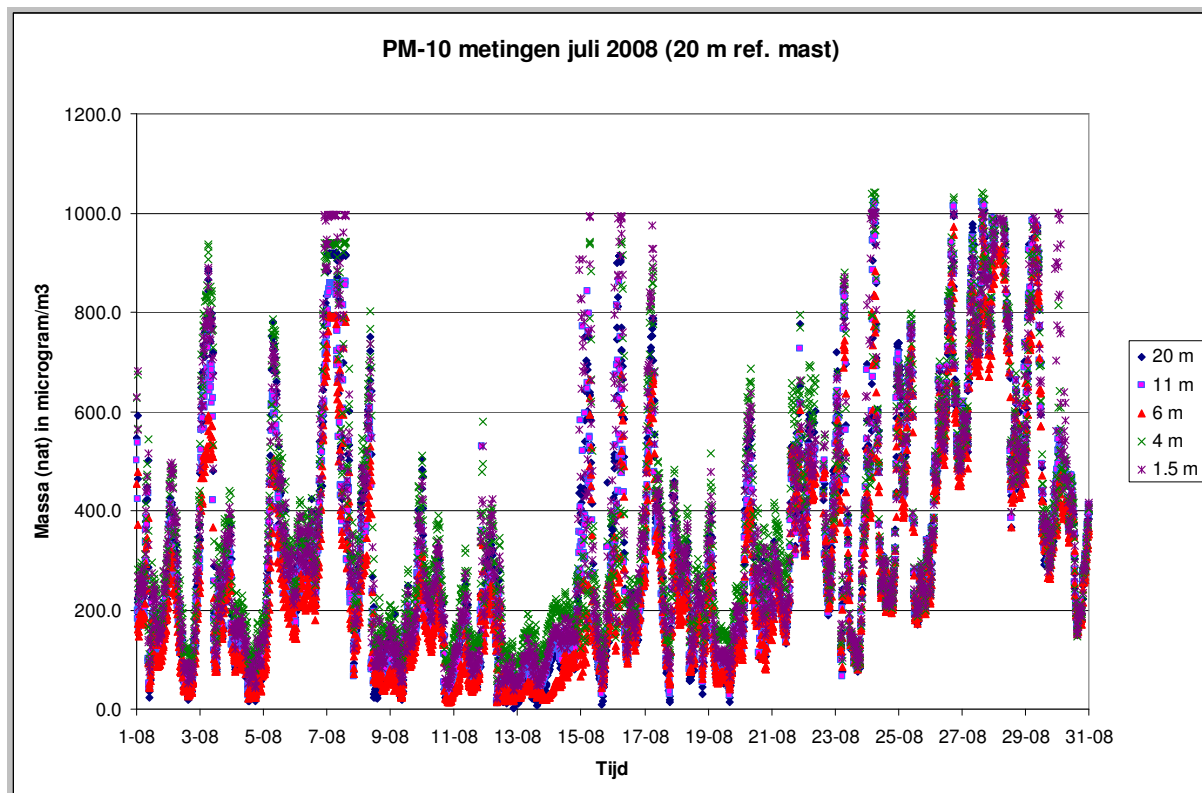
merkbaar is op de windsnelheid (bij veel verkeer wat lagere windsnelheden op de lage meetniveaus en iets hogere windsnelheden ter hoogte van de boomkruinen). Over de richting is niets te zeggen zonder beperkte aanvullende experimenten. Als de invloed op de richting analoog aan de invloed op de windsnelheid beperkt is, is de invloed analoog aan de tweede systematische fout gering.

Conclusies ten aanzien van NO_x zijn;

- Vegetatie langs de weg geeft op korte afstanden tot de weg aanleiding tot verhoogde concentraties van zowel NO , NO_x ten opzichte van de referentiemasten.
- Voor NO_2 treedt juist een verlaging op ten opzichte van de referentie situatie. Dat is belangrijk, omdat voor NO_2 luchtkwaliteitsnormen zijn geformuleerd.
- De verhoging van de concentraties is vrij constant tot en met de hoogte van de vegetatie, zowel voor- als achter de vegetatie.
- Op het hoogste niveau (20m) achter de dennen is er gemiddeld een verlaging van de concentratie ten opzichte van de referentie.
- De vegetatie vangt NO_x af, waardoor in zijn totaliteit de achtergrondconcentratie in een gebied afneemt. (80% kans dat er verlies is tegen 20% kans dat er geen verlies is voor de dennen. Voor de linden is dat 70% tegen 30%).
- De fout in de mediaan van het verliespercentage is van dezelfde grootte als het verliespercentage voor de dennen en teemaal zo groot als het verliespercentage voor de linden.

2.7 Achtergrond van de resultaten fijnstof

Voor fijnstof zijn vergelijkbare berekeningen uitgevoerd als voor NO_x , na de eerder (paragraaf B.2.4) beschreven correctie voor systematische verschillen. Figuur 2.7.1 geeft een voorbeeld van de gang van de PM_{10} -concentratie op de verschillende meetniveaus in juli 2008.



Figuur 2.7.1: Voorbeeld van het verloop van de PM_{10} -concentraties op 5 meethoogten in de maand juli.

Opvallend in figuur 2.7.1 zijn de grote dynamiek in concentraties als gevolg van de dynamiek in verkeersemisies en variatie in windsnelheid en richting, maar ook door de dynamiek in vocht. De Dustraks kennen geen verwarming en meten het aërosol zoals dat in de lucht aanwezig is. Door de grootte van de deeltjes (groter dan de Kelvin diameter) en de oplosbare stoffen in het aërosol (ammoniumnitraat en ammoniumsulfaat) neemt het aërosol vocht op. Deze vochthoeveelheid hangt af van de verhouding onoplosbaar/oplosbaar materiaal in het deeltje en de relatieve luchtvochtigheid (zie paragraaf B.2.4).

De hoeveelheid vocht op een deeltje kan zeer groot zijn. Kreidenweis et al (2008) geven volumetoename door vocht aan in de range van een factor 1.05 bij een RV van 10% via 1.2 tot 2.0 voor een RV van 45% tot een factor 10 tot 100 voor een RV dicht bij 100%. In diameters uitgedrukt is dat een groei van een factor 1.01 bij een RV van 10%, 1.06 tot een factor 1.26 bij 45% en een factor 2.2 tot 46 voor een RV van 100%. De invloed van vocht op de deeltjes kan bij de meting van de werkelijke deeltjesgrootte en de flux niet worden verwaarloosd. De pieken in figuur 2.7.1 worden mede door dit vochteffect bepaald.

Om de invloed van vocht op de deeltjesgrootte vast te stellen werden vier meetcampagnes voor PM10 en 4 meetcampagnes voor PM2.5 opgezet. Daarbij werden naast alle Dustraks meetkoppen met filterhouders geplaatst en volgens de EU normvoorschriften voor PM10 en PM2.5 gemeten. De resultaten voor PM10 bij meting voor en achter de dennen worden weergegeven in tabel 2.7.1

PM10 Meetrnr	Start	Stop	Z	N1	N4	A6	W	
1	29-07-08 13:15	30-07-08 13:15		1.5	21.6	23.2	21.6	
				3	22.6		22.3	
			RV gemiddeld	75%	4		18.0	(0.2)
			windrichting	260 -100	5	15.1		
					6		21.8	25.2
					10	(8.0)		
			20		19.7	18.9		
2	27-08-08 12:00	28-08-08 12:00		1.5	40.0	47.4	34.1	
				3	38.9		28.7	
			RV gemiddeld	90%	4		36.3	42.6
			windrichting	240	5	42.5		
					6		56.7	37.6
					10	34.5		
			20			34.3		
3	9-10-08 14:25	10-10-08 14:25	Z	N1	N4	A6	W	
				1.5	(0.4)	10.9	11.6	
			RV gemiddeld	81%	3	16.6		7.0
			windrichting	280-190	4		11.1	3.6
					5	14.7		
					6		12.3	11.6
			10	10.6				
			20		8.3	8.3		
4	29-10-08 13:15	30-10-08 13:15	Z	N1	N4	A6	W	
				1.5	33.0	26.8	30.2	
			RV gemiddeld	87%	3	32.8		38.6
			windrichting	220-90	4		29.1	30.9
					5	36.8		
					6		27.4	28.0
			10	33.7				
			20		37.0	36.9		

Tabel 2.7.1: Overzicht van de gravimetrische PM10 metingen voor de dennen (N1), achter de dennen (N4) en op de 20 m referentie meetmast (A6) en op het achtergrondmeetpunt ten westen van de A50 (W). De getallen tussen haakjes geven aan, dat er bij de metingen een probleem is opgetreden (lekkage).

Uit tabel 2.7.1 blijkt duidelijk het nadeel van de, in het normvoorschrift voorgeschreven meetduur van 24 uur in de nabijheid van een bron. Vaak is de windrichting niet stabiel genoeg om continue belasting van de meetpunten vanaf de juiste richting van de weg te hebben. Als de wind consequent uit het westen waait is de belasting van het meetpunt Wageningen (W) aan de westkant van de weg duidelijk lager dan de rest. Bij draaiende wind echter niet.

Hoge concentraties komen zowel voor als achter de vegetatie voor. Uitspraken over normoverschrijding zijn niet te doen op basis van het geringe aantal metingen. De variatie in windrichting laat alleen voor meting 2 fluxberekeningen toe.

De resultaten voor de PM2.5 metingen zijn weergegeven in tabel 2.7.2

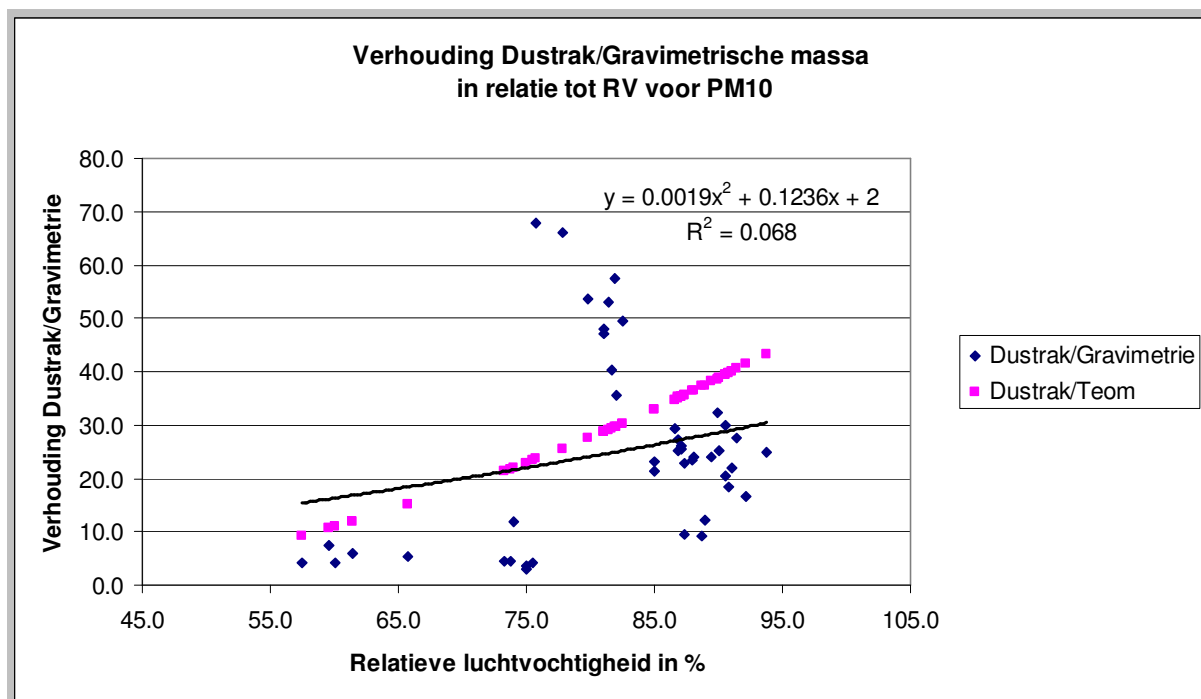
PM2.5 Meetrnr	Start	Stop	Z	N1	N4	A6	W
1	30-07-08 15:10	31-07-08 15:10	1.5	14.4	13.0		
			3	13.5			12.5
			4		6.1		
			5	11.5			
			6		14.0		
			10	15.6			
			20		13.7		
2	28-08-08 14:00	29-08-08 14:00	1.5	24.2	20.0	5.5	
			3	25.1			(-1.7)
			4		23.8	45.1	
			5	23.9			
			6		25.2	37.1	
			10	20.1			
			20	14.4	19.3		
3	8-10-08 12:00	9-10-08 12:00	1.5	0.6	19.0	16.9	
			3	26.7			23.6
			4		20.3	(4.2)	
			5	28.6			
			6		22.0	24.4	
			10	27.3			
			20	28.4	29.4		
4	28-10-08 11:30	29-10-08 11:30	1.5	13.2	9.5	9.3	
			3	12.9			7.9
			4		9.2	11.0	
			5	11.8			
			6		7.8	8.8	
			10	8.6			
			20	7.7	7.6		

Tabel 2.7.2: Overzicht van de gravimetrische PM2.5-metingen voor de dennen (N1), achter de dennen (N4) en op de 20 m referentie meetmast (A6) en op het achtergrondmeetpunt ten westen van de A50 (W). De getallen tussen haakjes geven aan, dat er bij de metingen een probleem is opgetreden (lekkage).

De conclusies ten aanzien van PM2.5 zijn vergelijkbaar met die van PM10. het concentratieniveau is duidelijk lager, doch vergelijking is niet mogelijk omdat niet gelijktijdig PM10 en PM2.5 is gemeten. Opvallend is de goede overeenkomst van de concentraties op beide hoogste meetniveaus N4-20 en A6-20. Dit geeft aan dat hier een concentratie gevonden is die dicht in de buurt van de achtergrond ligt. Voor PM-2.5 kan alleen een fluxberekening worden uitgevoerd voor meting 3.

De fluxberekeningen op basis van de twee bruikbare meetcampagnes worden gegeven in paragraaf 2.7.3.

De campagnegewijze metingen zijn vergeleken met de metingen door de Dustraks. Het aantal vergelijkingen is beperkt, mede omdat de Dustraks waren uitgerust met PM10 voorafscheiders zodat alleen vergelijking met PM10-gravimetrisch mogelijk is. In deze figuur 2.7.2 is ook de relatie ingetekend, die in de vergelijking tussen Dustraks en TEOMs als gemiddelde is vastgesteld.



Figuur 2.7.2: Verhouding tussen natte aërosolmassa (gemeten met Dustraks) en droge aërosolmassa gemeten volgens de EU norm en via de Teoms. De Teom resultaten zijn alleen als punten van de curve uit figuur 2.4.1 aangegeven.

Door plaatsing van TEOMs naast de Dustraks op de onderste niveaus (1.5 m) van de masten N1, N4, A6 en W kon een volledig beeld van de verhouding tussen nat en droog aërosol gekregen worden. Deze TEOMs werden van 29 september tot 16 november geplaatst. Deze instrumenten geven een hogere resolutie in de tijd, net als de Dustraks.

Uit de literatuur is bekend dat de TEOMs aërosolmassa verliezen door de verwarming van het monster in de aanzuigleiding. De EU gaat uit van gemiddelde verliezen van 30% door vervluchtiging van ammoniumnitraat en vluchtige koolwaterstoffen. Omdat twee meetcampagnes samenvielen met de meetperiode van de TEOMs is het mogelijk een vergelijking tussen massaconcentratie gemeten met de TEOM en massaconcentratie gemeten met de gravimetrische methode te maken. De resultaten zijn aangegeven in tabel 2.7.3.

Grav	TEOM	Vershil %
	20.5	-
10.9	15.5	42
11.6	15.9	37
	24.6	
38.6	23.6	-39
26.8	16.6	-38
30.2	16.8	-44
33	19.0	-42

Tabel 2.7.3: Vergelijking tussen droge aerosolmassa gemeten met de gravimetrische methode (standaard en referentie) en TEOMs.

De lagere waarden van de tweede meetserie (-41%) zijn verklaarbaar. De hogere waarden uit de eerste meetserie (Campagne 3) kunnen alleen worden verklaard door aan te nemen dat de TEOM vocht mee heeft gemeten. De RV-metingen geven wellicht uitsluitel, omdat de gemiddelde RV in de eerste periode varieerde tussen 60 en 98% bij een temperatuur van 12-23°C en in de tweede periode tussen 65 en 96% bij een temperatuur van 0-8°C. Wellicht is er bij hoge luchtvochtigheid in combinatie met hoge temperatuur onvoldoende droging van het monster.

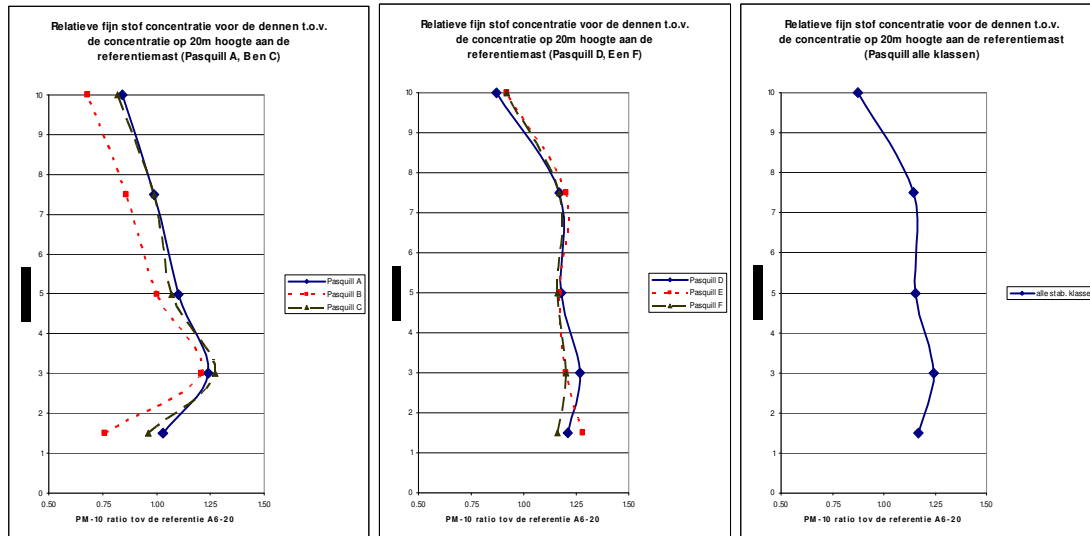
De invloed van de luchtvochtigheid op de Dustrak-meting wordt aangetoond als we de natte massameting van de Dustraks uitzetten tegen de droge massa, zoals die op 4 meetpunten gelijktijdig werd gemeten met TEOM's. We krijgen dan het beeld van figuur 2.4.1. We zien dat reeds bij 50% relatieve luchtvochtigheid vocht op het aërosol aanwezig is, waardoor de deeltjes een factor 5.0 (3.5) in massa (1,7 (1.5) in diameter) toenemen. Bij 100% luchtvochtigheid is dat een groei door vochttopname met gemiddeld een factor 51.5 (36.5) (diameter neemt een factor 3,7 (3.3) toe). De getallen tussen haakjes geven de werkelijke volume toename t.g.v. vocht aan, wanneer wordt gecorrigeerd voor 40% verlies in massa in de TEOMs. De gecorrigeerde getallen geven een goede overeenkomst met de curven van Kreidenweis et al. (2008) (zie figuur 2.4.2). De invloed van vocht heeft grote consequenties voor de interpretatie van de fijnstofmetingen.

- De metingen zijn voor modellering van de verliesprocessen beter dan de meting van droog aërosol, omdat de depositie van het hechtvermogen aan het oppervlak afhangt (beter met vocht) en sterk afhankelijk is van de deeltjesgrootte. Met deze gegevens kunnen de werkelijke omstandigheden rond de vegetatie worden gemodelleerd.
- De metingen vormen een probleem als er gekeken moet worden naar de luchtkwaliteit volgens de Europese normen, omdat dan droog aërosol moet worden gemeten. Figuur 2.7.2 geeft aan, dat er flinke extra onzekerheid aan de schatting van de droge massa wordt toegevoegd door de grote spreiding rond de relatie tussen natte en droge aërosolmassa.
- Voordat er naar concentratieprofielen of aërosolfluxen wordt gekeken moeten er eerst correcties worden uitgevoerd op de ter plaatse heersende luchtvochtigheid. De groeifactor door vochttopname neemt immers van 90% naar 100% relatieve luchtvochtigheid toe van 38.7 (27.6) naar 51.5 (36.7) (tussen haakjes de voor TEOM verliezen gecorrigeerde waarden).
- Omdat de onzekerheid in de correctie voor de RV op de aërosolmeting groot is, dient er in de bewerking van de resultaten naar te worden gestreefd om de correctie zo klein mogelijk te houden.

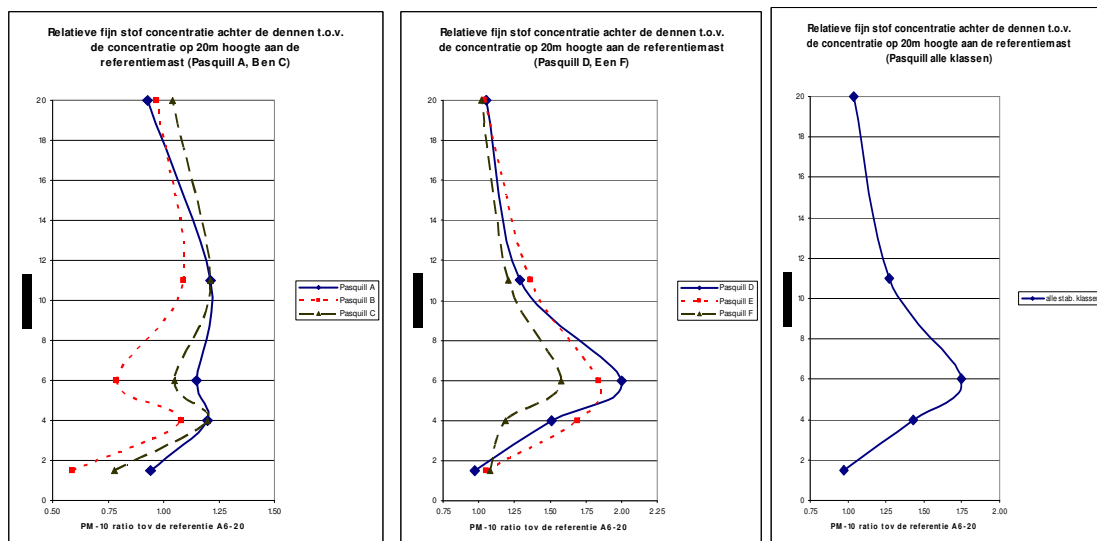
Het laatste punt heeft erin geresulteerd, dat de gemeten concentraties van de Dustraks alleen voor systematische verschillen tussen de instrumenten (per maand vastgestelde ijkfactoren) worden gecorrigeerd. Bij de berekening van de aërosolfluxen is wel geprobeerd voor de luchtvochtigheid te corrigeren om schijnfluxen ten gevolge van verandering van luchtvochtigheid te vermijden.

2.7.2 De luchtkwaliteit voor stikstofoxiden in de nabijheid van de vegetatie

Voor het weergeven van de concentraties langs de masten kan voor fijnstof voor twee methoden worden gekozen. De eerste wijze van weergeven is vergelijkbaar met de wijze waarop de NO_x-concentraties zijn weergegeven, namelijk als fractie van de concentratie op 20 m hoogte. In het geval van fijnstof kan voor systematische verschillen tussen de instrumenten worden gecorrigeerd en zijn alle concentraties uitgezet als verhouding tot de concentratie op 20 m hoogte aan referentie mast (A6-20). Dit laat zien hoe sterk de bijdrage van het verkeer is aan de concentraties ten opzicht van de achtergrond. Deze verhouding is weergegeven in figuur 2.7.4 voor de situatie voor de dennen en figuur 2.7.5 voor de situatie achter de dennen. Een samenvattende tabel is opgenomen in bijlage 5.



Figuur 2.7.4 Verhouding aan concentratie aan fijn stof (nat aërosol) op vijf hoogten vóór de dennen ten opzichte van de concentratie op 20 m hoogte op de referentiemast (A6-20) onderscheiden naar stabiliteitsklasse en als gewogen gemiddelde. De aantallen uren waarop de curven betrekking hebben (in totaal 812.75 uren) zijn per klasse vermeld in bijlage 5.

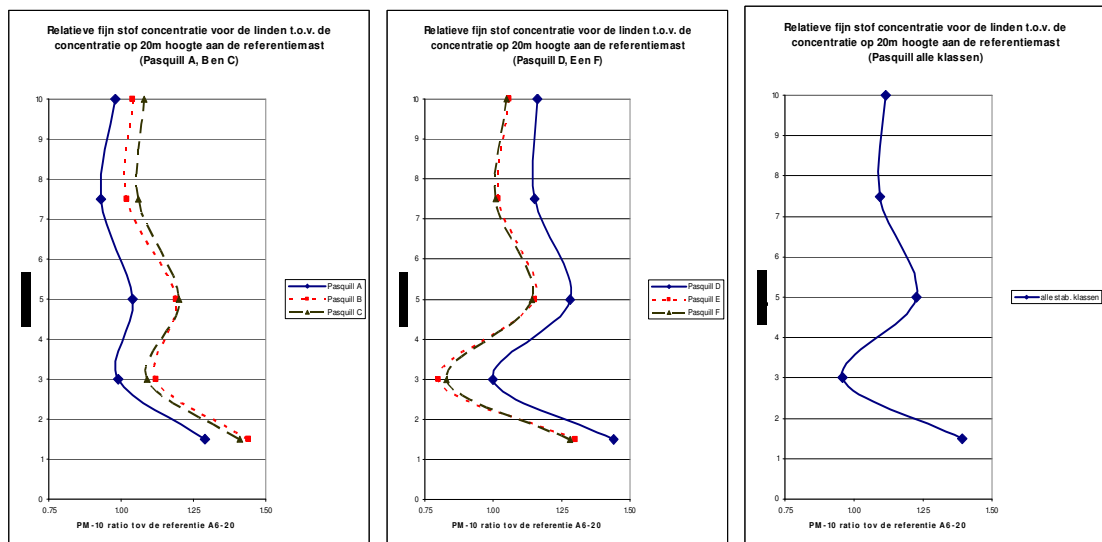


Figuur 2.7.5 Verhouding aan concentratie aan fijn stof (nat aërosol) op vijf hoogten achter de dennen ten opzichte van de concentratie op 20 m hoogte op de referentiemast (A6-20) onderscheiden naar stabiliteitsklasse en als gewogen gemiddelde. De aantallen uren waarop de curven betrekking hebben (in totaal 812.75 uren) zijn per klasse vermeld in bijlage 5.

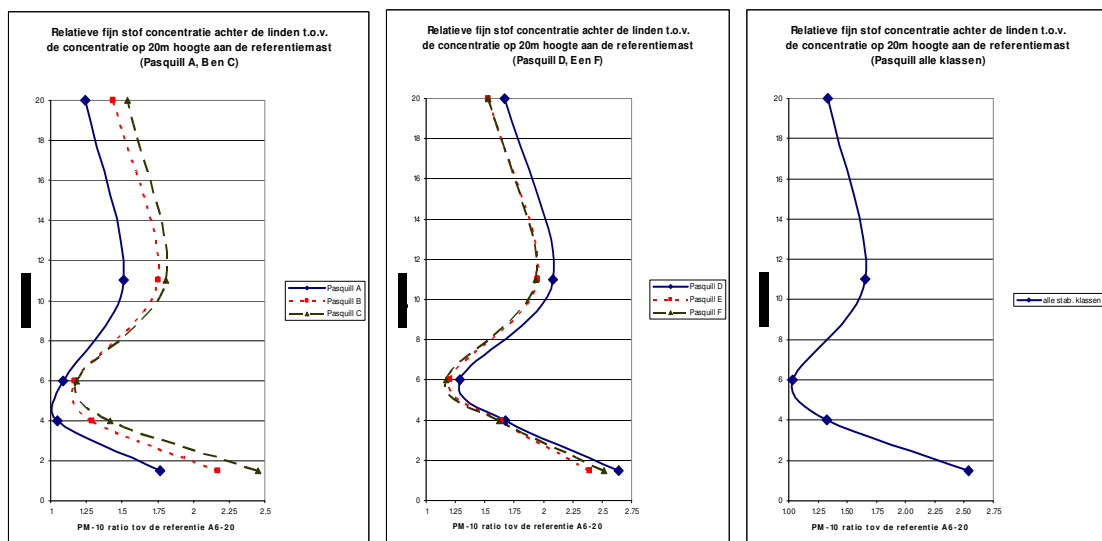
Figuur 2.7.4 laat zien dat de concentraties tov de achtergrond (A6-20) vóór de dennen tot maximaal 25% toenemen. De homogeniteit van de LAD weerspiegelt zich in het vrij constante profiel tot 6 a 7 m hoogte.

Voor de mast achter de dennen is het duidelijk, dat de “pluim” van de weg tussen 4 en 11 m hoogte langs de mast komt. Concentraties gemeten op de achterste mast hoger dan op de voorste mast komen vooral op 4 en 6 m voor en kunnen alleen verklaard worden door; Onvoldoende correctie voor systematische verschillen, invloed van verloop van de RV in de ruimte, productie van materiaal door of op de vegetatie zelf.

De verhouding tussen de concentraties op de masten voor en achter de linden en de concentratie op 20 m hoogte op de referentie meetmast (A6-20) zijn weergegeven in de figuren 2.7.6 en 2.7.7.



Figuur 2.7.6 Verhouding aan concentratie aan fijn stof (nat aërosol) op vijf hoogten vóór de linden ten opzichte van de concentratie op 20 m hoogte op de referentiemast (A6-20) onderscheiden naar stabiliteitsklasse en als gewogen gemiddelde. De aantallen uren waarop de curven betrekking hebben (in totaal 614.25 uren) zijn per klasse vermeld in bijlage 5.



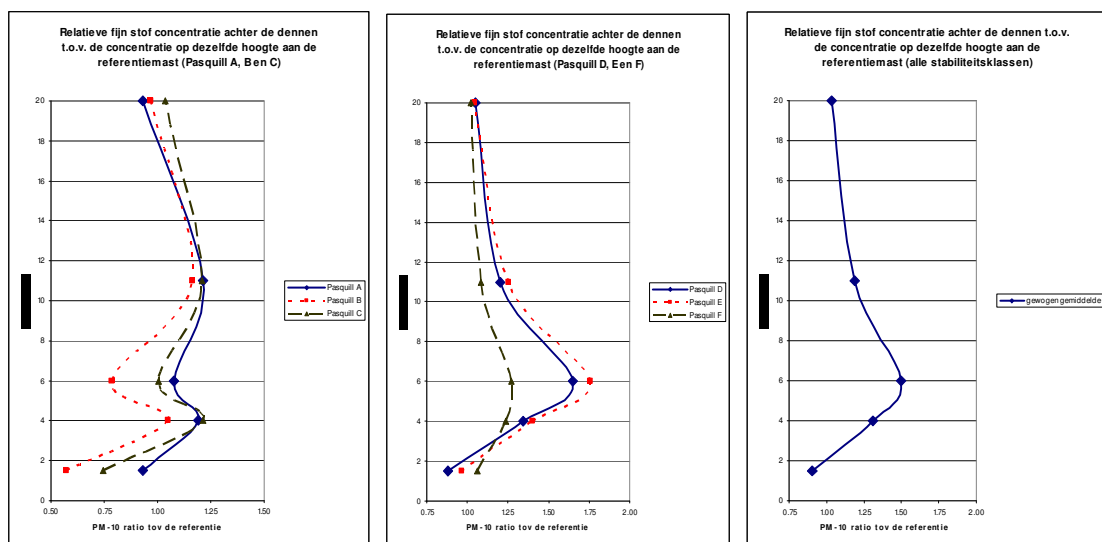
Figuur 2.7.7 Verhouding aan concentratie aan fijn stof (nat aërosol) op vijf hoogten achter de linden ten opzichte van de concentratie op 20 m hoogte op de referentiemast (A6-20) onderscheiden naar stabiliteitsklasse en als gewogen gemiddelde. De aantallen uren waarop de curven betrekking hebben (in totaal 614.25 uren) zijn per klasse vermeld in bijlage 5.

Voor de linden blijkt de concentratie t.o.v. de referentie meer toe te nemen dan voor de dennen (tot maximaal 45% op 1.5 m hoogte). Dit heeft mogelijk te maken met de grotere dichtheid als gevolg van onderplanting met laurierkers. Tussen de laurierkers en de kroon van de linden was de ruimte visueel meer open, wat zich ook uit in lagere concentraties op 3 m hoogte dan op 1.5 en 5 m. In beide gevallen treden opvallend genoeg de hoogste concentraties voor de vegetatie op rond neutrale condities (dus hogere windsnelheden). Het stuwend effect is dan kennelijk het sterkst.

De concentraties op de mast achter de linden laten een dip in de concentraties zien op 6m hoogte. Rekening houdend met een hoogte van het talud van omstreeks 3 m komt dit overeen met de lagere concentraties voor de linden op 3m hoogte.

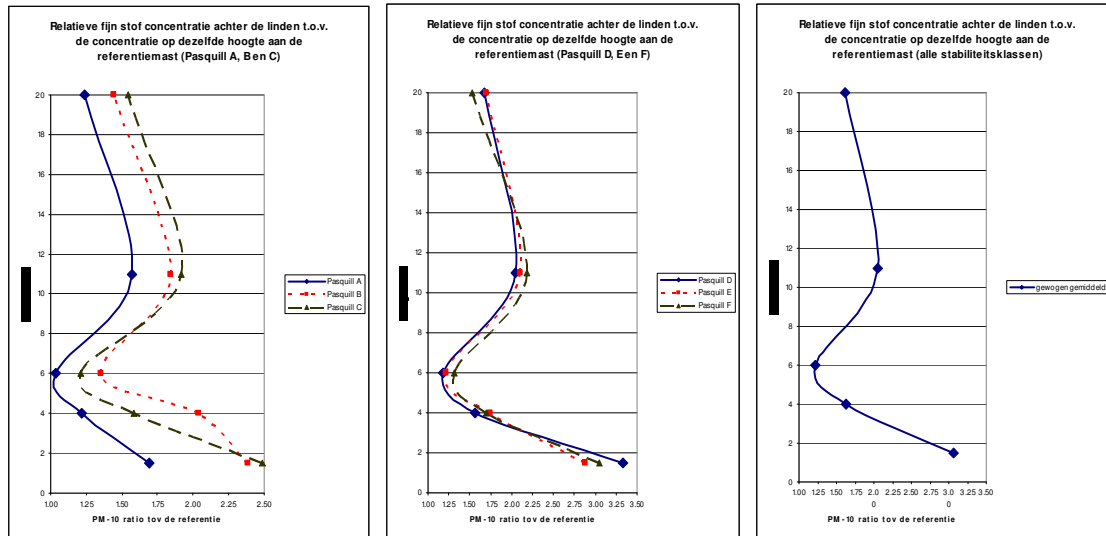
De fors hogere concentraties achter de linden zijn mogelijk aan vochteffecten te wijten. Hier waren ook drainageproblemen.

Een tweede methode om de relatieve concentratieprofielen weer te geven is door deze uit te drukken als fractie van de waarde op dezelfde meethoogte van de referentie mast. Deze vorm geeft duidelijk aan hoe de concentratieprofielen veranderen door de aanwezigheid van de vegetatie ten opzichte van de profielen aan de referentiemast. Dit is goed mogelijk, omdat voor fijn stof regelmatig kan worden gecorrigeerd voor systematische verschillen. De verschillen in concentratie op de 10 en 20 m masten ten opzichte van het referentieprofiel op de mast A6 zijn weergegeven in de figuren 2.7.8 voor de dennen en 2.7.9 voor de linden. De gegevens zijn in tabelvorm beschikbaar in bijlage 5. Mooier was geweest als ook de concentraties van de mast N1 en N2 vergeleken zouden kunnen worden met concentraties langs mast A3. Er waren echter onvoldoende Dustraks beschikbaar om mast A3 ook met deze instrumenten uit te rusten.



Figuur 2.7.8 Verhouding aan concentratie aan fijn stof (nat aërosol) op vijf hoogten op de 20 m mast (N4) achter de dennen ten opzichte van de concentraties op dezelfde hoogte op de referentiemast (A6) onderscheiden naar stabiliteitsklasse en als gewogen gemiddelde. De aantallen uren waarop de curven betrekking hebben (in totaal 812.75 uren) zijn per klasse vermeld in bijlage 5.

Voor de dennen is te zien, dat de concentraties op 20 m hoogte achter de vegetatie vrijwel gelijk worden aan de concentraties op 20m hoogte aan de referentiemast en daarmee ongeveer gelijk zullen worden aan de achtergrond. Aan de grond zijn de concentraties gemiddeld lager dan op de zelfde hoogte (1.5 m) aan de referentiemast. Op de tussenliggende hoogten is er een duidelijke toename van de concentratie ten opzichte van de referentie.



Figuur 2.7.9 Verhouding aan concentratie aan fijn stof (nat aërosol) op vijf hoogten op de 20 m mast (N5) achter de lindes ten opzichte van de concentraties op dezelfde hoogte op de referentiemast (A6) onderscheiden naar stabiliteitsklasse en als gewogen gemiddelde. De aantallen uren waarop de curven betrekking hebben (in totaal 614.25 uren) zijn per klasse vermeld in bijlage 5.

De verhoudingen voor de lindes zien er heel anders uit. We zien hier over de hele linie een toename van de concentratie ten opzichte van de concentraties op vergelijkbare hoogte aan de referentiemast. Het blijft gissen of de grote dichtheid van de onder geplante laurierkers debet is aan de sterke stuwning omhoog of dat der sterke verdamping door de bodem onder de lindes hier een rol speelt, maar op 20 m hoogte is de concentratie aan mast N5 gemiddeld nog 50% hoger dan de concentratie op 20 m hoogte aan mast A6.

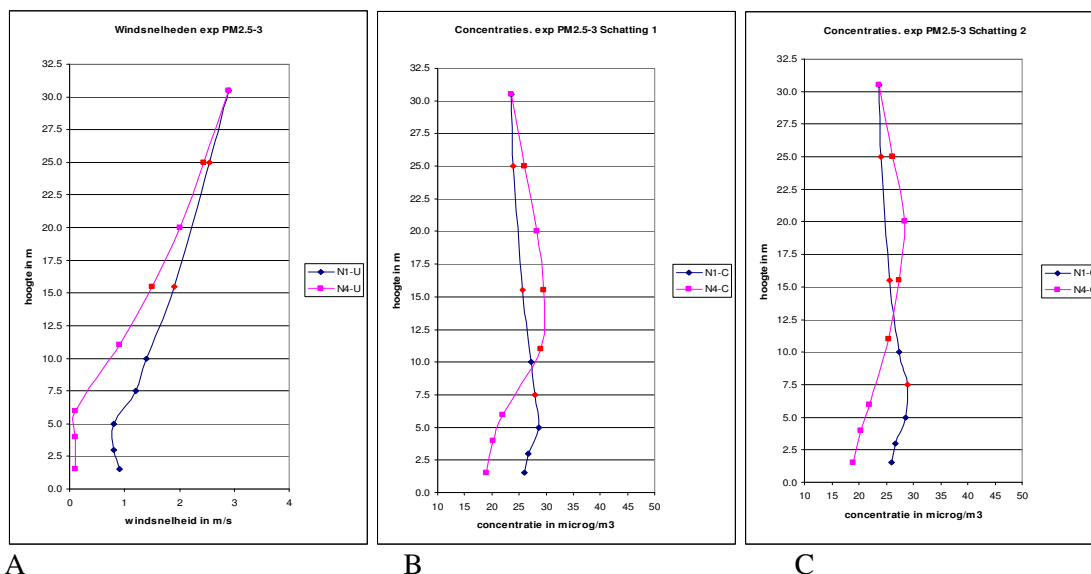
2.7.3 Flux bepalingen voor fijnstof

Fluxbepalingen voor fijn stof kunnen het meest eenvoudig worden uitgevoerd voor de meetcampagnes. De monsters worden volgens normvoorschrift gedroogd voor weging, zodat er geen probleem is met vocht. Het normvoorschrift schrijft echter ook een monsternemingstijd van 24 uren voor. Dat bleek nadelig voor de fluxbepaling. In zes van de acht perioden was er een zodanige draaiing van de wind, dat deze onvoldoende loodrecht op de vegetatie staat om een flux uit te rekenen, die het effect van de vegetatie moet weergeven. Twee situaties voldoen aan de eisen; Meetcampagne 2 voor PM-10 en meetcampagne 3 voor PM-2.5. In beide gevallen was er helaas uitval van meetpunt N1-1.5. Om berekeningen mogelijk te maken zijn voor dit punt beste schattingen gemaakt; $16 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ voor PM-10 en $26 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ voor PM-2.5. Beide dagen worden gekenmerkt door lage windsnelheden, de meetdag voor PM-2.5 zelfs door extreem lage windsnelheid (1.8 resp. $0.9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ op 11 m hoogte achter de vegetatie).

De rekenprocedure is gelijk aan die voor NO_x en beschreven in paragraaf 2.5. Voor PM-10 is de vergelijking (1) gebruikt (concentratieprofiel bereikt vrijwel de achtergrond op de rekenhoogte voor massabehoud van de lucht (23.5 om 21.4 m). Ook voor PM-2.5 is rekenmethode (1) gebruikt. Hier is de rekenhoogte sterk beperkt door het massabehoud van de langstromende lucht (rekenhoogte 20.3 m op basis van massabehoud lucht en een hoogte van 30.5 m waar het concentratieprofiel de achtergrond bereikt).

De standaard rekenmethode geeft voor PM-10 een verlies van 15% in de vegetatie. Voor PM-2.5 wordt een verlies van 1.6% berekend.

Om te exploreren hoe extreem de resultaten kunnen veranderen in deze extreme situatie, is voor de PM-2.5 situatie een schatting gemaakt van het verloop van de windsnelheid met de hoogte voor en achter de vegetatie en van de concentratieprofielen voor en achter de vegetatie. De figuren 2.7.9 a, b en c geven één schatting voor de windsnelheidsprofielen en twee schattingen voor de concentratieprofielen weer. Het zal duidelijk zijn dat extrapolatie tot zo hoog boven de masten hachelijk is door teveel vrijheidsgraden. Niettemin zijn op grond van deze extrapolaties verliezen berekend, waarbij in dit geval de integratiehoogte vóór de vegetatie is bepaald op basis van het debiet tot 30.5 m hoogte achter de vegetatie.



A **B** **C**
 Figuur 2.7.9 Schatting van het verloop van de windsnelheid, en de concentratieprofielen voor een extreme situatie (windstil). Alle waarden boven 10m voor de mast voor de vegetatie (N1) en boven 20 m achter de vegetatie (N4) zijn geschat t.b.v. een gevoeligheidsanalyse.

De schatting van het verlies aan fijn stof volgens de standaard rekenmethode is 1.6%. Volgens de profielen van schatting 1 (B) is er een productie van fijn stof van 7.4% en volgens schatting 2 (C) een productie van 3.5%. Dit betekent een maximale fout in de rekenmethode van omstreeks 10%. De fout zal gemiddeld veel kleiner zijn. Grote positieve waarden en grote negatieve waarden komen even vaak voor en worden beide door de standaard rekenmethode uitgefilterd door beperking tot maximaal (15.5+dz) of minimaal 15.5 m hoogte als grenzen voor de integratie.

Voor de fluxbepaling voor fijnstof concentraties gemeten met de Dustraks werd een berekening uitgevoerd met correctie voor de relatieve luchtvochtigheid en zonder die correctie. De correctie procedure is aldus;

1. Eerst wordt de gemiddelde relatieve luchtvochtigheid voor beide masten bepaald door per half uur alle RV waarden te middelen.
2. Voor de gemiddelde RV wordt de groeifactor uitgerekend met de relatie $f_c = 0.0087 * RV^2 - 0.3752 * RV + 2$
3. Voor de schatting van de RV, die slechts op 2 hoogten per mast is gemeten wordt een lineair verloop met de hoogte verondersteld door curve fitting door de twee punten.
4. Met de verkregen schatting van de RV per meethoogte wordt de groeifactor F_{zx} voor die RV uitgerekend
5. Alle concentraties worden nu omgerekend naar de gemiddelde relatieve luchtvochtigheid van de twee masten door de waarde van de (voor systematische verschillen gecorrigeerde) Dustrak te vermenigvuldigen met F_{zx}/F_c

De uitkomsten van berekeningen met en zonder correctie zijn weergegeven in tabel 2.7.4

Gemiddelde ratio van de flux achter de vegetatie en de flux voor de vegetatie						
Dennen	N4/N2 gem	stdv	aantal uren	N4/N2 gem	stdv	aantal uren
	RV corr	RV corr	geen corr	geen corr	geen corr	geen corr
augustus	1.58	0.25	158.5	1.45	0.19	173.5
september	0.94	0.07	41.5	1.00	0.07	41.5
oktober	1.15	0.27	389.5	1.08	0.18	389.5
november	1.24	0.25	276	1.26	0.24	276
gewogen gem	1.25	0.25	865.5	1.21	0.20	880.5
Linden	N5/N3 gem	stdv	aantal uren	N5/N3 gem	stdv	aantal uren
	RV corr	RV corr	geen corr	geen corr	geen corr	geen corr
juli				0.87	0.15	266.5
augustus				1.02	0.18	152.5
september	1.08	0.49	46.5	1.19	0.47	46.5
gewogen gem	1.08	0.49	46.5	0.95	0.19	465.5

Tabel 2.7.4: Ratio van de flux achter de vegetatie ten opzichte van de flux voor de vegetatie.

Een eerste opvallende constatering is, dat de standaard deviatie voor de ratio van flux voor- en achter de vegetatie geringer is voor de ongecorrigeerde waarden dan voor de gecorrigeerde waarden. Kennelijk is de combinatie van bepaling van de groeifactor door vocht en de schatting van de gradiënt in de relatieve luchtvochtigheid zodanig onzeker, dat de resultaten door deze correctie niet verbeteren. Verschillen in aantallen bruikbare uren voor de schatting tussen gecorrigeerde en niet gecorrigeerde waarden zijn te wijten aan uitval van vochtsensoren.

Opvallend is dat de linden vrijwel geen verandering in de aërosolflux te zien geven. Omdat we hier niet te maken hebben met een meetcyclus, maar met gelijktijdige metingen mogen we er van uit gaan, dat de standaard deviatie in de flux schatting ook een maat is voor de werkelijke variatie in die flux. De gemiddelde verhouding van de flux van 0.95 bij een 95% betrouwbaarheidsinterval van 0.57-1.33 laat niet toe te constateren dat deze verhouding significant van 1.00 afwijkt.

Voor de dennen is de hoeveelheid meetdata groter, doch de conclusie gelijk. Ook hier ligt de gemiddelde verhouding van 1.20 binnen het 95% betrouwbaarheidsinterval van 0.81-1.61. De afwijking van 1.00 suggereert zelfs emissie uit de vegetatie (roest-, schimmelsporen et cetera) of groei door vocht.

Conclusies ten aanzien van de fijnstof metingen;

- De campagnewijze metingen volgens de gravimetrische methode geven maar twee situaties te zien, waarbij de wind gedurende 24 uur stabiel uit westelijke richting kwam. Daarbij is voor PM-10 een afname van de concentratie door verlies in de vegetatie geconstateerd van 15% en voor PM2.5 van 1.6%.
- Vergelijking van de gravimetrische methode met de Teom metingen laten (voorspelbare) verliezen zien in het Teom instrument (40%). Er is echter ook een positieve afwijking van 40% te constateren, die door onvoldoende droging van het monster kan worden verklaard.

- Vocht speelt ook een rol bij de Dustrak metingen. Correctie voor vocht blijkt niet mogelijk door variatie van de groefactor als gevolg van variatie in chemische samenstelling van het aerosol en de gevoeligheid van de Teom als referentie voor vocht.
- De Dustrak metingen laten gemiddeld een concentratieafname zien ten opzichte van de ongestoorde situatie op het laagste meetpunt op de mast achter de dennen. De linden geven onwaarschijnlijk hoge concentraties achter de vegetatie te zien. Er is zelfs een toename t.o.v. de mast langs de weg. Hoogstwaarschijnlijk speelt de extreme vochtigheid van de bodem onder de linden hier een rol.
- De fluxbepalingen aan fijn stof met de Dustraks geven een toename in massaflux van 20% te zien. Deze toename is waarschijnlijk te wijten aan toename van de deeltjesmassa door condensatie van vocht op de deeltjes.

3 Modellerings ENVI

3.1 Samenvatting vooraf

Het Envi-met-model

Envi-met is een driedimensionaal Computational Fluid Dynamics (CFD) – luchtkwaliteitsmodel dat in staat is complexe stromingen om objecten zoals gebouwen en vegetatie te berekenen. Op basis van het stromingspatroon en bijhorende turbulentie kan het model de verspreiding, chemische reacties en depositie/sedimentatie van gassen en fijnstof berekenen. Het model onderscheidt zich van andere CFD-pakketten op verschillende vlakken: het CFD-model is gekoppeld met een bodem- en een stralingsmodel. Het beschikt ook over een gedetailleerd vegetatiemodel dat niet enkel het effect van bomen en struiken op het wind- en turbulentie veld beschrijft, maar ook op een gedetailleerde wijze de opname van gassen door de huidmondjes van de bladeren en de depositie van fijnstof op de bladeren en takken beschrijft. Ten slotte is dit model één van de weinige CFD-modellen die de fotochemische reacties van stikstofoxiden met ozon instantaan berekenen.

Deze eigenschappen maken het model interessant in het kader van deze studie om een ruimtelijk inzicht te krijgen in het effect van de vegetatie langs de snelweg op het windveld en op de concentratieverdeling van fijnstof, NO en NO₂. Daartoe zal het model eerst gevalideerd worden aan de hand van de meetgegevens. Dit rapport volgt op een eerdere validatie studie, Janssen et al. [4], meetcampagne uitgevoerd door ECN langs de A50 ter hoogte van Vaassen, zomer 2006.

Validatiestudie

Voor de validatie zijn een aantal dagen en nachten gekozen waarbij de wind binnen een marge van tien graden loodrecht op de vegetatie staat, en waar de windsnelheid weinig varieert gedurende enkele uren en vooral waar de stabiliteitsklasse van de atmosferische grenslaag constant blijft. In deze studie is gepoogd het effect van de stabiliteit op de invloed van de vegetatie te analyseren. Dit kan als vernieuwend bestempeld worden in de zin dat in de meeste CFD-luchtkwaliteitanalyses het gebruikelijk is enkel met een neutrale atmosferische grenslaag te rekenen. Ook de meeste windtunnelmodellen zijn gebaseerd op een neutrale stratificatie. In Envi-met is het mogelijk andere types grenslagen te modelleren dankzij de koppeling met het bodem model en het stralingsmodel.

Toch gebiedt het ons hier te vermelden dat hier eerder weinig onderzoek naar gevoerd is en deze methode zich nog in een eerder experimentele fase bevindt. Voor de geselecteerde dagen varieert de stabiliteit tussen neutraal en licht tot middelmatig instabiel, voor de geselecteerde nachten tussen neutraal en stabiel. De gepresenteerde resultaten gelden enkel voor de dennenbomen. Enerzijds omdat in de vorige validatiestudie gekeken is naar loofbomen, anderzijds omdat voor de dennenbomen gedurende de hele meetperiode de dennen het gezond bleken.

Uit de validatie met het Envi-met-model blijkt dat wat het windveld betreft, het effect van de barrière onder de meeste omstandigheden goed gemodelleerd wordt. Voor de nachten geldt dat de windverlaging soms iets minder sterk gerepresenteerd wordt dan de metingen aangeven. Uit de vergelijking met de meetresultaten blijkt wel dat een hogere bladerdichtheid (leaf area density, LAD) dan de gemeten LAD (~0.4 m²/m³) zoals beschreven in het verslag een iets betere mach geeft wat de snelheidsprofielen betreft.

Wat betreft de validatie PM₁₀ wordt een andere methodologie gebruikt dan voor de meetcampagne. Envi-met berekent de lokale massa concentratie droog aërosol zoals gebruikelijk wat betreft rapportage en normering. Gemeten is het natte aërosol. Dit geeft wat massa betreft een orde grootte verschil. De relatie

droog / nat aërosol is een functie afhankelijk van de luchtvochtigheid zoals elders beschreven in dit verslag. Echter om te kunnen vergelijken met de modelresultaten werden de gemeten waarden geschaald op basis van de gemeten en gemodelleerde concentraties op de hoogste punten van de masten. Ook na schaling zit er een zoals verwacht een grote spreiding op de metingen. De modelresultaten vallen binnen deze spreiding en de gemodelleerde profielen volgen relatief goed de gemeten profielen. Ook hier presteren de gemodelleerde dagen iets beter dan de nachten. Al moet met hier wel de bedenking maken dat gedurende de nachten de emissies nagenoeg nihil zijn en de profielen dus nagenoeg vlak zijn.

Voor de validatie van de NO en NO₂ zijn de gemodelleerde profielen vergeleken met de gemeten waarden zonder schaling van de concentraties. Om een goede match te hebben, moet het model niet enkel correct de spreiding door transport met de wind en diffuse menging door turbulentie representeren, maar moeten ook de achtergrondconcentraties en verkeersemisies goed afgeschat worden. Verkeersemisies zijn voor dit soort van gedetailleerde validatie oefeningen altijd een bron van onzekerheid omwille van de brede variatie in type voertuigen, rijomstandigheden en verkeersstromen. De achtergrondconcentraties NO_x en ozon zijn bepaald aan de hand van de meest nabij gelegen meetstations van het landelijke meetnet omwille van het feit dat geen lokale achtergrondmetingen voor handen waren.

Uit de berekeningen blijkt dat zelfs de hoogste meetpunten van alle masten in meer of mindere mate beïnvloed kunnen worden door de lokale verkeersemisies. Voor ozon zijn eveneens geen lokale metingen beschikbaar voor de gemodelleerde dagen. De hoeveelheid aanwezige ozon bepaald de mate waarin NO-emisies omgezet worden naar het schadelijke NO₂. Bovendien blijkt uit de metingen dat er systematische verschillen zitten op de verschillende meetmasten. Desondanks deze onzekerheden worden zowel voor NO als voor NO₂ de profielen redelijk goed benaderd. Daar waar in het voorgaande project er nog de trend was NO₂ systematisch te onderschatten, blijkt dit hier niet meer het geval te zijn, hoogst waarschijnlijk door het gebruik van geüpdate emissiefactoren.

Zowel voor NO_x als voor PM merkt men voor de gemodelleerde profielen ter hoogte van de vangrail in het algemeen een sterkere verticale gradiënt en lokaal hogere piek. Dit heeft te maken met de hoge verticale resolutie in combinatie met het ontbreken van verkeersgeïnduceerde turbulentie. Gedeeltelijk wordt dit ondervangen door initieel de lijnbronnen op een hogere hoogte te leggen dan de werkelijke uitlaathoogte. Echter, momenteel is het niet mogelijk om de bron verticaal te verdelen om zo te compenseren voor de bijna ogenblikkelijke verticale spreiding als gevolg van de hoge snelheid van het verkeer. In de toekomst zal het model hiervoor aangepast worden. Dit is voornamelijk een zeer lokaal effect en heeft weinig invloed verder weg van de bron.

Effecten van de vegetatie

Zoals algemeen bekend wordt het effect van de vegetatie op de lokale luchtkwaliteit bepaald door drie tegenwerkende factoren:

- Barrière-effect zorgt voor een verlaging van de lokale windsnelheid voor de vegetatie ter hoogte van de weg. Door de vermindering van de ventilatie ter hoogte van de lokale bron zal de concentratie stijgen, zowel voor, maar ook achter de vegetatie.
- Filtering door de vegetatie door depositie van stof en opname van gasvormige componenten door de stomata.
- Extra turbulentie gegenereerd door de vegetatie zorgt voor betere verticale menging met schonere lucht uit de hogere luchtlag en dus een voor verlaging van de concentraties op laag niveau.

Afhankelijk van welk effect dominant is kan vegetatie lokaal leiden tot een verlaging of verhoging van de verkeersgerelateerde concentraties.

Wat betreft depositie blijkt de bijdrage van de vegetatie minimaal te zijn, zowel voor fijnstof als NO₂. Depositie van fijnstof is afhankelijk van de grootte van de stofdeeltjes. De depositiesnelheid blijkt

minimaal te zijn voor deeltjes tussen de 0.1µm en 2.5µm. De bijdrage van de verkeersgerelateerde fijnstof fractie is hoofdzakelijk PM_{2.5} en kleiner. Zelfs in geval van naaldbomen blijken deze maar een weinig filterend effect te hebben op deze fijne fracties. Een efficiënte filtering zal pas verkregen worden als men grovere fracties zou bekijken dewelke bijvoorbeeld typisch zijn voor landbouw emissies of opwaaiend stof in de nabijheid van overslag locaties.

De overige twee processen zijn bepalend voor het netto effect van vegetatie op de lokale luchtkwaliteit. Beide processen worden bepaald door de porositeit en dimensies van de vegetatie, en meteorologische condities zoals windsnelheid, maar ook het snelheidsprofiel en stabiliteitsklasse. Uit de modelresultaten blijkt dat in geval van een stabielere atmosfeer de verhoging door het barrière effect iets kleiner is en het de extra menging groter. De productie van extra turbulentie heeft in de stabiele atmosfeer een relatief groter effect dan in een turbulente atmosfeer. Deze veronderstelling kon echter niet gevalideerd worden omwille van het ontbreken van turbulente metingen. De validatie van de door het model voorspelde turbulente energie zou zeker een meerwaarde kunnen zijn voor het model en het begrijpen van de effecten.

Algemeen kan men zowel voor NO, NO₂ en PM₁₀ een verhoging voor en na de vegetatie waarnemen. Voor PM is deze verhoging in het algemeen relatief zeer gering. Dit omwille van het feit dat voor PM de wegbijdrage laag is ten opzichte van de hoge achtergrond. Extra verticale menging achter de vegetatie door extra turbulentie zal dan ook relatief weinig effect hebben. Voor NO_x zijn de verhogingen wel significant. De verhoging strekt zich in de meeste situaties tot ver achter de vegetatie. Slechts in een beperkt aantal gevallen, meestal lage windsnelheid en stabiele atmosfeer is een zone met een lokale verlaging van enkele procenten waarneembaar.

Dit strookt niet met de eerdere bevindingen in de model analyse van de meetcampagne te Vaassen, Janssen et al. [4]. Hier zijn een aantal factoren die een bepalende rol kunnen spelen. Mogelijk dat door het expliciet meenemen van de stabiliteitsklassen dit de resultaten beïnvloeden, doch lijkt het erg onwaarschijnlijk dat dit de berekeningen zo sterk zou beïnvloeden, temeer er in het verslag duidelijk aangetoond werd dat op zijn minst voor NO en NO₂ de profielen in de lijn van de metingen lagen.

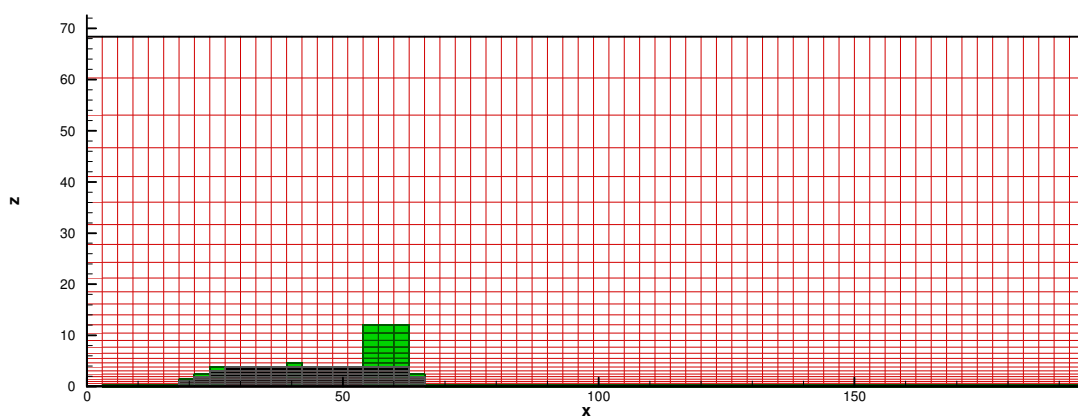
Een ander mogelijk effect is het feit dat de snelweg en vegetatie zich hier op een verhoogde berm bevinden. De verhoging van de snelweg op zich zorgt voor een positief effect op de lokale luchtkwaliteit: enerzijds door een verhoogde windsnelheid ter hoogte van de emissies, anderzijds door de extra turbulentie achter de berm. Beide zorgen voor een extra verdunning. Door het plaatsen van een vegetatiestrook op de verhoging zal mogelijk een deel van de extra verdunning teniet gedaan worden. Ten slotte en waarschijnlijk het meest dominante verschil zit hem in het verschil in bladdichtheid en geometrie van de vegetatie. Niet alleen was de vegetatie te Vaassen hoger en breder, ook de LAD verschilt sterk tussen de twee vegetatie stroken. Voor de berekeningen van Vaassen werd uiteindelijk een LAD van maximaal 1.4 m²/m³ gebruikt. Bovendien varieerde deze sterk met de hoogte en was de onderste begroeiing veel minder dicht. De LAD was niet rechtstreeks gemeten maar werd door de modelleerders proefondervindelijk bepaald door het snelheidsprofiel te vergelijken met de metingen. De poreuze ondergroei zorgt niet enkel voor een lager barrière effect, maar ook voor extra turbulente op lage hoogte, terwijl de uniforme dichtheid van de dennen enkel voor extra turbulente zorgt ter hoogte van de boomtoppen. De vergelijking van beide studies toont aan hoe gevoelig de locale effecten kunnen zijn voor het geometrie van de vegetatie.

3.2 3D-grid

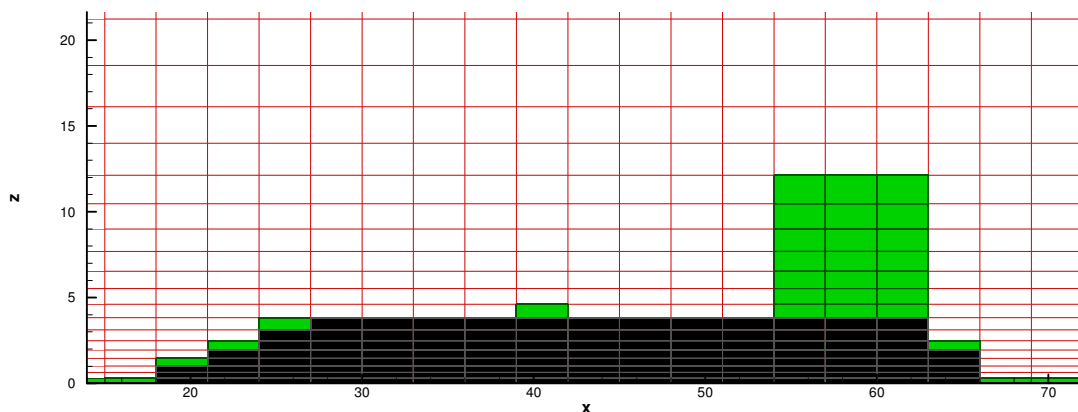
Zoals voor elk CFD-model geldt, hangt de kwaliteit van de analyse sterk af van de keuze van het 3D-grid. Niet alleen de ruimtelijke en temporale resolutie van grid en tijdsintegratie, maar ook de keuze van de grootte van het domein en opgelegde randvoorwaarden kunnen een invloed hebben op de kwaliteit. Echter een hoge resolutie in combinatie met een groot modeldomein impliceert een lange rekentijd en hoge CPU-capaciteit. Voor de modelleerder komt het erop aan een evenwicht te vinden tussen resolutie – dimensies en CPU-vereisten. In eerste instantie zullen we ons beperken tot die meteorologische situaties waarbij de wind loodrecht staat ten opzichte van de weg en vegetatie. Dit heeft het voordeel dat in de lengterichting van de weg we ons kunnen beperken in dimensie en resolutie gezien voor alle variabelen de gradiënten in deze richting klein zullen zijn. Daardoor kunnen we ook extra verfijnen in de richting loodrecht op de weg en ook verticaal.

Figuur 35 tot figuur 37 in bijlage 9 toont het effect van de keuze van het domein op de windsnelheid, NO₂ en PM₁₀. Merk op dat hoewel er geen obstakels zijn links van de weg - wind komt in de volgende plots altijd van links - het domein hier toch voldoende groot gekozen moet worden opdat een geconvergeerde oplossing gevonden kan worden. De volgende figuren tonen het effect van de resolutie op het windveld en de concentraties NO₂ en PM₁₀. De horizontale resolutie varieert van 4 tot 1 meter. Merk op dat de verschillen hier nog nauwelijks waarneembaar zijn. De oplossing is dus reeds geconvergeerd naar een grid-onafhankelijke stabiele oplossing. Voor de verdere modelberekeningen zal een horizontale resolutie van 3 meter in de x-richting en 4 meter in de y-richting gebruikt worden. Omwille van sterkere gradiënten in verticale richting is een hogere resolutie in deze richting noodzakelijk. Dit is een variërende resolutie met voor de fijnste cellen op de onderste rij een resolutie van 0.3 meter, waarna deze systematisch met 10% toeneemt. Het grid telt 65 x 65 x 28 elementen en bestrijkt daarmee een totale oppervlakte van 195 bij 260 meter en een hoogte van 68 meter. *Figuur 3.2.1* geeft de dwarsdoorsnede van het grid en *Figuur 3.2.2* geeft een detailplot van het mesh rond de verhoogde weginrichting met de vegetatie.

Initieel werd een gemiddelde bladerdichtheid of *leaf area density* (LAD) gebruikt van 0.5 m²/m³, zoals experimenteel bepaald, zie elders in dit verslag. Echter bij het valideren van de windprofielen van de masten aan de vangrail en de 20 meter masten, bleek dat bij deze LAD het effect op het windveld onderschat werd. Vergeleken met literatuur is 0.5 m²/m³ aan de lage kant. Gezien de onzekerheid van de LAD meting is de LAD in het model verhoogd tot 1.2 m²/m³ hetgeen voor het model een realistischere waarde bleek te zijn.



Figuur 3.2.1: Dwarsprofiel van het grid



Figuur 3.2.2: Detail van het grid ter hoogte van de weginrichting

Effect van de verhoogde weginrichting

Voor een volledige analyse van de meetcampagne aangevat kan worden, lijkt het zinvol om een inschatting te maken van het effect van de verhoogde weginrichting op de te bestuderen parameters. Er wordt immers verwacht dat de verhoogde talud (~4m) t.o.v. het maaiveld een niet verwaarloosbaar effect zal hebben op het windveld en bijgevolg ook op de verspreiding van deeltjes en gassen. Uiteraard zal dit effect niet uit de meetreeksen zelf kunnen destilleren en zal dit intrinsiek met de data verbonden zijn. Met behulp van het Envi-met model kan wel gepoogd worden een inschatting te maken van deze invloed.

Figuur 41 tot figuur 44 in bijlage 9 geven het effect van de verhoogde weginrichting op het windveld, de turbulentie en de concentraties NO_2 en PM_{10} . Zoals verwacht toont figuur 41 duidelijk een verhoogde snelheid vlak boven het wegoppervlak ten gevolge van de weginrichting. Deze snelheidsverhoging zorgt voor een extra ventilatie ter plekke van de emissiebronnen en bijgevolg een lagere concentratie PM_{10} in het maaiveld achter de talud. Voor NO_2 is voor deze meteorologische condities minder effect van de talud waarneembaar. De talud zorgt immers ook voor extra turbulentie. Door meer menging zal er meer ozon kunnen reageren met NO en NO_2 vormen en het positieve effect van de extra ventilatie gedeeltelijk opheffen. Meer onderzoek zal moeten aantonen hoe gevoelig dit proces is voor verschillende meteorologische omstandigheden.

Meest opvallend is de verandering van turbulente kinetische energie ten gevolge van de aanwezigheid van vegetatie zoals aangetoond in figuur 42. Het is duidelijk de vegetatie op de talud een sterkere invloed heeft op de turbulente energie dan de vegetatie naast de gelijk grondse weginrichting. Gezien de turbulente diffusie van gassen en PM sterk bepaald wordt door de turbulente energie is het niet ondenkbaar dat de gemeten effecten mogelijks afwijken van eerder gemeten vegetatieve effecten op andere meetlocaties. Figuur 43 toont aan dat de vegetatie op het talud mogelijks een verhoging van NO_2 concentraties achter de vegetatie kan veroorzaken als gevolg van de chemische reactie van door het verkeer geëmitteerd NO en ozon achtergrondconcentraties. Merk op dat achter de vegetatie een grotere windluwe zone ontstaat. Door gebrek aan ventilatie in deze zone is er meer tijd voor NO om te reageren met O_3 en NO_2 te vormen.

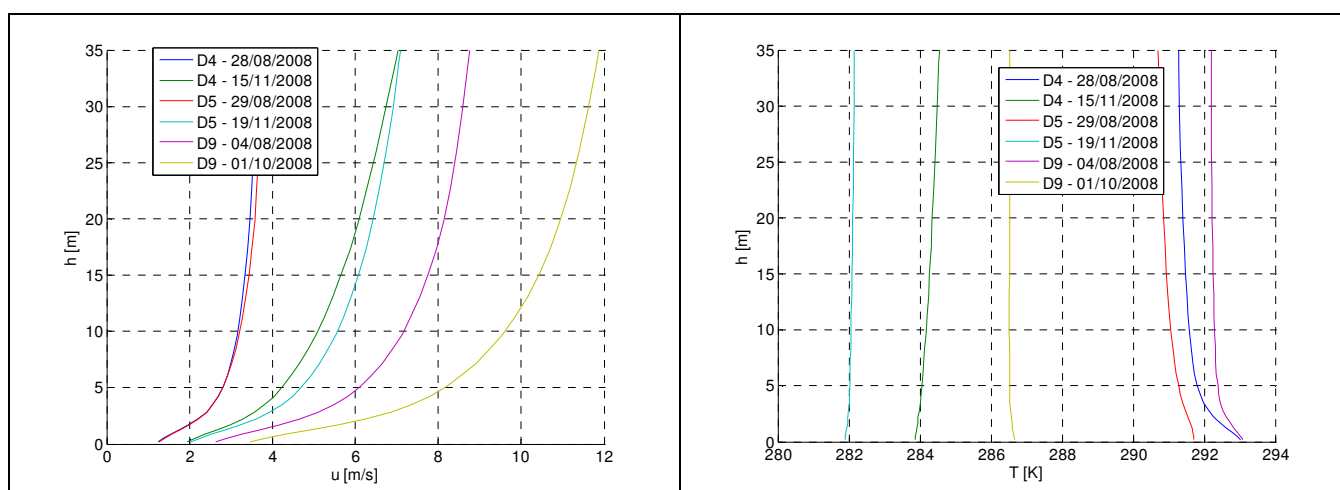
Meteorologische randvoorwaarden

Op basis van de meetgegevens en meteorologische data afkomstig van de naburige meteomast te Haarweg, werden een aantal dagen gekozen om te modelleren, zie ook eerder in het verslag. De Haarweg data bevat informatie wat betreft windsnelheden, bewolgingsgraad, luchtvochtigheid en straling. Op basis van deze gegevens kan de frictiesnelheid, sensible heat flux, Monin Obukhov lengte en Pasquill klasse bepaald worden. Op basis van deze gegevens werd voor elke uur een snelheids en temperatuurprofiel berekend dat rechtstreeks als Dirichlet randvoorwaarden op de instroomrand opgelegd worden. Deze aanpak verschilt van de eerdere validatie oefening met Envi-met binnen het IPL-project, Janssen et al. [1], waar bij gebrek aan deze gedetailleerde gegevens HIRLAM-model data geëxtrapoleerd werd op bases van een logaritmisch profiel en dus quasi neutrale stabiliteit. Merk op dat wat betreft CFD luchtkwaliteit modellering en wind tunnel modellering in het algemeen enkel met neutrale atmosferische grenslagen gerekend wordt. In Envi-met is het mogelijk andere stabiliteitsklassen te berekenen omdat het CFD-model gekoppeld is met een bodem- en stralingsmodel. Op deze manier kan onderzocht worden of de atmosferische stabiliteit bepalend is voor het effect van vegetatie.

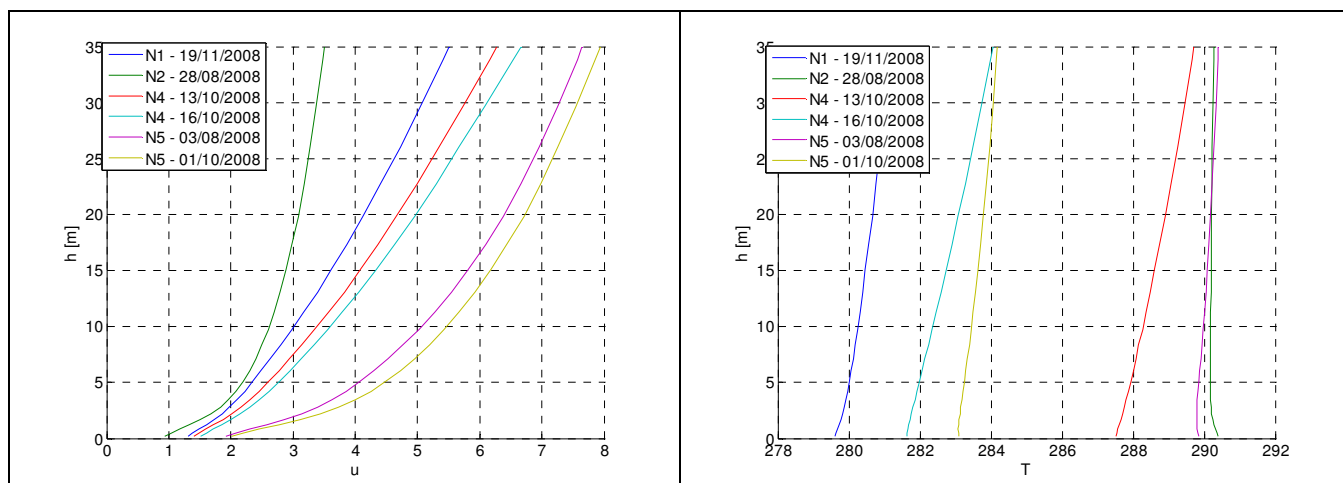
De selectie van de dagen gebeurde op basis van de beschikbaarheid van de data en gemiddelde meteorologische condities. Uit de totale meetcampagne zijn een aantal dagen geselecteerd waarvoor de windsnelheid gedurende enkele uren min of meer loodrecht op de A50 stond binnen een marge van 10 graden. Ook werd er gekeken of de windsnelheid en de stabiliteit weinig varieerde en de stabiliteitsklasse van de atmosfeer gelijk bleef. Uiteindelijk zijn er zes dagen en nachten geselecteerd om te modelleren en te vergelijken met de beschikbare meetgegevens. *Tabel 3.2.1* geeft de gemiddelde meteorologische condities voor de geselecteerde dagen. *Figuur 3.2.3* en *Figuur 3.2.4* geven het daggemiddelde van de opgelegde randvoorwaarden voor het snelheidsprofiel en de het temperatuurprofiel voor de geselecteerde dagen op basis van de gegevens in *Tabel 3.2.1*. Voor alle geselecteerde dagen zijn meetgegevens beschikbaar op de referentielijn en voor en achter de dennen. In *Tabel 3.2.1* staan ook de daggemiddelde achtergrond concentraties vermeld. Bij gebrek aan locale achtergrond concentraties zijn deze bepaald aan de hand van de dichtstbijzijnde meetstations van het landelijke meetnet. Deze data bevat echter te weinig gegevens om op nauwkeurig uurgemiddelde achtergrondconcentraties te kunnen extrapoleren. Om die reden worden de achtergrondconcentraties constant verondersteld gedurende de dag, dat niet echt realistisch is.

Tabel 3.2.1: Gemiddelde meteorologisch condities en achtergrondconcentraties voor de geselecteerde dagen en nachten

Datum	Temperatuur K	Relatieve luchtvochtigheid %	Windsnelheid op 10 m m/s	Bewolgings fractie	Pasquille klasse	NO	NO ₂	O ₃	PM ₁₀
						μg/m ³	μg/m ³	μg/m ³	μg/m ³
D4 28/08/2008	295.17	93.16	3.46	0.99	B-C	5.79	22.75	15.61	30.73
D4 15/11/2008	284.26	97.51	5.09	1.00	D	1.39	17.65	27.39	24.34
D5 29/08/2008	294.84	95.00	3.33	0.76	B-D	4.38	19.52	21.67	30.31
D5 19/11/2008	282.42	96.74	5.67	0.80	D	5.00	31.87	16.34	23.92
D9 4/08/2008	295.10	76.85	7.15	0.33	D	1.35	7.50	45.01	17.13
D9 1/10/2008	287.14	90.20	8.60	0.82	D	0.97	10.99	39.58	13.51
N1 19/11/2008	279.85	96.69	3.09		E	5.00	31.87	16.34	23.92
N2 28/08/2008	293.87	95.37	2.44	1.00	D-E	5.79	22.75	15.61	30.73
N4 13/10/2008	290.69	98.10	3.26	0.76	E	7.32	27.62	19.95	32.69
N4 16/10/2008	283.43	96.26	3.56		E-F	1.91	17.37	27.01	18.85
N5 3/08/2008	291.03	97.60	5.20	1.00	D	0.92	8.04	38.36	18.29
N5 1/10/2008	284.66	93.83	5.78		D	0.97	10.99	39.58	13.51



Figuur 3.2.3: Gemiddelde randvoorwaarde voor de geselecteerde dagen: windprofiel (links) en temperatuurprofiel (rechts)



Figuur 3.2.4: Gemiddelde randvoorwaarde voor de geselecteerde nachten: windprofiel (links) en temperatuursprofiel (rechts)

Verkeersemisseries

Gezien het verkeer de enige directe bron van luchtverontreiniging op de proeflocatie is, is de correcte inschatting van deze verkeersemisseries zeer belangrijk.

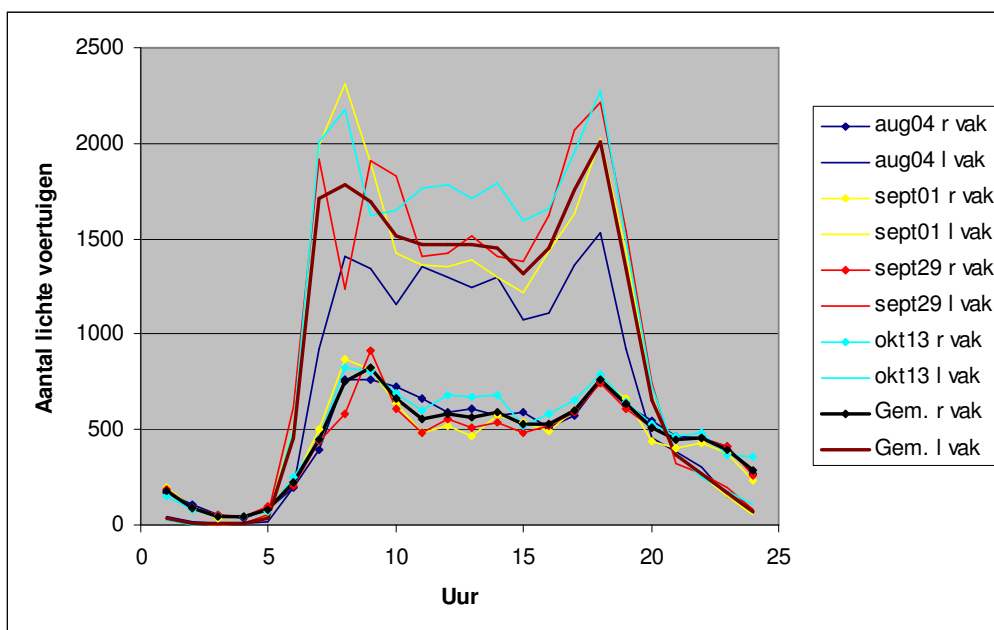
Hiervoor is er gebruikt gemaakt enerzijds van gegevens van Rijkswaterstaat, namelijk de resultaten van de tellingen uitgevoerd op de A50 aan de meetpost “Meilanden” gelegen juist ten noorden van de proeflocatie en anderzijds van de in Nederland gestandaardiseerde emissiefactoren van VROM voor 2008. Deze laatste worden samengevat in *Tabel 3.2.2*.

De meetpost “Meilanden” geeft, per minuut, tellingen voor licht, middelzwaar en zwaar verkeer op 5 rijvakken, 2 in de richting van Arnhem en 3 in de richting van Nijmegen. Het derde rijvak richting Nijmegen betreft de uitvoegstrook voor de aansluiting met de A15. De per minuten gemeten voertuigvolumes worden teruggebracht naar uurlijkse gegevens en de uitstoot van het wegverkeer wordt per rijvak omgerekend naar emissies per lengte eenheid.

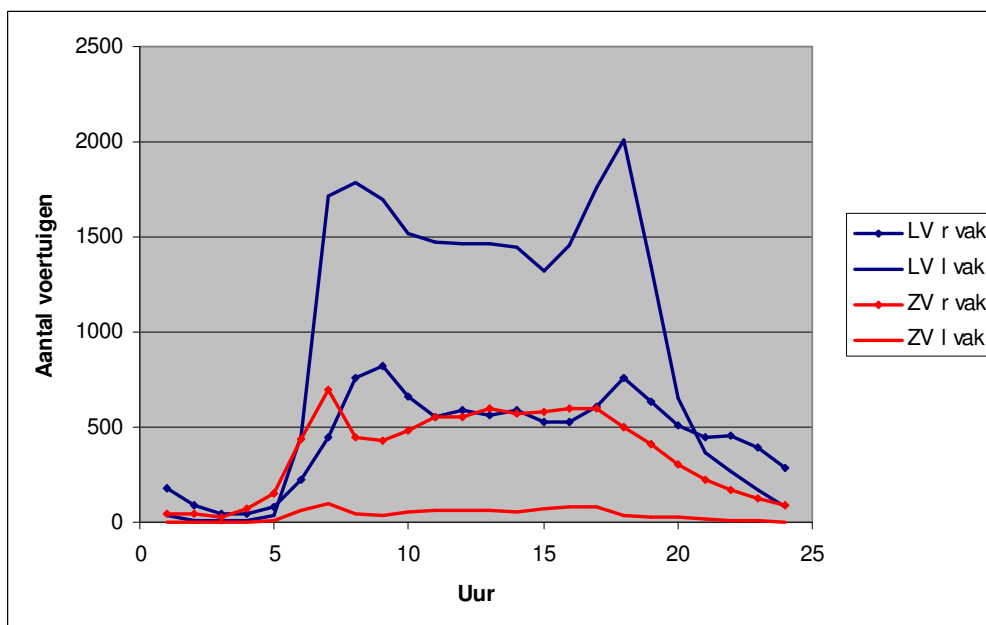
Ter illustratie worden in *Figuur 3.2.5* enkele verkeersintensiteiten op een aantal dagen tijdens de meetcampagne weergegeven. Uit analyse van de verkeersintensiteiten blijkt dat de verkeersintensiteit in beide richtingen vergelijkbaar is en hoewel de verkeersintensiteit per dag varieert, de tijdsprofielen gegroepeerd kunnen worden voor 4 dagtypes: werkdagen (maandag tot en met donderdag), vrijdagen, zaterdagen en zondagen.

Tabel 3.2.2: Emissiefactoren voor NO_x, PM₁₀ en NO₂ voor verschillende snelheden en verschillende type wegverkeer op snelwegen met vrije doorstroming. Bron: VROM

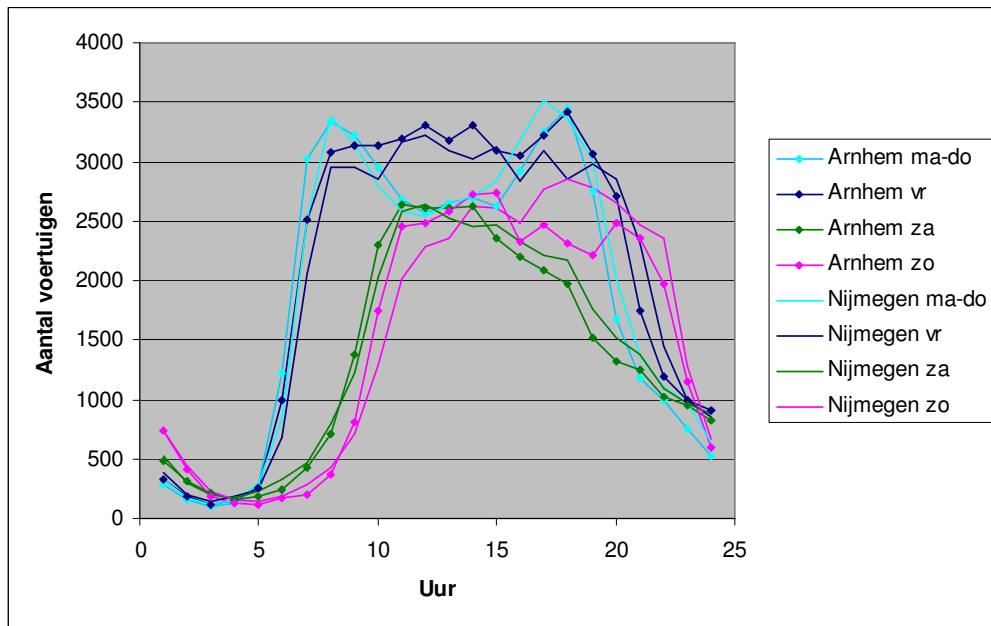
Snelheid	80+SH	80	100	120
Licht verkeer				
NO _x in NO ₂ -equivalenten (g/km)	0.229	0.257	0.304	0.411
PM ₁₀ (g/km)	0.034	0.039	0.043	0.048
NO ₂ (in g/km)	0.063	0.074	0.093	0.134
Middelzwaar verkeer				
NO _x in NO ₂ -equivalenten (g/km)	4.64	4.64	4.64	4.64
PM ₁₀ (g/km)	0.200	0.200	0.200	0.200
NO ₂ (in g/km)	0.314	0.314	0.314	0.314
Zwaar verkeer				
NO _x in NO ₂ -equivalenten (g/km)	5.07	5.07	5.07	5.07
PM ₁₀ (g/km)	0.187	0.187	0.187	0.187
NO ₂ (in g/km)	0.344	0.344	0.344	0.344



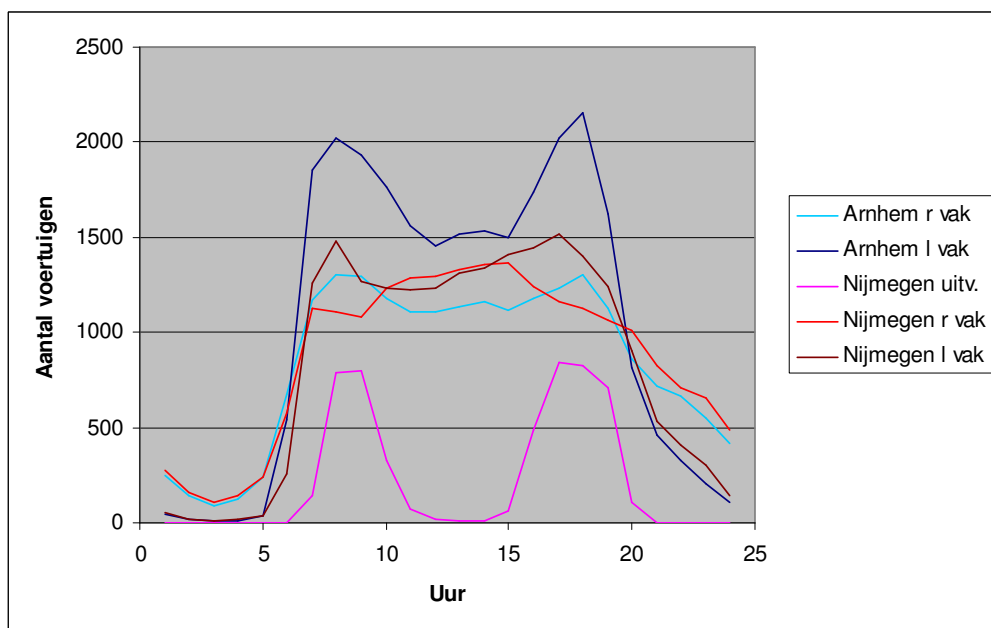
Figuur 3.2.5: Aantal lichte voertuigen per rijvak (linker en rechter rijvak, l en r vak) richting Arnhem op verschillende maandagen in functie van het uur van de dag (Gem. gemiddeld aantal)



Figuur 3.2.6: Gemiddeld aantal lichte (LV) en zware voertuigen (ZV) per rijvak (linker en rechter rijvak, l en r vak) richting Arnhem op een maandag in functie van het uur van de dag



Figuur 3.2.7: Gemiddeld totaal verkeer in beide richtingen in functie van het dagtype (ma-do: gemiddelde op gewone werkdagen, van maandag tot en met donderdag)



Figuur 3.2.8: Spreiding per rijvak (linker en rechter rijvak en uitvoegstrook, l vak, r vak en uitv.) van het gemiddeld totaal verkeer op een gewone werkdag (maandag tot en met donderdag)

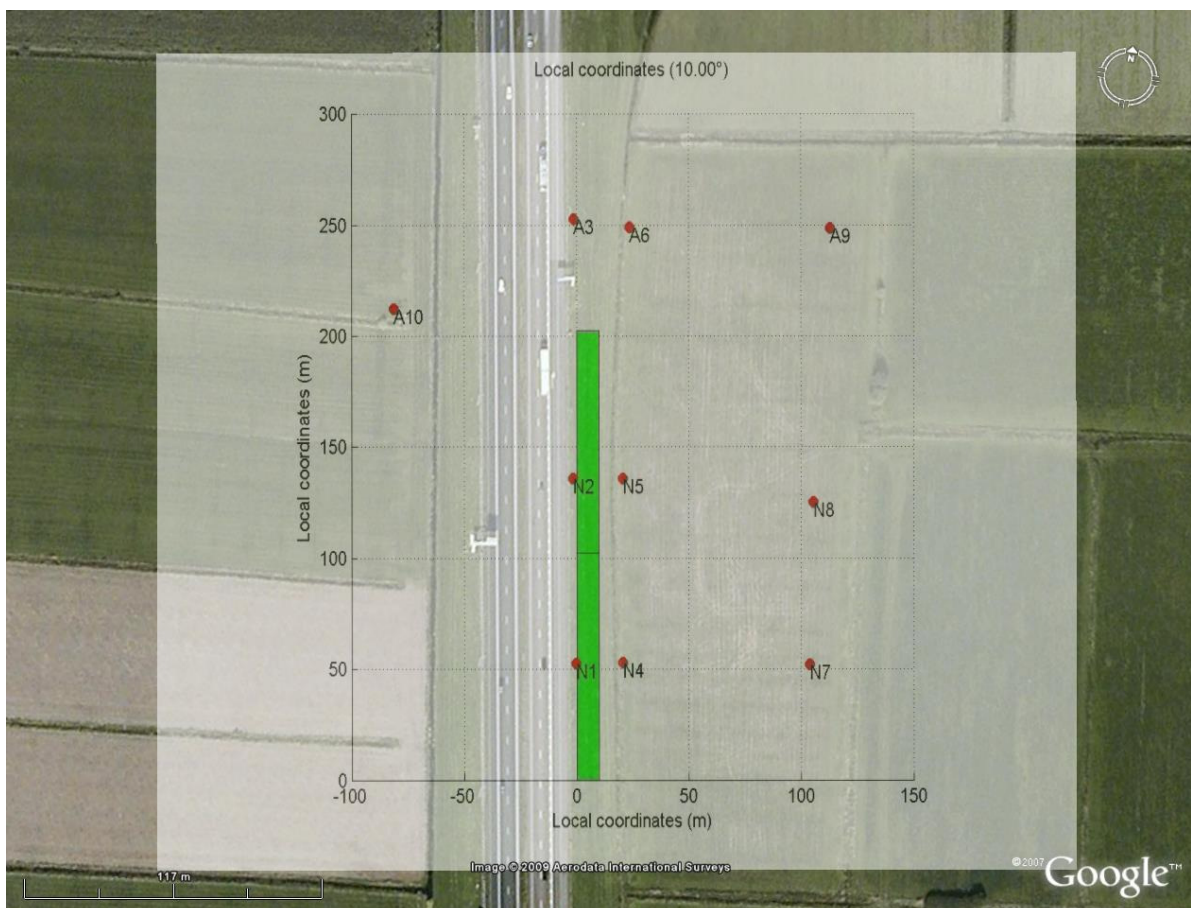
Aangezien VROM geen onderscheid maakt tussen de fijne ($PM_{2.5}$) en grove ($PM_{10-2.5}$) fractie van de fijnstof emissies, worden de PM emissies in de twee grootte fracties verdeeld op basis van de verdeelsleutel gedestilleerd uit de COPERT IV methodologie (EMEP/CORINAIR [6] en [7], Sleuwaert et al. [8]).

Algemeen wordt er vanuit gegaan dat de directe fijnstof emissies via uitlaat van het wegverkeer zich in de $PM_{2.5}$ -fractie bevinden. Anderzijds moeten de niet-uitlaat emissies ten gevolge van slijtage van remmen, banden en wegdek en door reesuspensie meer aan de grove fractie toegekend worden. Het

aandeel van deze niet-uitlaat emissies kan sterk variëren in tijd en ruimte. De gebruikte verdeelsleutel is gebaseerd op de resultaten van een berekening volgens de COPERT IV methodologie voor een vergelijkbaar wegsegment (autosnelweg) en een vergelijkbare verkeerssamenstelling. De gebruikte verdeelsleutel is afhankelijk van het type voertuig, namelijk 88% $PM_{2.5}$ voor lichte voertuigen en 94% $PM_{2.5}$ voor zware voertuigen.

3.3 Validatie van de modelresultaten

Om de modelresultaten te kunnen vergelijken met de beschikbare metingen wordt per gemodelleerde periode, dag of nacht, de gemiddelde verticale snelheids- en concentratieprofielen berekend op de locaties van de verschillende meetmasten. De gemiddelde profielen worden vergeleken met de metingen op de masten. De groene lijnen representeren de gemodelleerde profielen op de masten voor en achter de dennen (N1 – N4 – N7). De metingen op deze masten zijn eveneens in het groen weergegeven met de standaard deviatie. De rode lijnen en metingen representeren de masten in het open veld (A3 – A7 – A9). Zie ook figuur 3.3.1 voor de locatie en nummering van de meetmasten.



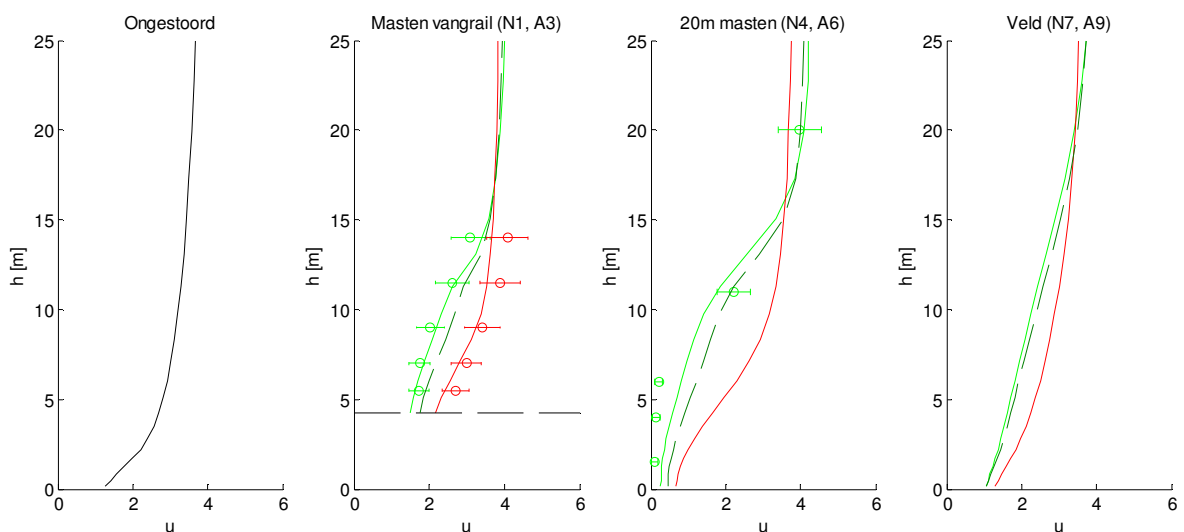
Figuur 3.3.1: Positie van de meetmasten

Windsnelheid

Figuur 3.3.2 geeft de gemiddelde gemodelleerde snelheidsprofielen op de locaties van de masten samen met de beschikbare metingen voor D5 – 29/08/2008. De eerste grafiek geeft het profiel zoals

gemodelleerd op locatie meetmast Wageningen (A10). Indien de randvoorwaarden goed gesteld zijn dient deze overeen te komen met het profiel zoals gegeven in *Figuur 3.2.3*. De volgende plots geven achtereenvolgens de modelresultaten en metingen ter hoogte van de verschillende meetmasten: masten langs de vangrail (N1 en A3), 20 meter masten benden de talud (N4 en A6) en de meetlocaties in het veld (N7 en A9) op ongeveer 100 meter achter de snelweg. Merk op dat de masten N1 en A3 zich op de verhoogde weginrichting bevinden. De coördinaten zijn absolute coördinaten, vandaar dat deze profielen pas beginnen op vier meter hoogte. Voor alle gemodelleerde dagen zijn meetgegevens beschikbaar voor beide masten langs de vangrail (N1 en A3) en voor de 20 meter mast achter de dennen (A6).

In dezelfde plots zijn zowel de modelresultaten met originele LAD $0.5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (groene volle lijn) als met verhoogde LAD $1.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (onderbroken donker groene lijn). Merk op dat zelfs met meer dan een verdubbeling van de LAD het effect op de snelheidsprofielen zelfs in de nabijheid van de vegetatie relatief klein is. Door het verhogen van de LAD valt het snelheidsprofiel vlak voor de dennen nagenoeg samen met het gemeten profiel op mast N1.



Figuur 3.3.2: Effect van de LAD op het snelheidsprofiel (rood: referentie, volle groene lijn: LAD $0.5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ - onderbroken donker groene lijn: LAD $1.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$)

De snelheidsprofielen voor de overige dagen zijn vergeleken in bijlage 9, figuur 45 tot figuur 56. In het algemeen is er een goede overeenkomst tussen de gemodelleerde profielen en de meetresultaten. Voor een aantal nachten worden zowel de profielen voor de masten langs de referentie lijn (A3 – A6 – A9) als voor de masten voor en na de vegetatie lijn licht overschat. Mogelijk dat het initiële snelheidsprofiel, gebaseerd op de meteorologische meetmast het lokale windprofiel licht overschat. Het profiel ter hoogte van de laatste mast in het open veld convergeert naar het opgelegde profiel op de instroomrand. Hetgeen men theoretisch mag verwachten indien de randvoorwaarden goed gesteld zijn, maar wat mathematisch niet altijd evident is gezien de complexiteit van de atmosferische grenslaag.

PM-concentraties

Zoals eerder beschreven zijn de concentraties PM gemeten als natte aerosol massa. Dit wijkt af van conventionele meetmethoden en modellen en dus ook van het Envi-met-model. Daarom zijn de metingen niet rechtstreeks vergelijkbaar met de modelresultaten. Zoals ook beschreven in dit document en onderzocht tijdens deze studie kan men de natte en droge aerosolmassa's correleren op basis van de luchtvochtigheid. Echter, om de metingen met het model te vergelijken zullen hier de meetgegevens geschaald worden op basis van de verhouding tussen de meting en het model op de hoogste meetpunten

van elke mast. Dit gebeurt onder de aanname dat de hoogste metingen van de masten langs de vangrail en de 20 meter masten nauwelijks beïnvloed worden door de verkeersemmissies.

In bijlage 9 worden de modelresultaten vergeleken met de geschaalde profielen. Voor de masten bij de vangrail liggen de modelresultaten in het algemeen binnen de spreiding van de metingen. De gemodelleerde profielen volgen ook vrij goed de gemeten profielen. Voor de 20 meter masten vallen de modelresultaten meestal wel binnen de spreiding op de metingen. De profielen zijn echter niet altijd gelijklopend. Voor de eerste drie dagen voorspelt het model een hogere concentratie op de 20 meter mast achter de dennen terwijl de metingen een afname voorspellen. Voor de andere dagen geven de metingen op verschillende meethoogten verschillende effecten. De gemodelleerde profielen liggen hier tussen de verschillende metingen.

NO / NO₂ -concentraties

In bijlage 9 vindt men de vergelijking van de modelberekeningen voor NO en NO₂ met de beschikbare meetgegevens. De resultaten worden vergeleken met de gemeten waarden zonder de verschillende masten te schalen. Dit betekent dat om een goede overeenkomst te vinden niet enkel het model de spreiding door transport met de wind, de turbulente menging, deposities en chemische reactie goed moet kunnen representeren, maar dat eveneens de emissies en achtergrondconcentraties goed afgeschat moeten worden. Emissies zijn door de grote variatie in type verkeer en motoren, rijcondities en verkeersstromen altijd een grote bron van onzekerheid. Wat betreft de achtergrond concentraties zijn er geen lokale ongestoorde metingen beschikbaar voor de gemodelleerde dagen voor NO, NO₂ of O₃. Bovendien vertonen de meettoestellen systematisch verschillen tussen de verschillende masten waarvoor nog niet gecorrigeerd is. Voor de meeste metingen meet men een lagere concentratie NO en NO₂ voor de dennen. Door het barrière effect mag men ervan uitgaan dat voor de vegetatie de concentraties altijd hoger zullen zijn.

Ondanks deze onzekerheden vallen op de meeste dagen de concentraties binnen de spreiding van de metingen en kan men een gelijklopend profiel vaststellen. Voor een aantal dagen kan men waarnemen dat voor de masten aan de vangrail het model vaak een steilere gradiënt en hoger maxima geeft dan de meting. Dit was ook al in mindere mate waarneembaar voor de PM vergelijkingen. Dit is te wijten aan het ontbreken van verkeersgeïnduceerde turbulentie in combinatie met de hogere verticale resolutie. De verkeersgeïnduceerde turbulentie zorgt voor een quasi instantane verticale menging tot een zekere hoogte. Deels wordt dit reeds ondervangen door de lokale emissiebron hoger te leggen dan de werkelijke uitlaathoogte. Deze hoogte is waarneembaar in de resultaten als de hoogte van de lokale piek. In het model is het echter momenteel niet mogelijk om de emissies te spreiden in de hoogte om zo te compenseren voor de verkeersgeïnduceerde turbulentie.

In de Envi-met-analyse van de ECN meetcampagne te Vaassen, Janssen et al. [1], was nog een systematische onderschatting van de NO₂ concentraties waarneembaar. Dit probleem lijkt hier opgelost te zijn. De verbeterde emissiefactoren dragen hier zeker toe bij. Het is bekend dat nieuwere motoren een hoger percentage NO₂-percentage hebben. Op de dagen dat de NO₂ concentraties onder- of overschat worden volgen de NO concentraties dezelfde trend. Meest waarschijnlijk dat dit hier eerder te wijten is aan de over- / onderschatting van de achtergrondconcentraties.

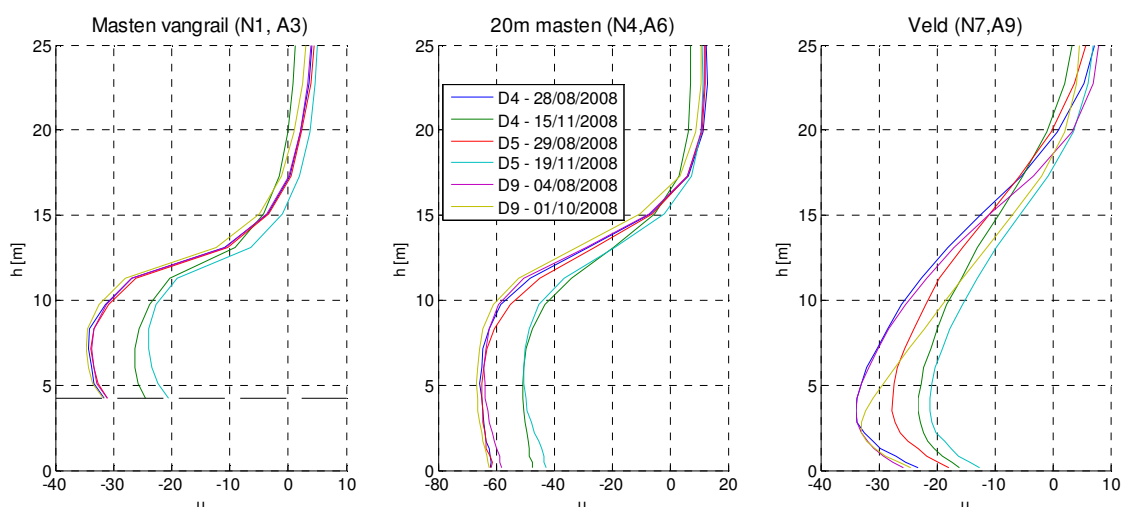
3.4 Analyse van de modelresultaten

In de volgende paragrafen zal het effect van de vegetatie volgens het model op het windveld en de concentraties geanalyseerd worden. De verschilplots geven het relatieve verschil tussen met en zonder vegetatie aanwezig procentueel weer ($\Delta = (\text{veg} - \text{ref})/\text{ref} * 100\%$). Merk op dat deze formulering onder bepaalde omstandigheden tot zeer hoge verhogingen kan leiden, bijvoorbeeld wanneer bij lage achtergrond concentraties de vegetatie de verkeersgerelateerde concentraties opstuwt naar een hoogte waar in het referentie veld de concentraties nagenoeg nihil waren.

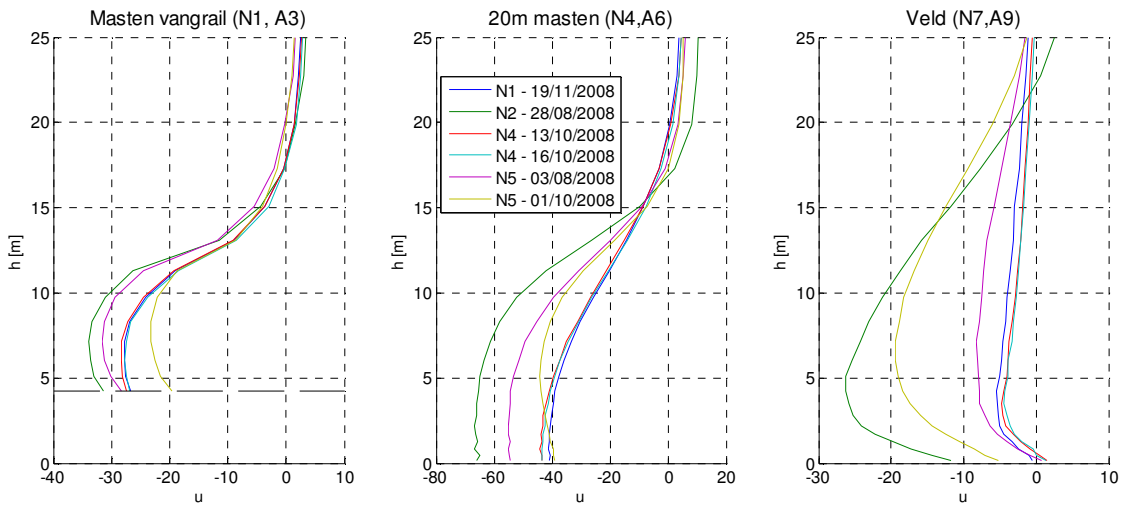
Effect van de vegetatie op het windveld

Figuur 3.4.1 en *Figuur 3.4.2* geven het effect weer van de vegetatie voor de verschillende dagen en nachten ter hoogte van de verschillende masten. Voor de vegetatie vindt men een reductie variërende tussen de 20 en 35% ten gevolge van de aanwezigheid van de vegetatie. Achter de vegetatie vindt men een sterke reductie tot bijna 70%. Op een afstand van meer dan 100 meter is er nog steeds een effect waarneembaar tot meer dan 30%. Voor de gemodelleerde nachten, hoofdzakelijk neutrale en stabiele atmosfeer, lijkt de windsnelheid sneller terug toe te nemen naar zijn oorspronkelijke snelheid.

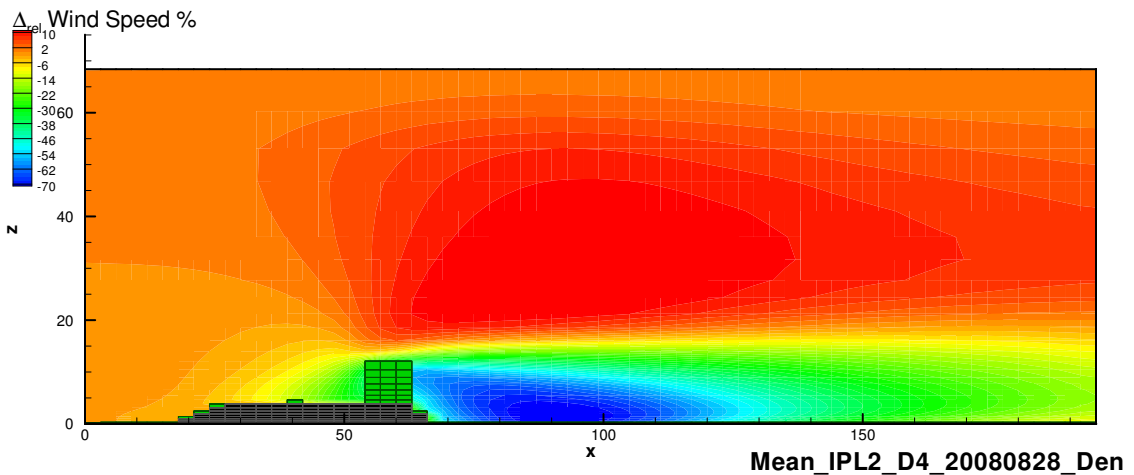
Dit wordt nog duidelijker in *Figuur 9* en *Figuur 10* waar de verschilplots als contourplots weergegeven zijn voor de dag 28/08/2008 en nacht 19/11/2008. Merk bovendien op dat voor beide modelruns de gemiddelde snelheid op tien meter hoogte ongeveer gelijk is.



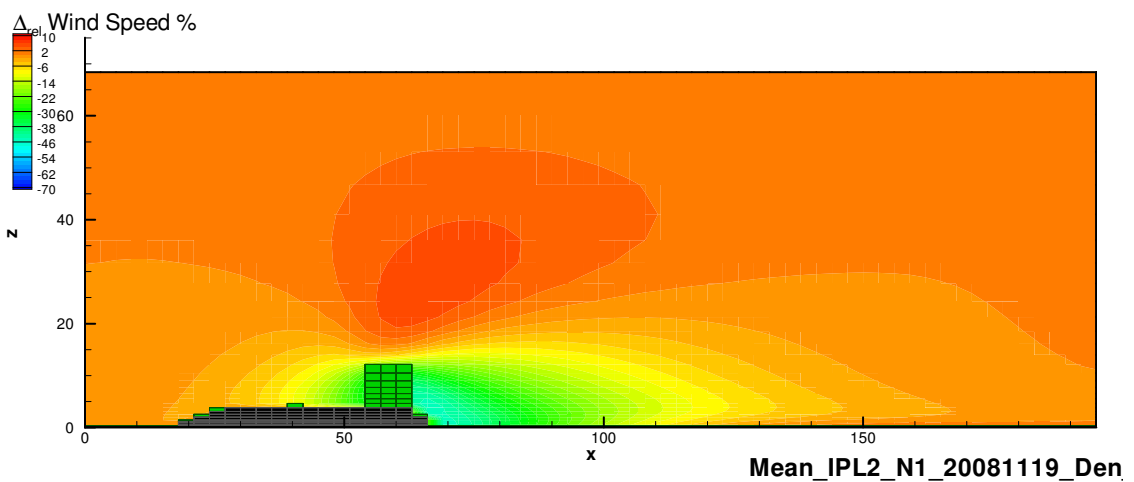
Figuur 3.4.1: Effect van de vegetatie op het windveld, gemodelleerde dagen



Figuur 3.4.2: Effect van de vegetatie op het windveld, gemodelleerde nachten



Figuur 9: Relatief effect vegetatie op het windveld voor D4 28/08/2008

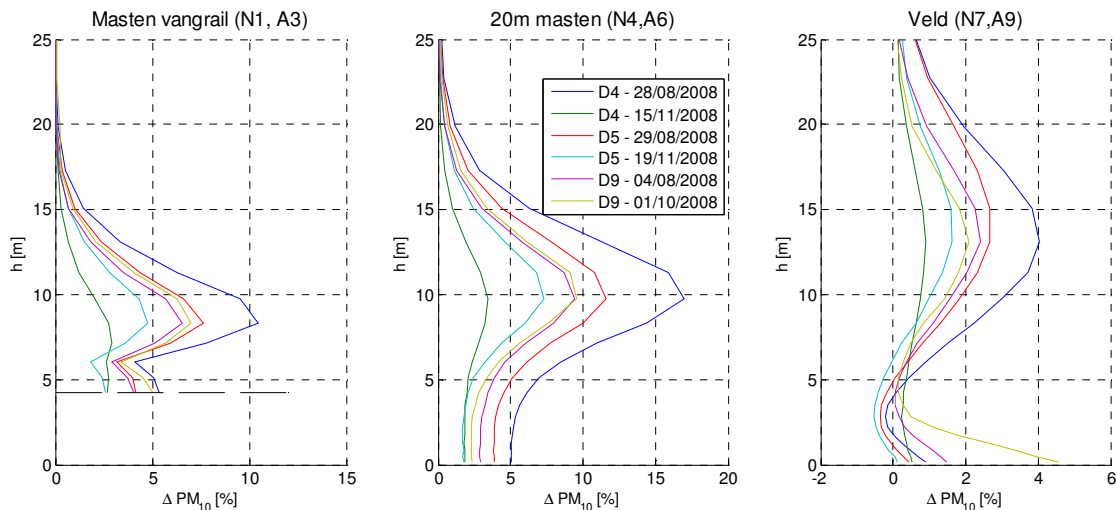


Figuur 10: Relatief effect vegetatie op het windveld voor N1 19/11/2008

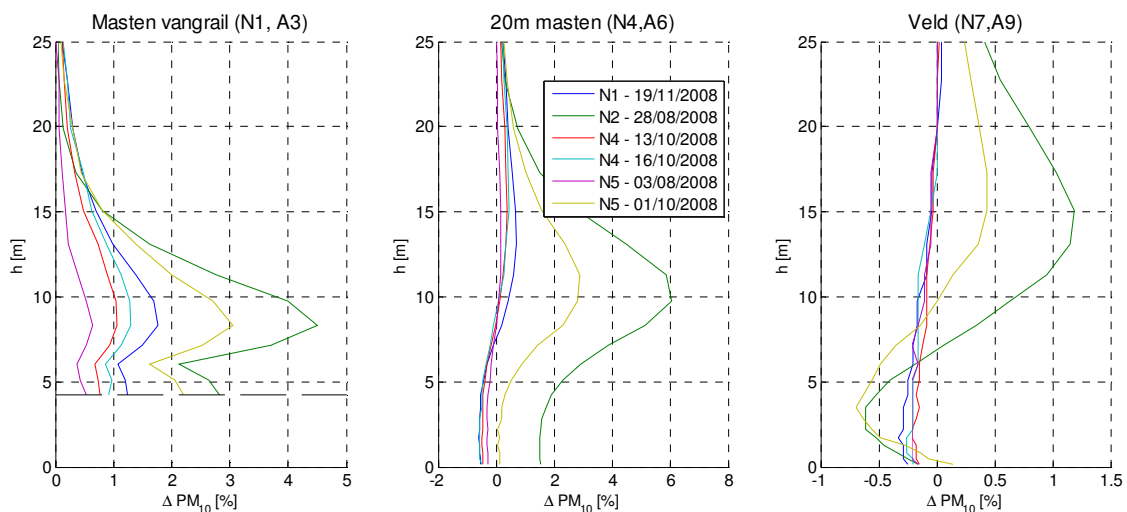
Effect op de fijnstofconcentraties

Analoog aan *Figuur 3.4.1* en *Figuur* geven *Figuur 11* en *Figuur 12* de relatieve effecten weer van de vegetatie op de PM_{10} -concentraties. Merk op dat het relatieve effect mede bepaald wordt door de achtergrondconcentraties. Bovendien is de lokale PM_{10} -bijdrage van het verkeer relatief laag ten opzichte van de achtergrondconcentratie, zeker gedurende de nachten wanneer er weinig tot geen verkeer is. Toch zien we voor de nachten een relatieve verlaging van de concentraties door toedoen van de vegetatie. In alle andere gevallen zien we een significante verhoging zowel voor als na de vegetatie. Toch geeft deze ogenschijnlijke verwaarloosbare afname aan dat in geval van een stabiele atmosfeer de vegetatie een meer positief effect kan hebben op de lokale concentraties dan in geval van een turbulente atmosfeer.

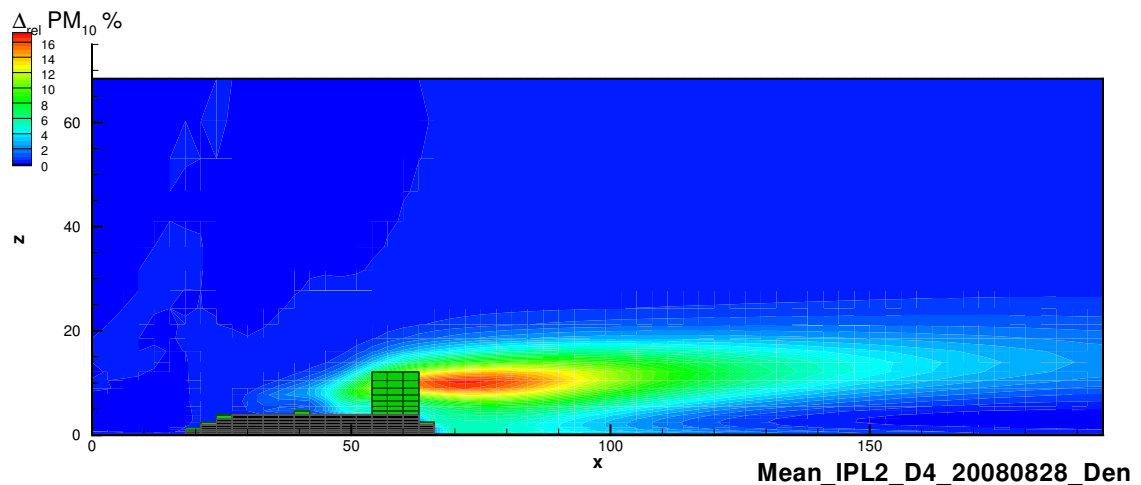
Dit verschil in relatief effect is ook weer zichtbaar als we de contourplots vergelijken van D4 - 28/08/2008 met N1 - 19/11/2008 in *Figuur 13* en *Figuur 14*. Er is een opvallend verschil in contour patronen waarneembaar.



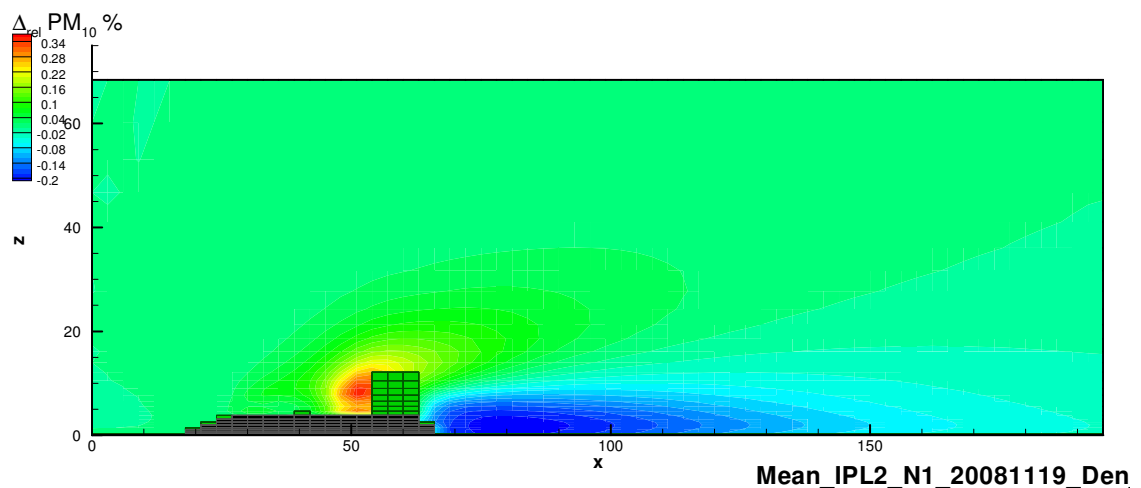
Figuur 11: Effect van de vegetatie op de concentraties fijnstof, gemodelleerde dagen



Figuur 12: Effect van de vegetatie op de concentraties fijnstof, gemodelleerde nachten



Figuur 13: Relatief effect vegetatie op PM10 voor D4 28/08/2008



Figuur 14: Relatief effect vegetatie op PM10 voor N1 19/11/2008

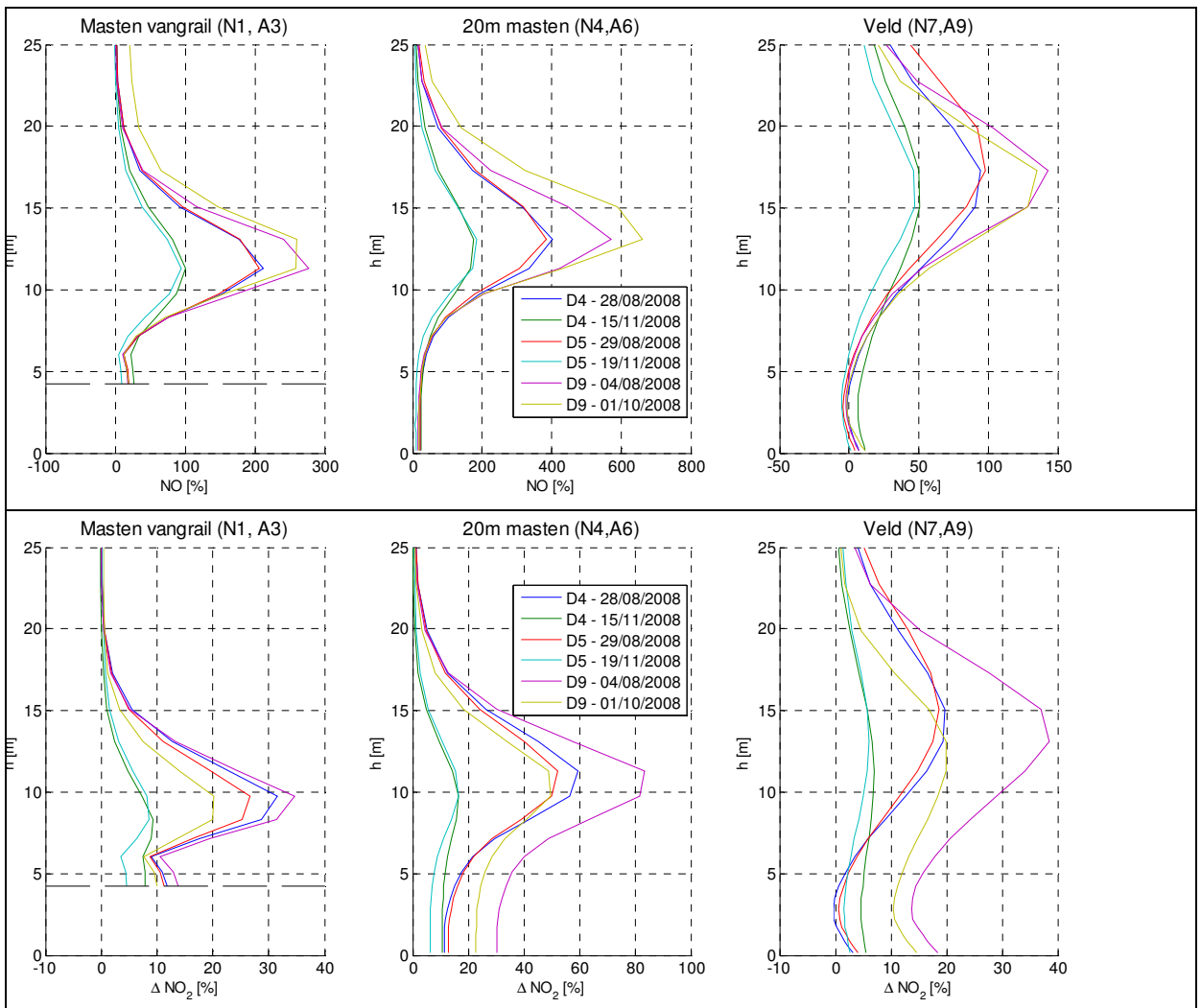
Effect op de NO_x-concentraties

Tenslotte zijn gelijkaardige, maar meer uitgesproken effecten waarneembaar voor de concentraties NO en NO₂, zoals weergegeven in *Figuur 15* en *Figuur 16*. Merk op dat boven de 5 meter de NO concentraties wel heel sterk toenemen. Dit komt door het feit dat we normeren met de referentie toestand met een lage achtergrond concentratie en hoge wegbijdrage. Gelijkaardige kwalitatieve patronen zijn opnieuw waarneembaar wanneer de contourplots gemaakt worden van het relatieve verschil in de dwarsdoorsnede zoals in *Figuur 17* tot en met *Figuur 20*.

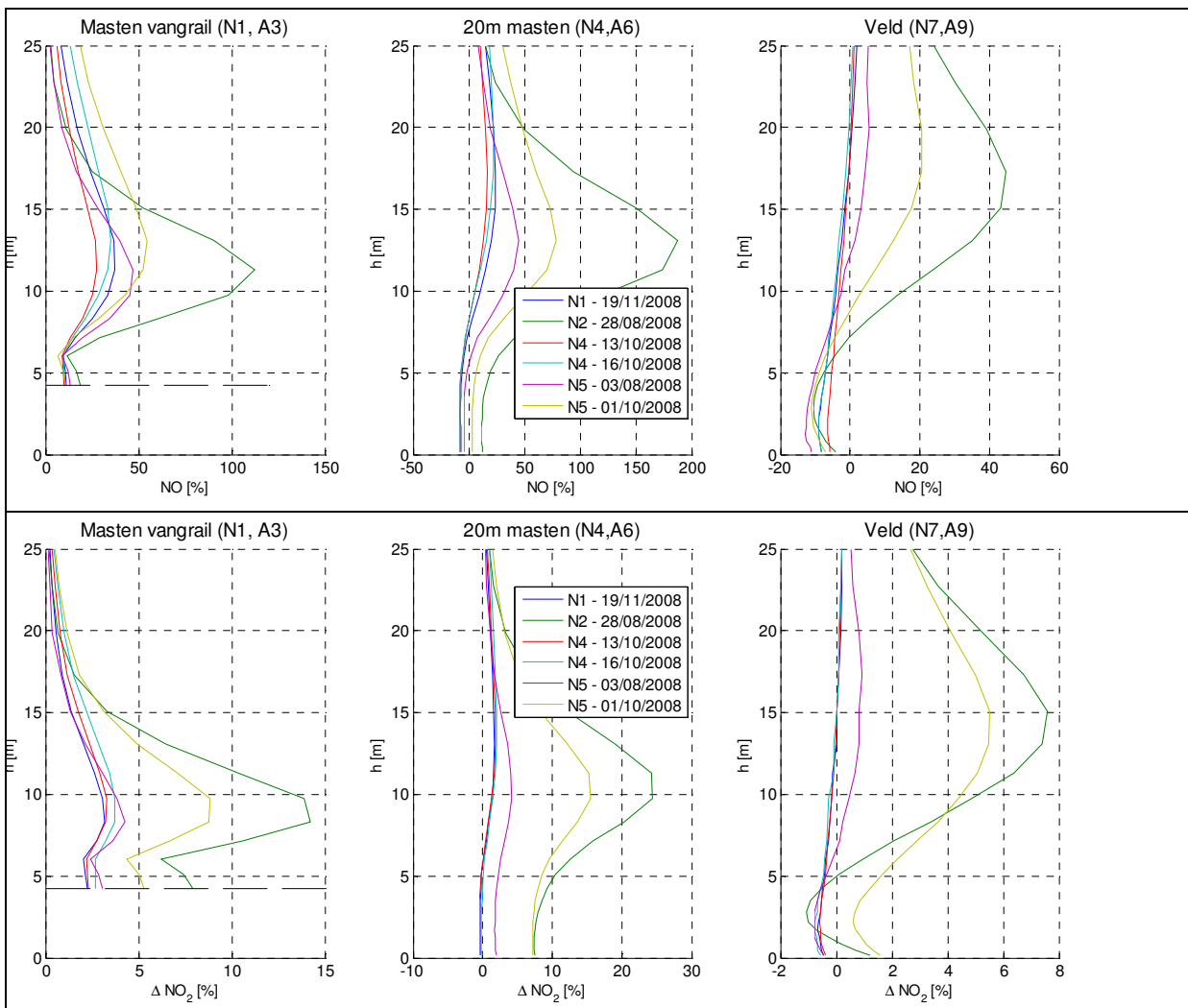
Zowel voor fijnstof als voor NO_x is in meer of mindere mate een sterk negatief effect waarneembaar voornamelijk tijdens de gemodelleerde dagen en een licht positief effect tijdens de nachten. Aangenomen kan worden dat deze verschillen bepaald worden door de atmosferische stabiliteit: Voornamelijk instabiel overdag en neutraal tot stabiel tijdens de gemodelleerde nachten. Bij een stabielere stabiliteitsklasse is er klaarblijkelijk meer kans op een lokaal positief effect op de luchtkwaliteit door de aanwezigheid van de vegetatie. De oorzaak van deze verbetering is vermoedelijk tweeledig:

- Uit de analyse van de snelheidsprofielen blijkt dat de snelheids reductie voor de vegetatie iets kleiner is bij een stabiele atmosfeer hetgeen het barrière effect van de vegetatie vermindert. Doch, dit effect is eerder klein.
- Een ander effect is mogelijk dat de mechanische turbulentie gegenereerd door de vegetatie relatief een sterkere bijdrage levert tot de totale turbulentie dan in geval van een turbulente atmosfeer. Dit versterkt het effect van de verticale inmenging van verse lucht in de pluim van het verkeer.

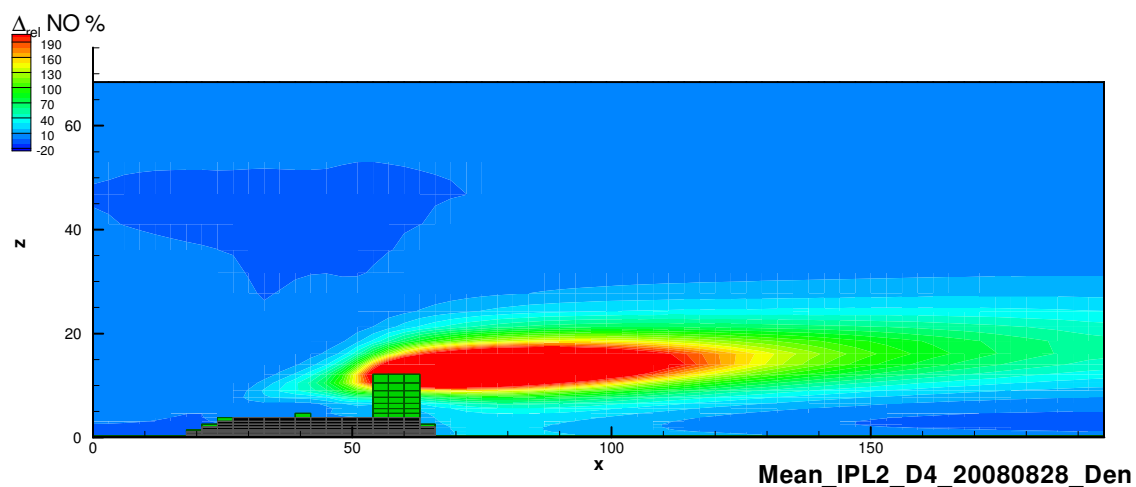
Merk bovendien op dat tijdens de nachten de emissies zeer laag zijn. Bij hogere emissies zal het positieve effect relatief alleen nog maar toenemen.



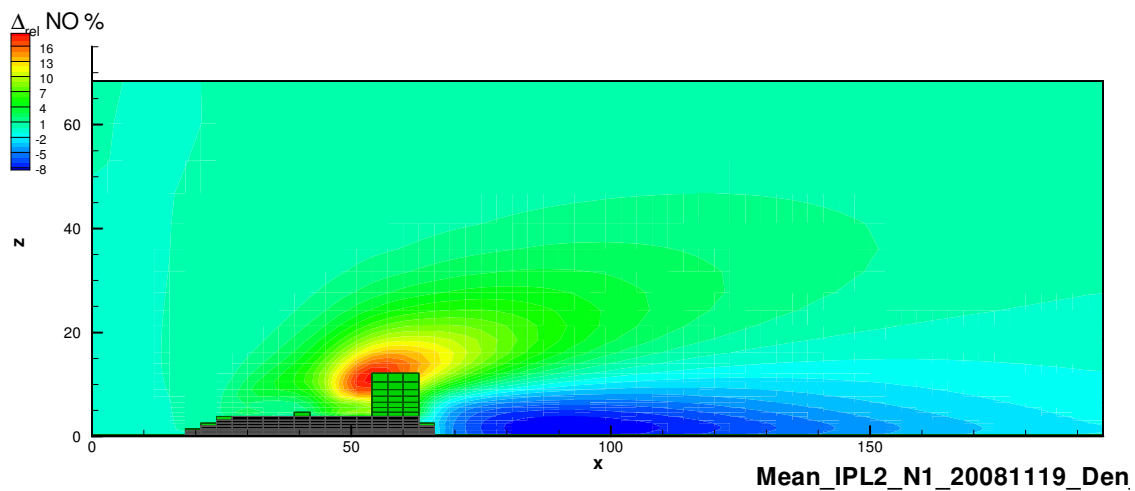
Figuur 15: Effect van de vegetatie op de concentraties NO en NO₂, gemodelleerde dagen



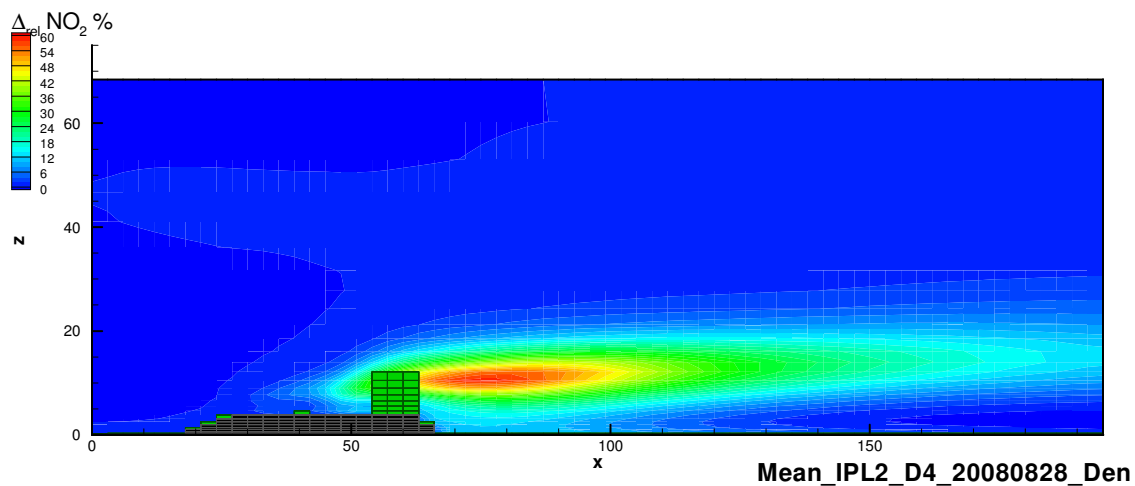
Figuur 16: Effect van de vegetatie op de concentraties NO en NO₂, gemodelleerde dagen



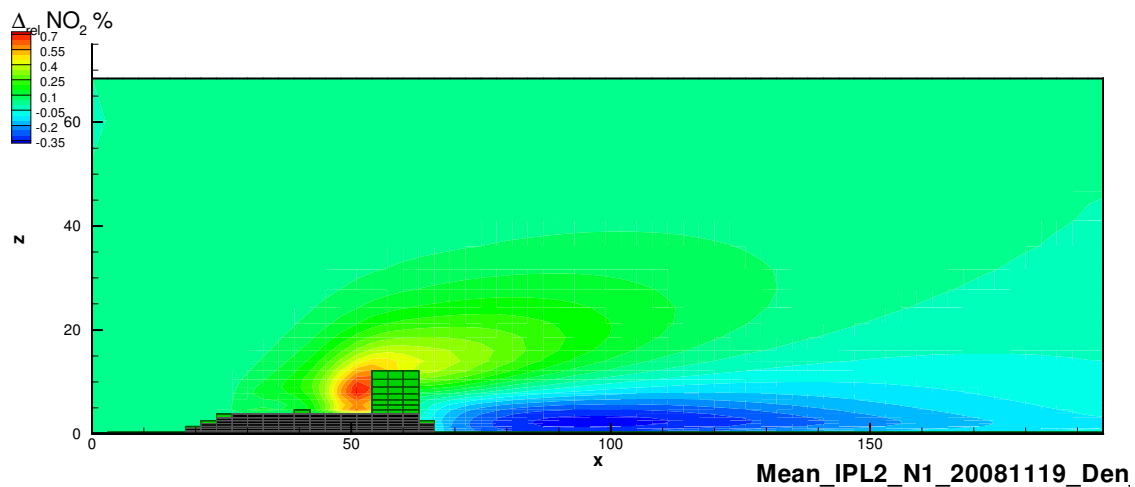
Figuur 17: Relatief effect vegetatie op NO voor D4 28/08/2008



Figuur 18: Relatief effect vegetatie op NO voor N1 19/11/2008



Figuur 19: Relatief effect vegetatie op NO2 voor D4 28/08/2008



Figuur 204: Relatief effect vegetatie op NO2 voor N1 19/11/2008

3.5 Conclusies

In deze studie is het effect bestudeerd van de vegetatie op de lokale luchtkwaliteit aan de hand van de driedimensionale computational fluid dynamics (CFD-) model Envi-met. Daartoe werden een selectie van zes dagen en zes nachten van de meetcampagne langs de A50 ter hoogte van Valbrug gemodelleerd. De selectie van de dagen gebeurde op basis van windrichting, windsnelheid en atmosferische stabiliteit. De opzet van de studie is gelijkaardig aan deze uitgevoerd in 2007 door Janssen et al. [1] binnen hetzelfde IPL project. Innovatief aan deze studie is het feit dat het effect van de atmosferische stabiliteit op de lokale effecten van de vegetatie bestudeerd is. Merk op dat voor CFD luchtkwaliteit berekeningen, maar ook windtunnel modelering, in het algemeen het gebruikelijk is een neutrale stratificatie te modelleren. Binnen Envi-met is het mogelijk andere stabiliteitsklassen te modelleren omdat het model gekoppeld is aan een bodem- en een stralingsmodel.

Voor de geselecteerde dagen en nachten zijn ter validatie van het model de modelresultaten vergeleken met de beschikbare meetgegevens voor de verschillende meetmasten. In het algemeen kan men stellen dat het model vrij goed in staat is de metingen te reproduceren. Uit de validatie van de verticale wind profielen bleek wel dat betere resultaten gevonden werden door een hogere bladerdichtheid (leaf area densitt, LAD) te kiezen dan de $0.5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ zoals gesuggereerd op basis van de LAD metingen. Uiteindelijk werd er een quasi uniforme LAD gebruikt van $1.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Voor de concentraties fijnstof en stikstofoxiden liggen de modelresultaten voor de meeste dagen binnen de spreiding van de metingen. Voor een aantal dagen is een bias duidelijk zichtbaar wat wijst op een onder of overschatting van de achtergrondconcentraties. Omwille van het ontbreken van lokale achtergrond metingen diende de achtergrondconcentraties geschat te worden op basis van de dichtstbijzijnde meetstations van het landelijke meetnet. Een accurate lokale achtergrond meting zowel voor stikstoffen als ozon zouden wenselijk geweest zijn om deze bron van onzekerheid te minimaliseren. In de voorafgaande IPL analyse met Envi-met was een systematische onderschatting van de NO_2 concentraties waarneembaar. Deze onderschatting is hier niet waarneembaar dankzij de geüpdate emissie factoren.

Duidelijk zichtbaar in de metingen langs de vangrail is de onderschatting van het effect van verkeersgeïnduceerde turbulentie. Deze turbulentie zorgt ervoor dat op de snelweg de emissie quasi instantaan tot een zekere hoogte verspreid wordt. Deze instantane menging wordt gedeeltelijk in het model ondervangen door de emissies reeds op een hogere hoogte te plaats dan de werkelijke uitlaat hoogte. Momenteel is het echter niet mogelijk de emissies vertikaal te spreiden of om verschillende bronnen boven elkaar te leggen. Op deze manier zou men kunnen compenseren voor het ontbreken van een verkeersgeïnduceerde turbulentie. In de toekomst zal dit in het model aangepast worden en indien nodig zal gepoogd worden het turbulentie model uit te breiden met een verkeersgeïnduceerd turbulentie model. Het effect van het ontbreken van deze turbulentie is zeer lokaal en heeft weinig effect verder weg van de emissiebronnen.

De analyse van de modelresultaten toont aan dat het effect van vegetatie op het windveld en de concentraties gevoelig is aan de atmosferische stabiliteit dewelke zich vertaalt in het snelheidsprofiel en de temperatuurgradiënt. Bij een stabielere stabiliteitsklasse is er meer kans op een lokaal positief effect op de luchtkwaliteit door de aanwezigheid van de vegetatie. De oorzaak van deze verbetering is vermoedelijk tweeledig: uit de analyse van de snelheidsprofielen blijkt dat de snelheids reductie voor de vegetatie iets kleiner is bij een stabiele atmosfeer hetgeen het barrière effect van de vegetatie vermindert. Doch, dit effect is eerder klein. Een ander effect is mogelijk dat de mechanische turbulentie gegenereerd door de vegetatie relatief een sterkere bijdrage levert tot de totale turbulentie dan in geval van een turbulente atmosfeer. Dit versterkt het effect van de verticale inmenging van verse lucht in de pluim van het verkeer. De analyse van de modelresultaten is beperkt tot de geselecteerde dagen. Extreme stabiele of turbulente grenslagen zijn niet getest.

In het algemeen is vooral een algemene significante verhoging van alle pollutanten waarneembaar tijdens de gemodelleerde dagen en een minimale reductie tijdens de nachten op enige afstand achter de vegetatie. Enkel voor NO is een significante reductie tot meer dan 10 procent waarneembaar tijdens de nachten. Men moet hier wel de bedenking maken dat tijdens de nachten de emissies eveneens minimaal zijn. De relatieve reductie of verhoging wordt mede bepaald door de verhouding wegbijdrage ten opzichte van de achtergrondconcentratie. De verschillen zullen dus procentueel sterker worden naarmate de emissies toenemen.

Deze waarnemingen stemmen slechts gedeeltelijk overeen met de bevindingen in Janssen et al. [1]. Een eerste verschil met de eerdere model analyse is het in rekening brengen van de atmosferische stabiliteit. Zoals vermeld werden in de vorige analyse bij gebrek aan gegevens enkel neutrale grenslagen verondersteld, zoals dit trouwens gebruikelijk is in CFD luchtkwaliteit analyses en wind tunnel metingen. Echter, de analyse in dit rapport toont aan dat het effect van de stabiliteit eerder beperkt is en onvoldoende om alle verschillen te verklaren.

Een ander groot verschil wat zeker invloed heeft op de effecten van de vegetatie is het effect van de verhoogde weginrichting. Ten slotte is er ook het verschil in type vegetatie. Het is niet alleen het verschil tussen dennen en loofbomen, maar waarschijnlijk vooral het verschil in dimensies en LAD profiel dat bepalend is voor het lokale effect van de vegetatie. Voor de modellering van de vegetatielijn langs de A50 te Vaassen werd een variabele LAD gebruikt met een relatief poreuze ondergroei en een dichte kruin.

De gemodelleerde windeffecten in dit verslag zijn veel sterker dan in Janssen et al. [1], ook zelfs met de originele LAD van $0.4 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Dit zorgt voor een versterkt barrière effect en dus een algemene verhoging van de concentraties. Ook de mechanische turbulentie achter de vegetatie zal anders beïnvloed worden. In geval van de dennenbomen wordt de extra mechanische turbulentie voornamelijk gegenereerd ter hoogte van de boomtoppen. Door de poreuze onderlaag in de configuratie Vaassen is er nog voldoende doorstroming op lage hoogte. Dit zorgt op zich voor een lager barrière effect, maar ook voor extra productie van mechanische turbulentie op lage hoogte.

De toename van turbulente energie gebeurt nu op alle hoogtes dewelke voor een betere verticale turbulente menging zorgt. Het is jammer dat er tijdens de meetcampagne geen turbulente energie gemeten is, nog binnen de meetcampagne Valburg, nog tijdens de metingen te Vaassen. Metingen van de turbulente kinetische energie achter de vegetatie zouden meer inzicht kunnen verschaffen in mogelijks het meest efficiënte mechanisme van de vegetatie ter bevordering van de lokale luchtkwaliteit.

Vergelijking van beide modelanalyses toont aan hoe lokale effecten gevoelig kunnen zijn voor tal van lokale parameters en demonstreert de complexiteit van lokale luchtkwaliteitsmetingen en modellering.

4 De vegetatiemodule

4.1 *Samenvatting vooraf*

Als uitgangspunt hebben we eerst de relevante mechanismen voor de invloed van vegetatie op luchtkwaliteit geïnventariseerd op basis van de beschikbare literatuur. In essentie komt deze invloed neer op het beïnvloeden van de stroming en het wegnemen van verontreiniging.

Voor de opname van een vegetatiemodule in de gangbare rekenmodellen voor pluimverspreiding hebben we dit vertaald in een aantal processen die zijn omgezet naar wiskundige formules. Naast de parameterisatie vormt het splitsen van de pluim in een deel dat door de vegetatie stroomt en een deel dat om de vegetatie heen buigt een opvallend element.

Vooruitlopend op de uitgewerkte meetset en CFD-resultaten hebben we vast een verkenning uitgevoerd op eerdere ENVI-met-resultaten om na te gaan hoe de CFD-profielen matchen met de profielen van het pluimmodel.

Hoewel de gevonden correlatie zeker goed te noemen is, blijken juist de subtiele vegetatie-effecten op geringe hoogtes niet zonder de beschreven complexe aanpassing in de modellering reproduceerbaar.

4.2 *Welke processen spelen zich af rond vegetatie?*

Eerdere onderzoeken geven aan dat de concentraties luchtverontreiniging nabij een weg beïnvloed worden door obstakels direct langs de weg. Voorbeelden van dergelijke obstakels zijn geluidsschermen, aarden wallen of vegetatiestroken. In deze studie zijn wij vooral in de laatste categorie geïnteresseerd: wat is de invloed van een vegetatiestrook op de luchtkwaliteit?

Er zijn vele onderzoeken gedaan naar de mechanismen die deze beïnvloeding veroorzaken. Deze onderzoeken betreffen theoretische studies (met computermodellen waarin de processen zo goed mogelijk beschreven zijn), windtunnelproeven (met semi-permeabele wanden naast een lijnbron), en full-scale experimenten in de buitenlucht. Uit deze studies blijkt dat de mogelijke invloed van vegetatie op de luchtkwaliteit neerkomt op combinatie van de volgende aspecten.

- De luchtstroming wordt voor de vegetatie afgeremd. Een vegetatiestrook werkt immers als een weerstand voor de luchtstroming waardoor het lokale windpatroon beïnvloed wordt.
- De luchtstroming wordt door de vegetatie afgebogen, de lucht zal voor een deel om en over de vegetatiebarrière heen stromen.
- Afhankelijk van de porositeit van de vegetatie stroomt een deel van de lucht door de vegetatie. De porositeit hangt af van de bladdichtheid: de leaf area density (LAD): hoe meer bladeren, hoe meer weerstand en hoe sterker de afremming van de luchtstroom door de vegetatie zal zijn en hoe minder lucht er door de vegetatiestrook heen zal stromen. Er zijn aanwijzingen dat naaldbomen een hogere weerstand kunnen hebben dan loofbomen, bovendien behouden naaldbomen ook in het winterhalfjaar hun afremmende werking in tegenstelling tot loofbomen.
- De lucht die door de vegetatie stroomt, komt in contact met de vegetatie; hoe dichter de vegetatie, hoe intensiever het contact zal zijn. De windsnelheid bepaalt direct de verblijftijd in de vegetatie en daarmee dus de mate waarin de vegetatie in staat gesteld wordt de lucht te reinigen. Ook bepaalt de windsnelheid door de vegetatie de verhouding tussen de hoeveelheid lucht door de vegetatie en de

hoeveelheid over de vegetatie en dus hoeveel lucht er gereinigd kan worden. De concentratie van de verontreiniging in de lucht is een tweede bepalende factor (naast de windsnelheid) voor de mate van de mogelijke reinigende werking.

- Fijnstof dat als verontreiniging wordt meegevoerd in de luchtstroom, kan bij passage door de vegetatiestrook deels worden afgevangen. Bij dit depositieproces zijn zowel de samenstelling en deeltjesgrootte van het stof als de vorm en 'plakkerigheid' van de vegetatiebladeren belangrijk.
- Gasvormige componenten die als verontreiniging worden meegevoerd in de luchtstroom, kunnen bij passage door de vegetatiestrook in de huidmondjes worden opgenomen; voor de reactieve gassen NH_3 en NO_2 verloopt deze opname sneller dan voor niet-reactieve gassen (zoals NO). Uiteraard is de toestand van de bladeren (huidmondjes open of juist dicht) of naalden en de boom hierbij belangrijk.
- De vegetatiestrook vormt een barrière voor de verontreinigde luchtstroom vanaf de weg waardoor er kort voor de vegetatiestrook ophoping van verontreinigingen plaatsvindt. Als resultaat zijn de concentraties daar juist hoger dan in de ongestoorde situatie.
- Na passage van de vegetatiestrook mengt de lucht die over de vegetatie is gestroomd weer met de luchtstroom die door de vegetatie is gegaan. Vanwege het opstuwefect treden er rond de top van de barrière windsnelheidsverschillen op die (extra) turbulentie veroorzaken waardoor er menging plaatsvindt. Enerzijds maakt dit dat de lucht die over de vegetatie is gestroomd mengt met de lucht die door de vegetatie is gestroomd. Anderzijds maken deze turbulenties dat relatief schone lucht van bovenaf versneld kan inmengen met de lucht eronder, waardoor de concentratie lager kan zijn dan zonder die extra menging.
- Wanneer de vegetatiestrook heel dicht is, stroomt er vrijwel geen lucht door de vegetatiestrook en werkt deze dus als een gesloten scherm. Wanneer de vegetatiestrook juist heel open is, passeert de luchtstroom de vegetatie vrijwel ongehinderd; uiteraard is er dan geen beïnvloeding.

4.3 Modelling van de processen

Om de genoemde negen mogelijke effecten van vegetatie op de concentratie luchtverontreiniging te kunnen weergeven, moet een model een beschrijving van de essentie van deze effecten bevatten. De werking van de mogelijke effecten is in twee hoofdtypes te verdelen:

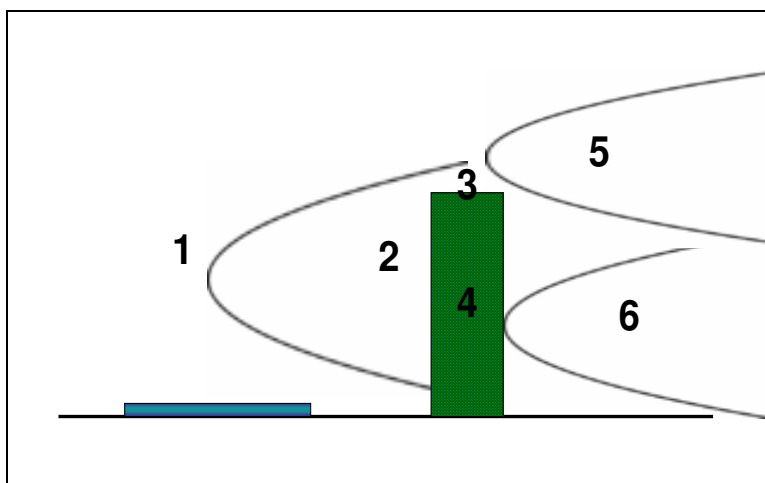
1. de vegetatie beïnvloedt de luchtstroming die de verontreinigingen meevoert, of
2. de vegetatie neemt direct de verontreinigingen weg uit de luchtstroom.

Voor de vertaling van deze hoofdtypes en de onderliggende effecten naar een (voor ons) bruikbare modelweergave is het nodig om vier processen te kwantificeren:

1. Het bepalen van de fractie van de luchtstroom die door de vegetatie stroomt en de fractie van de luchtstroom die over de vegetatie heen stroomt. Belangrijk hierbij is goed te beschrijven welk deel van de verontreiniging de vegetatie passeert en welk deel van de verontreiniging eroverheen stroomt. Immers, de verontreinigingen zijn niet homogeen over de luchtstroom verdeeld. Deze splitfracties zijn ondermeer afhankelijk van de windsnelheid, de porositeit en afmetingen (hoogte en diepte) van de vegetatiestrook.
2. Daarnaast is het van belang te beschrijven welk deel van luchtverontreiniging wordt weggenomen bij passage door de vegetatie (door opname door de huidmondjes in het bladgewas en/of depositie aan

het bladoppervlak). De conditie van de vegetatie (voorjaarsgroei, dag/nacht-ritme) is hier één van de bepalende factoren.

3. De mate van turbulentie (en daarmee verdunning) achter de vegetatie, als functie van de afstand tot de vegetatie. Ook deze verstoring van de stroming is zowel een functie van de windsnelheid als van porositeit, vorm en afmetingen van de vegetatiestrook.
4. De afname van de windsnelheden nabij grondniveau ter plekke van de vegetatie, ofwel de directe beïnvloeding van het windprofiel door vegetatiestrook.



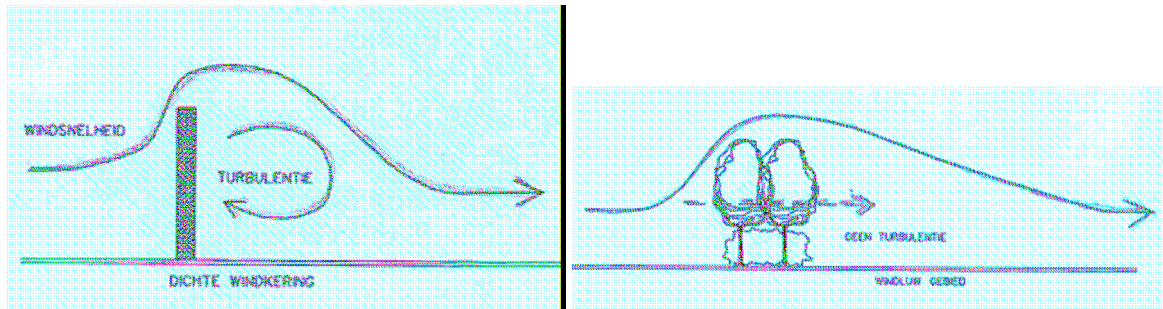
Figuur 4.3.1 Schematische weergave optredende processen vegetatie in pluimmodel:

- 1) *Emissie vanaf bron*
- 2) *aanstroming vegetatie*
- 3) *Splitsen stroming in twee stromen om en door vegetatie*
- 4) *Opname / depositie in vegetatie*
- 5) *Toename snelheid bij passage*
- 6) *Menging in de luwte achter de vegetatie*

De hier voorziene aanpak kan een extra toevoeging vormen op het Gaussisch lijnbronmodel zoals dat door gebruik van een multiple puntbron is geïmplementeerd in het Nieuw Nationaal Model (NNM), Pluimsnelweg, VLW, ADMS of KEMA STACKS+. De resultaten van de metingen en de CFD-berekeningen uitgevoerd door het Consortium in deze IPL-studie, hebben we vertaald naar een set eenvoudige functies (of wiskundige relaties) voor deze vier processen. Dit om te toetsen of de concentraties luchtverontreiniging aan de Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit voldoen.

Met de uiterst gedetailleerde CFD-modellering worden min of meer stationaire situaties doorgerekend, te vergelijken met uurgemiddelde concentraties in een Gauss-model. CFD-modelberekeningen zijn niet gemakkelijk in te zetten zijn om jaargemiddelde, of zelfs meerjarig gemiddelde concentraties te berekenen. Vanuit de operationele kant (met name onder regie van het ministerie van VROM) wordt grote waarde gehecht aan praktische modellen, die met deze meetcampagne en ondersteunende CFD-berekeningen goed gevalideerd en geparametriseerd zijn.

Het ontbreken van ruimtelijk detail in de Gauss-modellen wordt gecompenseerd door grote gebruiksvriendelijkheid en de mogelijkheid om alle meteosituaties door te rekenen. Zo'n model heeft dus minder ruimtelijk detail, maar is juist weer meer in staat lange tijdreeksen (jaren) door te rekenen.



Figuur 4.3.2: Luchtstromingen bij passage van dichte en open vegetatie: Bij 'open' vegetatie stroomt er ook lucht door de groenstrook waardoor er minder uitgesproken turbulenties ontstaan in de luchtstroom die over de vegetatie stroomt. Tevens lijkt de lengte van de relatieve luwte achter de vegetatie te zijn toegenomen.

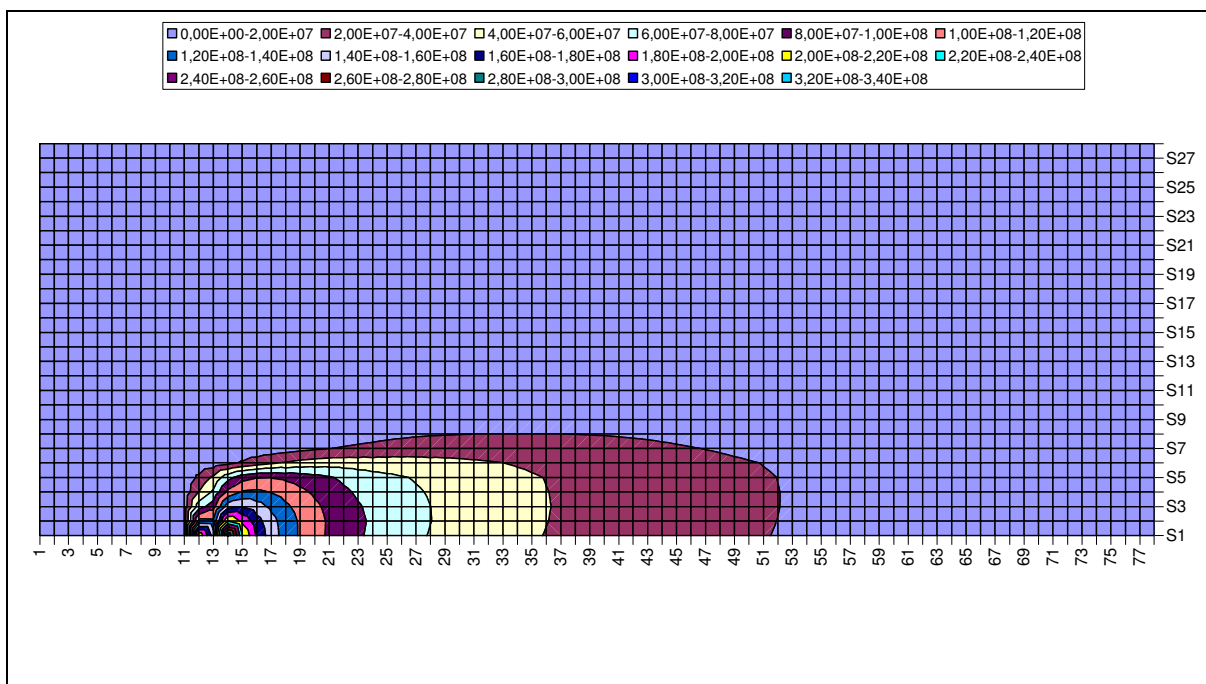
De dichtheid van de vegetatie is voor de beïnvloeding een belangrijke parameter: Een dichte vegetatiestrook benadert een 'standaard' geluidsscherm, waar doorgaans ook geen lucht doorheen gaat. Een dichte vegetatiestrook heeft dus een effect op de stroming dat vergelijkbaar is met een geluidsscherm. Een zeer open vegetatiestrook heeft veel minder effect op de luchtstroming. Voor bladdragende vegetatiestroken mag men verwachten dat er een sterk verschil in effect zal bestaan tussen zomer- en wintercondities. In modeltermen is de porositeit van de vegetatie (als functie van het seizoen) een bepalende parameter, uiteraard in samenhang met de hoogte en diepte van de vegetatiestrook. De belangrijkste parameters zijn dus:

- Hoogte, vorm en diepte van de vegetatiestrook
- Bladdichtheid (naalddichtheid) ofwel de porositeit van de vegetatie

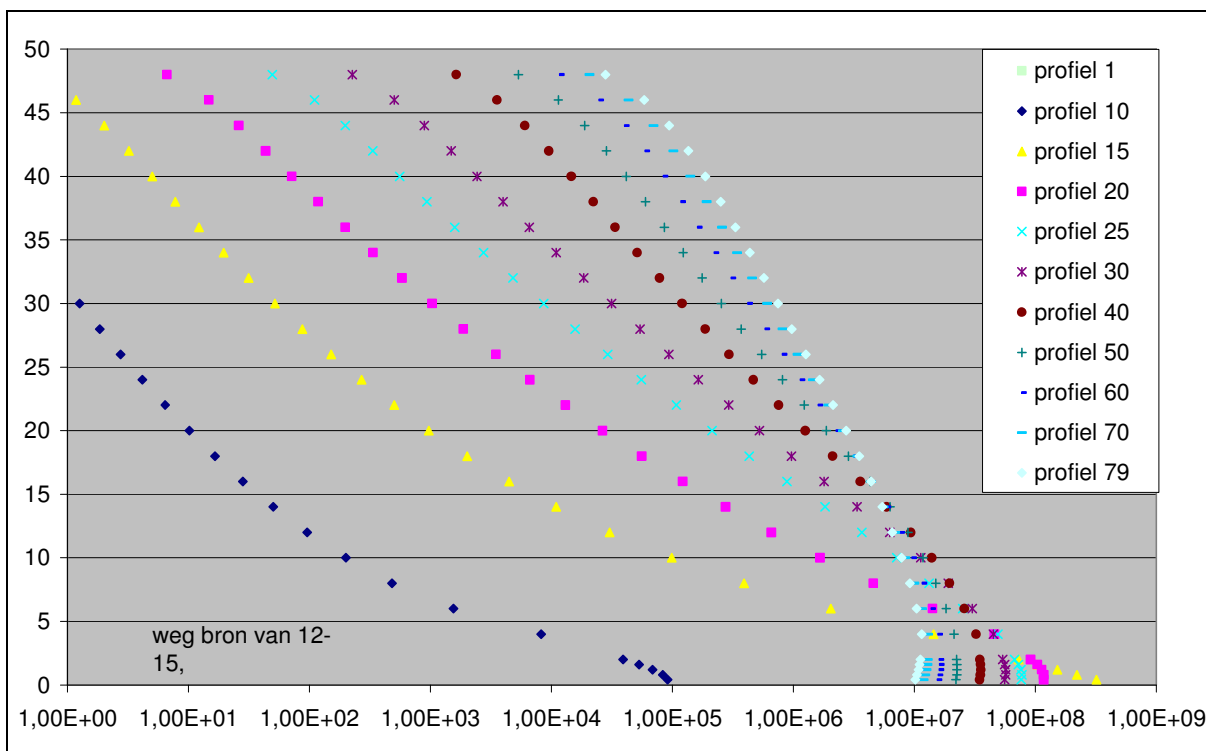
4.4 Pluimen – een verkenning

De metingen op de proeflocatie met de vegetatiestroken langs de snelweg leveren een grote hoeveelheid waardevolle informatie op. Door de meetresultaten voor een reeks afzonderlijke meteorische condities te laten fitten in een CFD-model wordt het verloop van zowel de stroming als de concentraties gedetailleerd in beeld gebracht. Op de zo met CFD-analyses aangevulde meetgegevens is het goed mogelijk om een Gaussisch pluimmodel met modificaties voor vegetatie-effecten uit te breiden. Vooruitlopend op de compleet uitgewerkte meetset van de IPL meetlocatie aan de A50 bij Valburg is een verkenning van de praktische mogelijkheden (en moeilijkheden!) uitgevoerd aan de IPL-CFD-resultaten van VITO (2007, een gevoeligheidsanalyse) met het ENVI-met model .

Startpunt voor de verkennende analyse vormt het berekende veld van concentraties voor de CFD-gridcellen. Vanuit een 2D-dwarsdoorsnede (zie afbeelding 6) met concentraties is een reeks concentratieprofielen geïsoleerd (zie afbeelding 7). De reeks profielen laat het verloop van de concentratie in de hoogte (z-richting) zien voor een reeks wisselende x-posities (die de afstand tot de weg weergeven). In de CFD-berekening ligt de bron van verontreinigingen, de weg, op de x-posities 12 tot en met 15. Deze nummering stelt de celnummers voor, elke cel is 2 m. De vegetatiestrook staat op de x-posities 23 tot en met 25 en de wind staat haaks op de weg in oostelijke richting (van links naar rechts in de figuur). Als resultaat laat het profiel op x-positie 15 de hoogste concentraties op grondniveau zien. Op toenemende afstand van de weg (x verloopt vanaf 15 naar 79) daalt de piekconcentratie op grondniveau maar nemen door de pluimverspreiding de concentraties op wat grotere hoogtes geleidelijk toe.

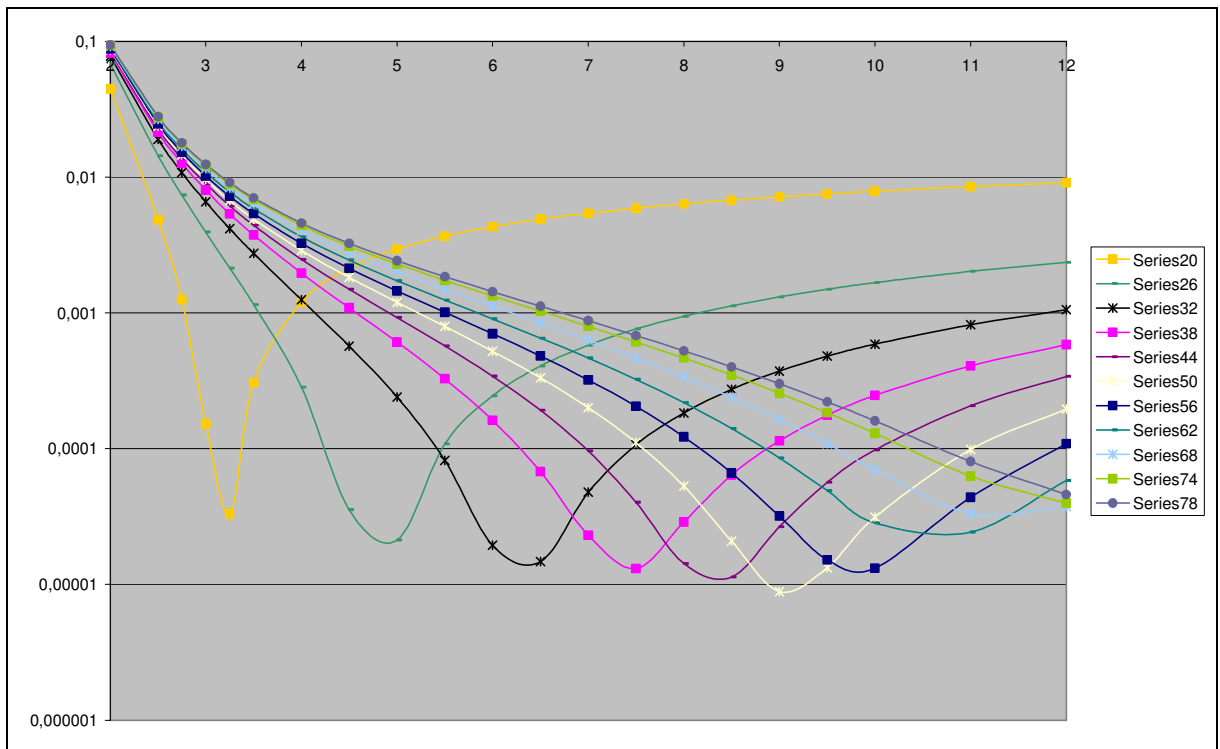


Figuur 6: Dwarsdoorsnede van met ENVI-met berekende PM10-concentraties in het CFD-veld van 78 bij 28 cellen voor het scenario Vegetatie_L1.5 (Data ontvangen van VITO). Verticaal de hoogte en horizontaal de x-richting dwars op de weg (met bron in cellen 12-15), de wind waait van links naar en rechts en de kleuren geven de concentraties weer.

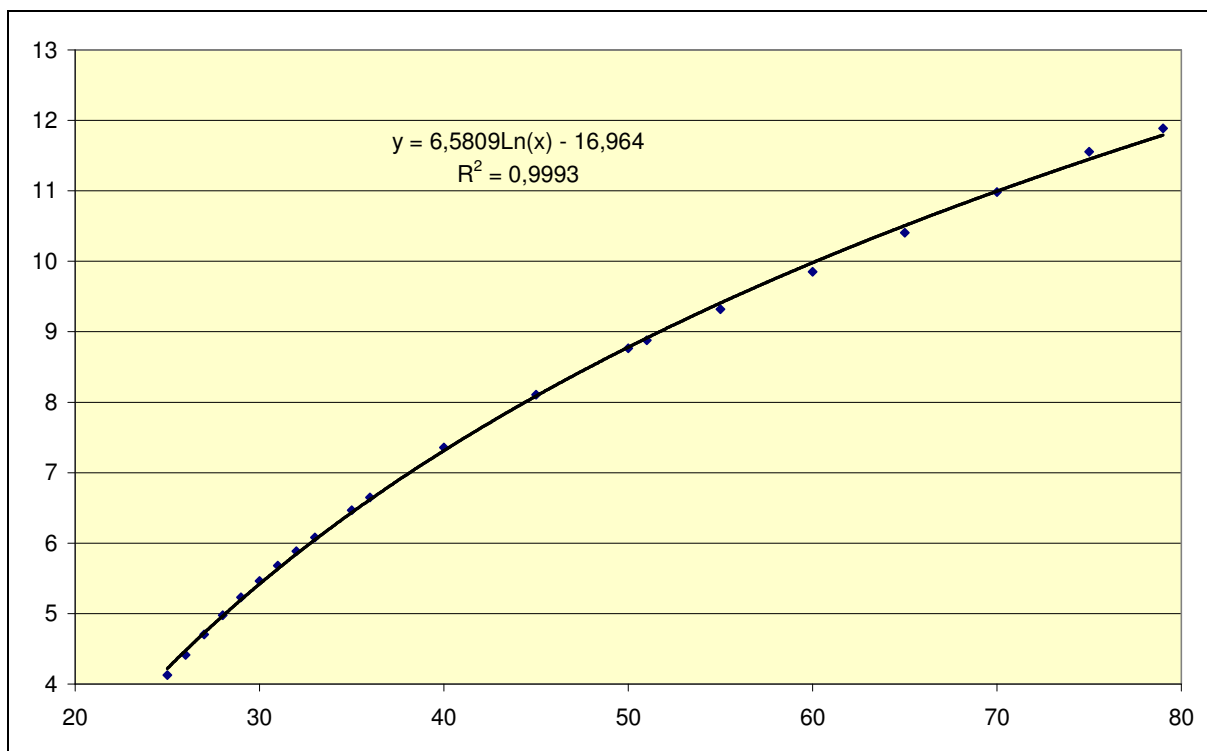


Figuur 7: serie concentratieprofielen voor verschillende x-posities. Verticaal staat de hoogte (in meters) uit en horizontaal is de (relatieve) concentratie PM10 weergegeven. Merk op dat de x-as logaritmisch is weergegeven omdat de karakteristieken van de profielen beter zichtbaar te maken.

Opvallend genoeg lijken deze profielen erg sterk op ongestoorde Gauss-profielen. Om deze gelijkenissen te verifiëren is deze serie profielen gefit op een Gauss-curve waarbij de σ_z per curve werd geoptimaliseerd voor de beste fit. Voor ieder concentratieprofiel bleek er een duidelijk optimale σ_z waarde te zijn. Zie ter illustratie hiervan bijvoorbeeld figuur 8. De gevonden optimale fits bleken dusdanig goed te zijn, dat er voor ieder profiel een correlatiecoëfficiënt van minstens drie negens werd verkregen. Met het toenemen van de afstand tot de bron nam ook de waarde voor σ_z toe, hetgeen niet minder dan logisch is (eveneens zichtbaar in figuur 8). Ook de gevonden σ_z waarden per profiel lieten zich als serie uitstekend fitten in een eenvoudige log-relatie, opnieuw met een uitstekende correlatie (rr is vrijwel 1). Een voorbeeld hiervan is te zien in figuur 9, opnieuw voor scenario Vegetatie_L1.5 De uitstekende fit van de VITO ENVI-met CFD-rekenresultaten op de 'ongestoorde' Gauss-curves maakte duidelijk dat het effect van vegetatie in ieder geval in de gevoeligheidsanalyse niet echt uitgesproken is.

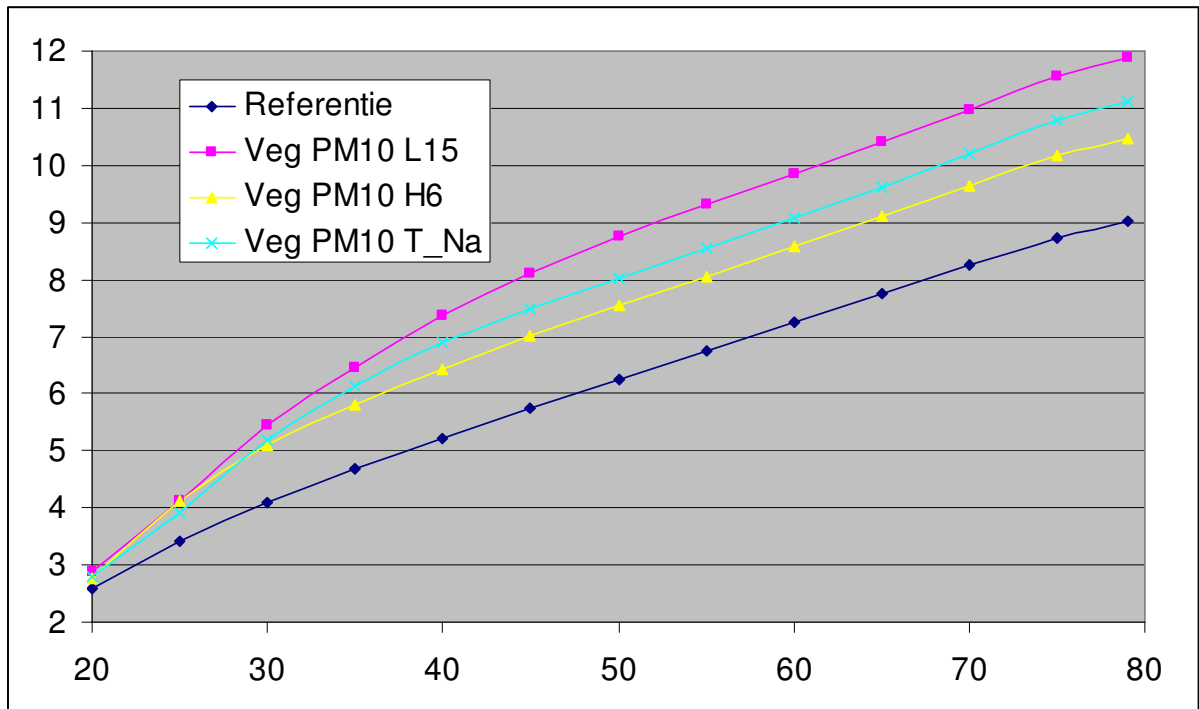


Figuur 8: Voor een aantal concentratieprofielen ($X= 20, 26, 32, 38, 44$ etc.) is voor een reeks σ_z waarden (uitgezet langs de x-as) de som van de gekwadeerde verschillen van het gemeten profiel met een zuivere gauss-curve, bepaald. Deze som-der-kwadrate, een directe maat voor de kwaliteit van de fit, zijn uitgezet op de y-as. Duidelijk te zien is dat er per profiel een σ_z waarde is die een duidelijk minimum in de som-der-kwadrate laat zien. Met toenemende afstand tot de bron neemt de gefitte σ_z waarde toe.



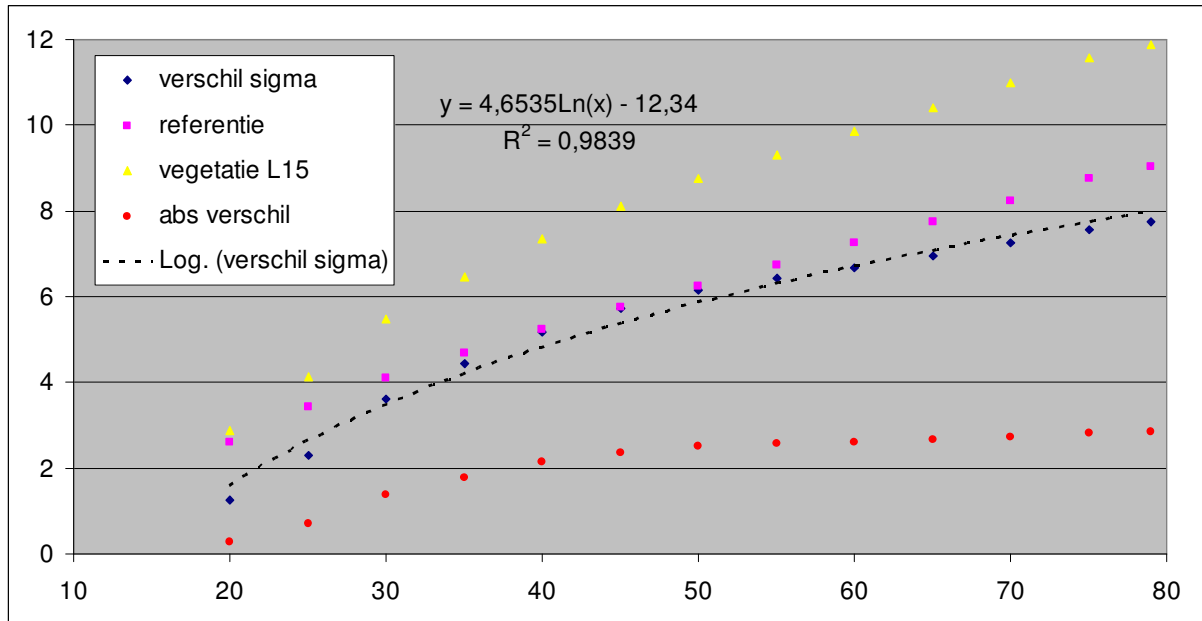
Figuur 9: De gefitte σ_z -waarden uitgezet tegen de x-waarde (~afstand vanaf de bron). Door de serie punten liet een eenvoudige logaritmische functie een uitstekende fit zien die eveneens in de figuur is weergegeven.

Na de σ_z -waarden uit figuur 9, die een goede fit met een logaritmische functie lieten zien, was de logische vervolgstap om ook voor de andere scenario's een dergelijke fit op te vinden. Het resultaat is een serie relaties die elk een vergelijkbaar hoge correlatie lieten zien. De gevonden relaties voor het referentiescenario en de vegetatiescenario's L_1.5, H_6 en T_Na zijn afgebeeld in figuur 10. Vanzelfsprekend laat het ongestoorde referentiescenario de laagste σ_z waarden zien. De drie scenario's met vegetatie-invloed gaan vooral pas na de passage van de groenstrook ($x=25$) van elkaar verschillen. Het scenario met de verhoogde LAD (L15) geeft de grootste verstoring, terwijl het vegetatiescenario met de van 10 naar 6 meter verlaagde heg (H6) de kleinste verhoging : laat zien. De ligging van de naaldboom scenario-curve (T_Na) is opmerkelijk want ondanks de op 1.0 gestelde LAD scoort dit scenario lagere σ_z -waarden dan het L_1.5 scenario, terwijl voor het T_Na scenario wel een ruim hogere PM10-depositie wordt gerapporteerd. Wellicht hebben naaldbomen met een vergelijkbare LAD een hogere impact hebben door de geheel andere geometrie van naalden tov bladen.



Figuur 10: De optimale- σ_z -fit curves uitgezet voor een viertal scenario's

Naar analogie van de modellering van schermen in de NNM-aanpak is nagegaan of de versturende werking van de vegetatie als een eenmalige correctieterm op de σ_z bij passage van de groenstrook in de modellering zou kunnen worden opgenomen. Aangezien het hier varianties betreft, wordt de som door kwadratische optelling verkregen. Figuur 11 laat het resultaat zien voor het L_1.5-scenario. De gevonden optimale- σ_z -fit curves zijn weergegeven voor zowel het vegetatiescenario (gele driehoekjes) als het referentie-scenario (roze blokjes). Zowel het directe (oranje bollen) als het kwadratische verschil (gele driehoeken) zijn weergegeven. Deze laatste zijn bepaald volgens $\sigma_{z\text{-verschil}}^2 = \sigma_{z\text{-vegetatie}}^2 - \sigma_{z\text{-referentie}}^2$. Uit de figuur blijkt duidelijk dat er geen sprake is van een eenmalige constante correctie maar dat de verstoring zich tot ver voorbij de vegetatiestrook ontwikkelt. Een additief model door σ_z te verhogen met een initiële σ_{z0} is dus eigenlijk twijfelachtig: De insteek met een eenmalige correctieterm op de σ_z zal dus niet tot een geheel sluitende modellering leiden.



Figuur 11: Om na te gaan of de invloed van vegetatie zich als een eenmalige correctie term op de σ_z laat modelleren zijn de gevonden σ_z -fit curves voor het referentie scenario en een van de vegetatie scenario's in een figuur afgebeeld samen met het directe en het kwadratische verschil tussen beiden. Het kwadratische verschil (immers varianties) toont een ontwikkeling in de afstand.

De ultieme test om na te gaan wat de hoge correlaties waard zijn, werd verkregen door vanuit de gevonden relatie voor het verloop van σ_z opnieuw een reeks concentratieprofielen te berekenen voor een vegetatiescenario. Deze profielberekening vanuit de gevonden relatie is herhaald voor het referentiescenario en met de zo verkregen twee series berekende profielen zijn per profiel de verschilconcentraties bepaald. Deze verschilconcentraties zijn grafisch weergegeven en vergeleken met de weergave van de direct uit de CFD bepaalde verschilconcentraties. Het resultaat van deze harde test maakte duidelijk dat er weliswaar grote overeenkomsten waren tussen de beide verschilweergaven, maar helaas waren er wel degelijk ook geringe verschillen tussen de CFD-profielen en de Gauss-fitcurves. Juist op laag niveau (zo belangrijk voor de toetsing en gezondheidseffecten!) op enige afstand achter het scherm zijn er subtiliteiten die in de ongestoorde Gaussen ontbreken en aangebracht zullen moeten worden om ook daar een goede overeenkomst te verkrijgen. Een eerste optie om verbetering te verkrijgen is de introductie van een windprofielcorrectie, zoals voorgesteld in paragraaf 2.2.3 waarvoor de CFD-resultaten ook goed uitgangsinformatie bevatten.

5 Discussie

De discussie over de meetresultaten kan op een aantal thema's worden geconcentreerd;

1. *Is de meetopzet adequaat voor het doel?*
2. *Is de nauwkeurigheid van de meetapparatuur voldoende?*
3. *Zijn de metingen representatief?*
4. *Zijn er voldoende metingen om uitspraken te kunnen doen?*
5. *Was de bronsterkte voldoende hoog om onderscheid te maken met de achtergrond?*
6. *De vochtproblematiek van fijnstof*
7. *Verbetering van de meetopzet*
8. *Toetsing van het model aan de metingen*
9. *De fluxmethode*

Ad. 1. *Is de meetopzet adequaat voor het doel?*

De meetopzet is geschikt gebleken voor het doel; meting van de invloed van vegetatie op de luchtkwaliteit. De variatie in omstandigheden door variatie in emissies zowel als variatie in weersomstandigheden blijkt groot. Continue metingen resulteren in een grote hoeveelheid meetgegevens, waarbij de schatting van het gemiddelde bij grote spreiding van resultaten betrouwbaarder wordt naarmate er meer metingen zijn. Bovendien dient te worden bedacht, dat voor een goede interpretatie bij een groenstrook van beperkte afmetingen, slechts een beperkte windsector kan worden gebruikt. De 20 m masten waren voldoende hoog om vrijwel de achtergrond te meten. De masten langs de weg hadden hoger moeten zijn. Qua stabiliteit en veiligheid levert dit wel problemen op.

Ad. 2. *Is de nauwkeurigheid van de meetapparatuur voldoende?*

De nauwkeurigheid van de meteorologische metingen bleek voldoende, behalve voor vocht. Om dit te verhelpen is een correctie uitgevoerd, gebaseerd onder omstandigheden dat de signalen gelijk zouden moeten zijn. De RV meters (Rotronics) dienen frequenter te worden geijkt dan voor en na een proef. Daarnaast is de plaatsing van vijf in plaats van 2 meetinstrumenten per mast nodig als er belangrijke vochtinvloeden zijn op de meting, zoals in het geval van optische stofmetingen. De gasmetingen konden ook met voldoende nauwkeurigheid worden uitgevoerd, mede doordat (voor NO_x) de verkeersbijdrage bovenop de achtergrond hoog is.

Er was geen budget voor aanschaf van nieuwe instrumenten of grotere reparaties, evenmin als het achter de hand houden van reserve instrumenten (behalve voor de fijnstof meting). Daarom is gekozen voor het gebruik van oude instrumenten voor de dekking van de metingen in de tijd. Dit kostte veel personele inspanning om zaken in het veld zo snel mogelijk te repareren. De personele kosten liepen hierdoor snel op en veroorzaakte onnodig dataverlies. Tevens zijn de achtergrond metingen aan de westzijde van de weg voor NO_x mislukt door een slecht functionerende monitor. Een open vraag is of zuinigheid hier niet te ver is doorgeschoten.

Een voordeel van meting met 1 monitor per twee masten voor en achter de vegetatie is, dat systematische fouten in de absolute waarde van het signaal geen invloed hebben op de fluxberekeningen. Door gebrek aan regelmatige ijking (1 maal per maand was voorzien, maar werd verijdeld door meer aandacht voor instrument uitval) treden er systematische verschillen op tussen de monitoren. Concentraties voor NO_x bij de vegetatie en op de referentie plaatsen zijn hierdoor niet met elkaar te vergelijken na correctie voor systematische verschillen in situaties met oostenwind. Het schatten van de emissies van het verkeer is niet mogelijk als geen zekerheid bestaat over de absolute waarde van de gemeten getallen. Deze berekeningen zijn dan ook niet uitgevoerd. De stofmeters bleken binnen 10% nauwkeurig te kunnen meten. Hier spelen twee factoren een rol in de nauwkeurigheid. De vervuiling van het optisch systeem is niet gelijk voor alle meters. De gevoeligheid van de meters kan hierdoor in een maand in extreme gevallen al een factor 2 afnemen. Hiervoor is gecorrigeerd door een gelijk signaal bij oosten wind aan te nemen en per maand de onderlinge correctiefactoren uit te rekenen. Een optie was geweest om de

instrumenten regelmatig naast elkaar te plaatsen en de signalen te vergelijken. Dit is gebeurd, doch er blijkt voor een goede vergelijking een paar uur meting nodig te zijn terwijl de kans op uitval van instrumenten bij veelvuldig verplaatsen ook toeneemt. De invloed van vocht op de grootte van de stofdeeltjes vormt een extra onzekere factor, omdat er vanaf de bodem naar boven en achter een verdampende vegetatie altijd sprake is van vochtgradiënten. De geschatte overall nauwkeurigheid van de Dustraks komt daarmee op zo'n 20%.

Ad. 3. Zijn de metingen representatief?

De metingen zijn representatief. Dit geldt voor de bron (van tijd tot tijd stagnerend verkeer) en voor de meteorologie (voorkomen van stabiliteitsklassen). Inherent aan de lage frequentie van voorkomen van onstabiele en zeer stabiele stabiliteitsklassen is, dat het aantal waarnemingen in die klassen gering is, omdat deze klasse dan ook nog gepaard moet gaan met wind uit de goede richting. De enige oplossing is hier continu en langer te meten.

Een ander punt van representativiteit is de weg zelf. Deze ligt op een talud. Dit is representatief voor veel snelwegen in Nederland. Gebleken is, dat het talud de stroming beïnvloedt. De meetresultaten zijn dus niet representatief voor een vlak liggende weg.

Ad. 4. Zijn er voldoende metingen om uitspraken te kunnen doen?

Het aantal metingen is eigenlijk alleen voor stabiliteitsklasse D voor de dennen voldoende om met voldoende nauwkeurigheid uitspraken te kunnen doen. De klasse E voor de dennen en klasse D voor de lindes komen hier in de buurt. Het grote aantal metingen (minimaal 113 uren) blijkt noodzakelijk, omdat de spreiding in concentraties door de broneigenschappen en variatie in meteorologie erg groot is en de spreiding in de resultaten hard doortelt doordat van meetpunt naar meetpunt wordt geschakeld. Om die reden zijn voor de fluxbepalingen alle stabiliteitsklassen tezamen genomen om een uitspraak over depositie te kunnen doen. De spreiding blijkt dan nog groot (20%). Voor een significante bepaling van de depositie zijn in deze opzet nog meer metingen nodig. Er bestaan drie alternatieven voor het grote aantal metingen;

- Gebruik meer monitoren om meer dekking in de tijd te krijgen en laat deze met overlap meten om systematische verschillen te kunnen detecteren.
- Gebruik in de aanzuigleidingen dempings/mengvaten om een meer uitgemiddeld en vergelijkbaar monster voor de verschillende meetpunten te verkrijgen.
- Gebruik tracers voor gas en/of deeltjes om verspreiding en depositie beter te kunnen kwantificeren op basis van gekende fysische en chemische eigenschappen.

Ad. 5. Was de bronsterkte voldoende hoog om onderscheid te maken met de achtergrond?

Voor de NO_x emissies was de bronsterkte groot genoeg om een belangrijke verhoging van de concentratie ten opzichte van de achtergrond te bewerkstelligen. Het verloop van de invloed van de verkeersemisies in de hoogte en vanaf de weg windafwaarts is dan ook goed vast te leggen. Voor fijnstof is de bronbijdrage aan de concentratie ten opzichte van de achtergrond veel geringer. Deze bijdrage is van dezelfde orde van grootte als de meetnauwkeurigheid van de fijnstof meters. Dit maakt het moeilijker om depositie op de vegetatie vast te stellen tenzij die zeer groot zou zijn. Door vochtproblemen kon geen depositie worden vastgesteld. Daarbij komen we bij het dilemma meten met instrumenten die het vocht mee meten zodat we de ware grootte van de deeltjes weten met het oog op depositiesnelheden, te gebruiken in modellen of droog aërosol meten (maar dan ook echt droog!), hetgeen alleen volgens de CEN methode mogelijk is (zie hoofdstuk B2 voor problemen met TEOMs en dus ook β -stofmonitoren). Daarnaast is zeer gedetailleerde bepaling van vochtprofielen nodig. Dit wordt dermate complex (en duur), dat het beter lijkt over te gaan op experimenten met tracers, waarbij de bevochtigingseigenschappen van de zuivere stof eerst in het laboratorium worden bepaald en vervolgens deeltjes van bekende grootte worden gegenereerd, die in de atmosfeer snel naar een evenwichtsvochtgehalte groeien. Dit vergt veel RV metingen. Bij gebruik van tracers is naast het opstellen van een massabalans ook het periodiek afspoelen van de vegetatie en analyse mogelijk ter controle op de massabalans.

Ad. 6. *De vochtproblematiek van fijnstof*

Fijnstof meting blijkt door de invloed van vocht een lastig punt. Gaat het alleen om de vaststelling van de luchtkwaliteit en de afvangst van droge massa aan stof door de vegetatie, dan kan het beste volgens het EU normvoorschrift worden gemeten. Op basis van de literatuur zijn ook dan nog variaties in vochtgehalte (en dus massa) mogelijk, omdat niet alle vocht bij 45% RV en 20°C verdwenen is en dit percentage afhankelijk is van de samenstelling van het deeltje. De methode is kostbaar door het grote aantal benodigde zelfregelende pompen en de tijd nodig voor het wisselen van de filters en weging. Gebruik van automatische monitoren lijkt een optie. Die optie is erg kostbaar en erg onpraktisch, omdat de instrumenten niet zodanig zijn uitgevoerd, dat deze eenvoudig in een mast kunnen worden geplaatst. Daarnaast is de methode van droging door verwarming van de lucht zeer feilbaar. De evenwichtsvochtconcentratie is afhankelijk van het absolute vochtgehalte van de buitenlucht (dus combinatie van T en RV) en daarmee niet constant. Problemen met vervluchtiging van ammoniumnitraat en vluchtige koolwaterstoffen zijn erkent. Tenslotte dient er voor de modellering vanuit de droge concentratie teruggerekend te worden naar de natte concentraties, waarbij onzekerheden over de (variatie in) chemische samenstelling van het aërosol een rol spelen.

Optisch meting geeft minder onzekerheid in de actuele grootte van de in de lucht zwevende deeltjes. De meting van de werkelijke grootte of massaconcentratie geeft een beter uitgangspunt voor de berekening van aërosoldynamische processen. Probleem bij deze metingen is de omrekening naar droge massa.

Zoals hiervoor aangegeven is de verhouding nat-droog complex en is alleen een benadering mogelijk tenzij van tracers gebruik wordt gemaakt.

Ad. 7. *Verbetering van de meetopzet*

In het licht van de voorgaande discussie moet worden geconstateerd, dat de meetopzet adequaat is geweest voor het doel en de beschikbare tijd en middelen. Om binnen de mogelijkheden te komen tot een zo optimaal mogelijke meetopzet, heeft opdrachtnemer, naast de 280.000 euro aan middelen die opdrachtgever ter beschikking heeft gesteld, zelf ook ruim 900.000 euro aan middelen ingezet. Dit wil niet zeggen dat er geen verbeteringen mogelijk zijn. Deze mogelijke verbeteringen worden puntsgewijs weergegeven;

- a. De masten langs de weg dienen hoger te worden uitgevoerd in verband met de sterke menging tot grote hoogte boven de weg. Geschat wordt omstreeks 15 m.
- b. Investerings in nieuwe apparatuur betalen zich terug door minder onderhoud en minder uitval.
- c. Het aantal meetpunten langs een mast (5) is eerder te weinig dan teveel, maar maakt dat de meetcyclus lang duurt (30 min). Dat is vooral een nadeel omdat de variabiliteit in concentraties hoog is. Gebruik van 1 monitor voor elke mast zou de voorkeur hebben. Dan moet er wel een meetpunt zijn dat deel uitmaakt van de meetcyclus van de monitor van de andere mast (kruislings meten), zodat voor systematische verschillen tussen de monitoren kan worden gecorrigeerd.
- d. De monitoren moeten tevens periodiek een monster nemen van een ijkgas installatie, zodat gevoeligheid en absolute waarde van de metingen kan worden achterhaald.
- e. Alle masten (ook de referentiemast langs de weg) dienen van Dustraks te worden voorzien om ook voor aërosol de invloed van de vegetatie op de verschillen in concentratieprofielen te kunnen waarnemen.
- f. In plaats van de windsnelheidsmeters, die een belangrijke rol spelen in de fluxberekeningen, kunnen beter sonische anemometers worden gebruikt om de windvectoren in beeld te krijgen. Dit is duurder, maar door een slimme combinatie van tweedimensionale sonische anemometers en enkele 3 dimensionale meters op cruciale punten (ter hoogte van de vegetatie en boven op de mast voor de vegetatie om de stuwing omhoog vast te leggen en op de top van de meetmast achter de vegetatie om te zien of er fluxdivergentie kan zijn).
- g. Voor bepaling van de verhouding nat-droog aërosol dienen 1 of meer TEOMs of β -stofmonitoren te worden geplaatst, waarbij de temperatuur en RV in de meetruimte wordt geregistreerd. Gezien de problemen die blijven (zie punt 5) is gebruik van tracers in gecontroleerde experimenten echter meer belovend.
- h. Ook voor stof dient er in het verre veld een stofmeter inclusief RV meter te worden geïnstalleerd.

Ad. 8. Toetsing van het model aan de metingen

Vroegtijdig overleg tussen modelleers en meetpersoneel heeft geleid tot een betere afstemming tussen de meetopzet en de modeltoetsing op basis van een gevoeligheidsanalyse vooraf en vaststelling welke gegevens in het ideale geval beschikbaar zouden moeten zijn voor de modeltoetsing. Het ideaal werd echter slechts benaderd als gevolg van financiële en personele randvoorwaarden.

Er dient voldoende tijd tussen de verwerking van de meetdata en de modellering te liggen, opdat bij de modellering van de juiste (eventueel voor systematische fouten gecorrigeerde) gegevens uit kan worden gegaan en niet onder tijdsdruk met voorlopige gegevens dient te worden gewerkt.

De resultaten van Envimet zijn veelbelovend en vormen een verbetering ten opzichte van de allereerste vergelijking met de metingen in Vaassen in 2006. De schatting van de depositie van NO_x en fijn stof verdient nog meer aandacht. Daar kan de huidige database een rol bij spelen.

Ad 9. De fluxmethode

Naast de bepaling van de luchtkwaliteit (concentratieniveaus) is ook de fluxmethode ingezet om het verlies van verontreiniging in de vegetatie te schatten. Eigenlijk kent deze methode geen alternatieven, behalve methoden van bladwassing (kan voor slechts een beperkt aantal componenten) of bepaling van fluxdivergentie (ook een massabalans met een grote serie combinaties van sonische anemometers met sneller sensors voor de luchtverontreinigende component). Dat laatste is zeer duur en ook alleen voor een beperkt aantal componenten toepasbaar. Een goed alternatief is er eigenlijk niet. In dit experiment werd de opzet meteen in een zeer complex terrein geplaatst met het risico van fluxdivergentie door materiaal, dat over de masten heen gaat en problemen in het horizontale vlak door de beperkte lengte van de proefopstelling. Daarnaast is de bronsterkte ook nog erg variabel en wordt sequentieel gemeten.

Gezien deze omstandigheden is het experiment bevredigend verlopen. Verbetering zijn echter mogelijk. Zie hiervoor punt 7.

Literatuur

Het rapport

- Beckett, K.P., P.H. Freer-Smith & G. Taylor, 1998. *Urban woodlands: Their role in reducing the effects of particulate pollution*. Environmental Pollution 99: 347-360.
- Beckett, K.P., P.H. Freer-Smith & G. Taylor, 2000a. *Effective tree species for local air-quality management*. Journal of Arboriculture 26: 12-19.
- Beckett, K.P., P.H. Freer-Smith & G. Taylor, 2000b. *The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites*. Arboricultural Journal 24: 209-230.
- CEN/NEN, 1998. *Luchtkwaliteit - Bepaling van de PM10-fractie van zwevend stof – Referentiemethode en veldonderzoek om de referentiegieljkwaardigheid aan te tonen van meetmethoden*. NEN-EN 12341.
- CEN/NEN, 2005. *Ambient Air Quality – Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM2,5 mass fraction of suspended particulate matter*. Meetmethoden. NEN-EN 14907.
- Chauhan, A.J, Krishna, M.T, Holgate, S.T. 1998. Exposure to nitrogen dioxide (NO2) and respiratory disease risk. Rev. Environ. Health 13:73-90
- DWV, 2006. Kennisdocument Vegetatie-luchtkwaliteit ten behoeve van het uitvoeren van een pilot project langs rijkswegen. DWV 2006-094 /IPL 06.00019.
- Endlicher, W. et al. 2007. *Tagungsband zum workshop über den wissenschaftlichen erkenntnisstand über das Feinstaubfilterungspotenzial (qualitativ und quantitativ) von Pflanzen*. Humboldt Universität, Berlijn. Berliner Geographische arbeiten 109. 173 pp.
- Fischer, P.H. et al, 2005. *Air pollution and daily mortality in the Netherlands over the period 1992 - 2002*. RIVM, Bilthoven. Rapportnummer 630400002
- Hanson, P.J. et al, 1991. *Dry deposition of reactive nitrogen compounds: a review of leaf, canopy and non-foliar measurements*. Atmospheric Environment 25A: 1615-1634.
- Heusinkveld, B.G. et al., 2008. *A new remote optical wetness sensor and its applications*. Agricultural and Forest Meteorology 148: 580 – 591
- Hiemstra J.A. et al., 2008. *Bomen, Een verademing voor de stad*. In opdracht van PPH & VHG
- Hofschreuder, P. (A&F), F. Tonneijck (PRI), E. Hofschreuder (Sight). *Optimalisatie van geluidsschermen voor verbetering van de Luchtkwaliteit*. Eindrapport RWS-WDD 630-5490100, Augustus 2005.
- Innovatieprogramma Luchtkwaliteit, 2006. *Kennisdocument vegetatie - luchtkwaliteit ten behoeve van het uitvoeren van een pilotproject langs rijkswegen*. Delft. DWV2006-094/IPL06.00019
- Kuypers, V.H.M. & E.A. de Vries, 2007. *Groen voor Lucht, Van theorie naar praktijk, toepassingen om lucht te zuiveren*, Alterra, Wageningen.
- KEMA, 2008. *Uitbreiding verspreidingsmodellen voor situaties in stedelijke omgeving en toetsing met CFD berekeningen*, KEMA rapport 50700548-TOS/ECC 08-9254, in opdracht van Senter/Novem/InfoMil.
- Kreidenweis, S.M, Petters, M.D, DeMott, P.J. [2008] *Single parameter estimates of aerosol water content*. Environmental Research Letters , vol 3 pp7
- MNP, 2005. *Milieubalans 2005*. Milieu en Natuur Planbureau, Bilthoven. Uitgever: Sdu-uitgevers
- Mohren G.M.J., 1987. *Simulation of forest growth, applied to douglas fir stands in the Netherlands*. Wageningen. 184 p.
- Neubert, A. et al, 1993. *Uptake of NO NO2 and O3 by sunflower (Helianthus annuus L) and tobacco (Nicotiana tabacum L) – dependence on stomatal conductivity*. Atmospheric environment 27A: 2137-2145.

- Nowak, D.J., 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (eds.). *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. General Technical Report NE 186.
- Nowak, David J; The effects of urban trees on air quality. USDA Forest Service, Syracuse, NY. web site: www.fs.fed.us/ne/syracuse.
- Pasquill, F. [1974] *Atmospheric diffusion*. (boek) John Wiley and Sons, London
- Pérez-Soba, M. et al, 1993. *Nitrogen uptake by needles of scotch pine (Pinus sylvestris L) when exposed to gaseous ammonia and ammonium fertilizer in the soil*. Plant and Soil 153: 231-242.
- Pye, K., 1987. *Aeolian dust and dust deposits*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Rosinski, J. & C.T. Nagamoto, (1964). *Particle deposition on and reentrainment from coniferous trees. Part I: Experiments with trees*. Kolloid-Zeitschrift und Zeitschrift für Polymere, Band 204 - Heft 1/2. 111-119.
- RIVM, 2008. Effecten van groen op de luchtkwaliteit. Status 2008. RIVM rapport 680705012/2008.
- RIVM, 2007. De invloed van bebouwing en vegetatie op luchtkwaliteit. Scanning en scouting lucht. RIVM Rapport 729999003/2007.
- Ruyten, F. 2006. *De integrale beplantingsmethode. Naar een dynamische benadering voor het ontwerpen van beplantingen*. Venray.
- Steward, et al. 2002. *Trees and sustainable urban air quality*. Brochure, Lancaster University and Centre for Ecology and Hydrology, Lancaster, UK.
- Takahashi M. et al, 2005. *Differential assimilation of nitrogen dioxide by 70 taxa of roadside trees at an urban pollution level*. Chemosphere 61: 633-639.
- VITO, 2007. Voorstudie ten behoeve van het uitvoeren van een pilot project langs rijkswegen: Update en gevoeligheidsanalyse van de vegetatiemodule in het ENVI-met model. Jean Vankerkom, Bart De Maerschack, Stijn Janssen en Fred Tonneijck. IPL rapport DVS-2008-001.
- VITO, 2008. Modelanalyse van de IPL meetcampagne langs de A50 te Vaassen ter bepaling van het effect van vegetatie op luchtkwaliteit langs snelwegen ENVI-met modellering van de ECN 2006 meetcampagne te Vaassen. Eindrapport, mei 2008.
- Wesseling, J.P., et al., 2004. *Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀ concentraties in de buitenlucht*. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Apeldoorn. R2004/383.

Bij hoofdstuk B.3

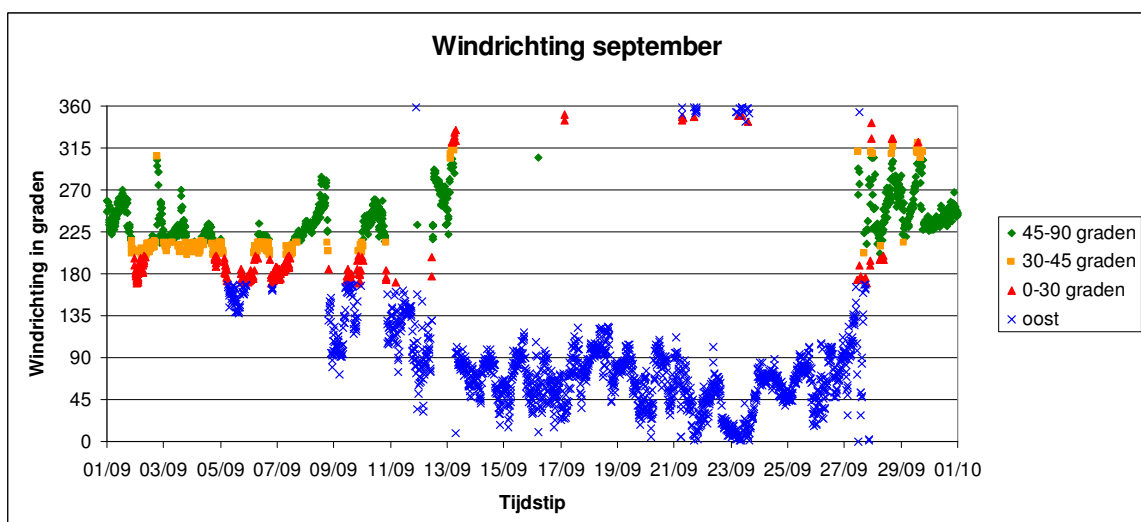
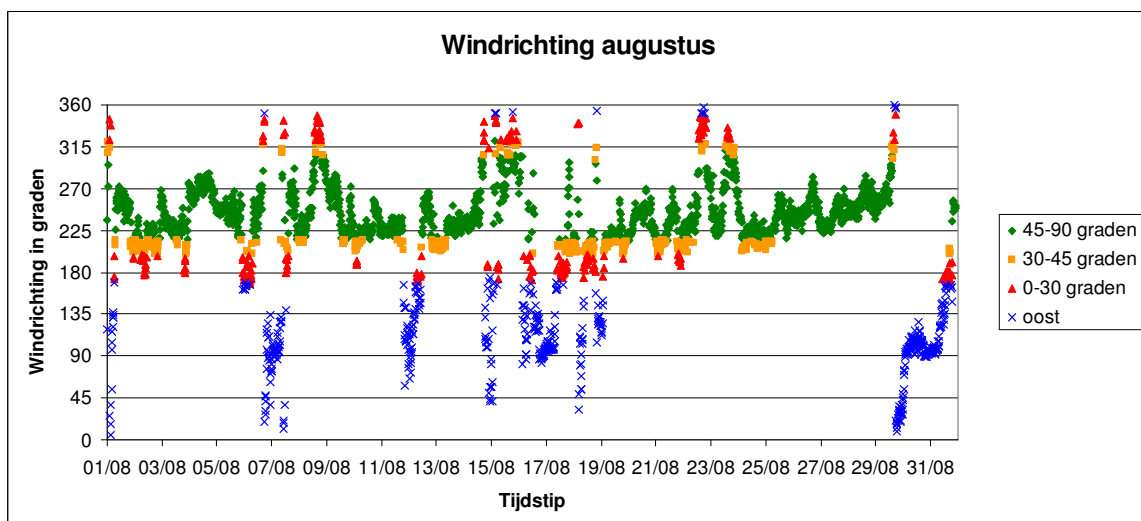
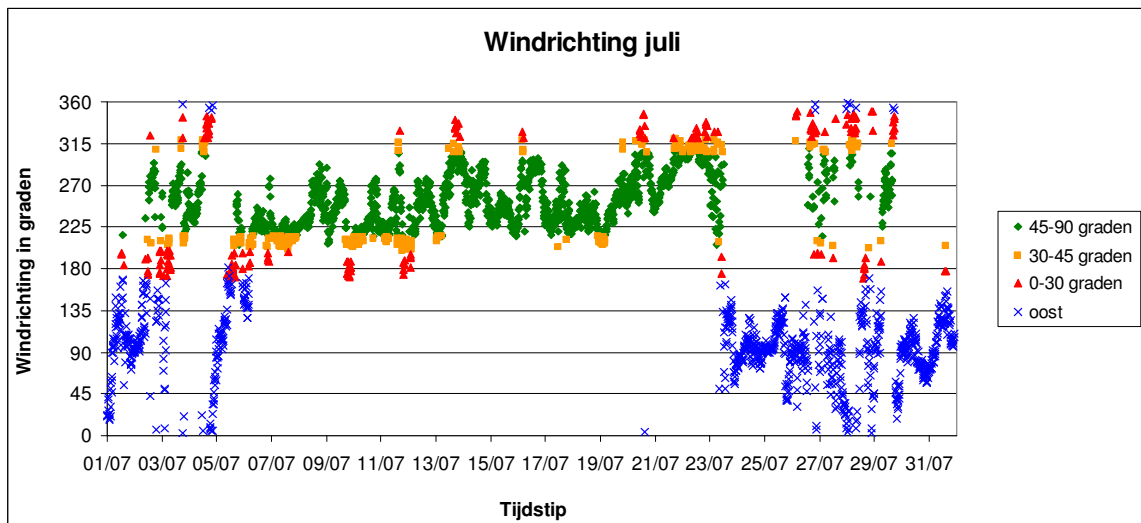
1. Janssen Stijn, et al., *Modelanalyse van de IPL meetcampagne langs de A50 te Vaassen ter bepaling van het effect van vegetatie op luchtkwaliteit langs snelwegen*. 2008, VITO: Mol, Belgium. p. 88.
2. Weijers, E.P., et al., *Onderzoek naar de luchtkwaliteit rondom een vegetatiestrook langs de snelweg*. 2007, ECN. p. 50.
3. Bruse, M. and H. Flear, *Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model*. Environmental Modelling & Software, 1998. **13**.
4. Berkowicz, R. and O. Hertel, *Technical Report DMU LUFT – A131*. 1989, National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark.
5. Vankerkom, J., et al., *Voorstudie ten behoeve van het uitvoeren van een pilot project langs rijkswegen: Update en gevoeligheidsanalyse van de vegetatiemodule in het ENVI-met model*. 2007, VITO and Triple E. p. 50.
6. EMEP/CORINAIR, *Road Vehicle Tyre & Brake Wear & Road Surface Wear*, in *Emission Inventory Guidebook*. 2003.
7. EMEP/CORINAIR, *Emission Inventory Guidebook - 2007*. 2007.
8. Sleuwaert, F., et al., *Optimalisatie en actualisatie van de emissie-inventaris fijnstof in het kader van internationale ontwikkelingen*. 2006, VITO.

Bijlagen

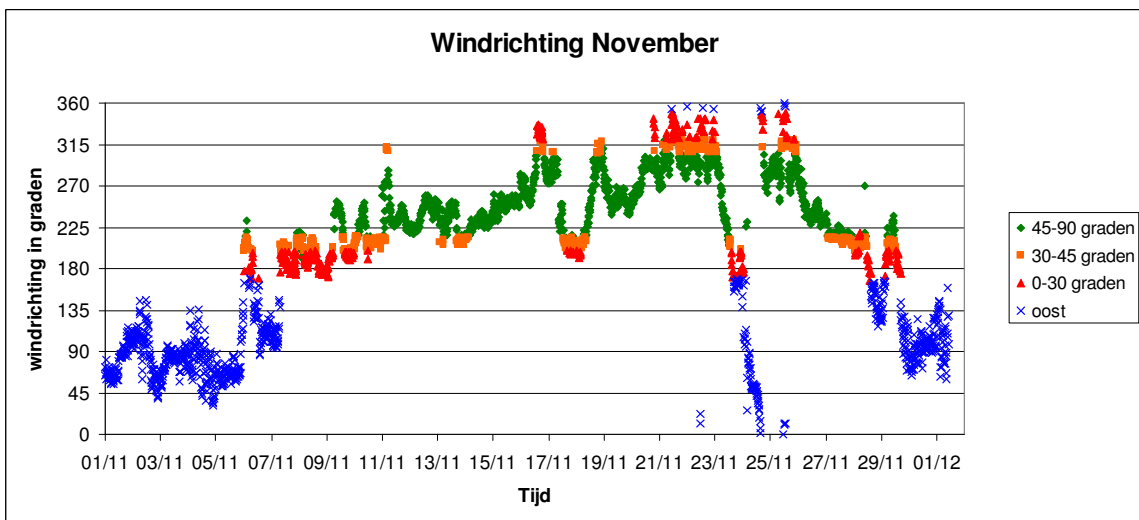
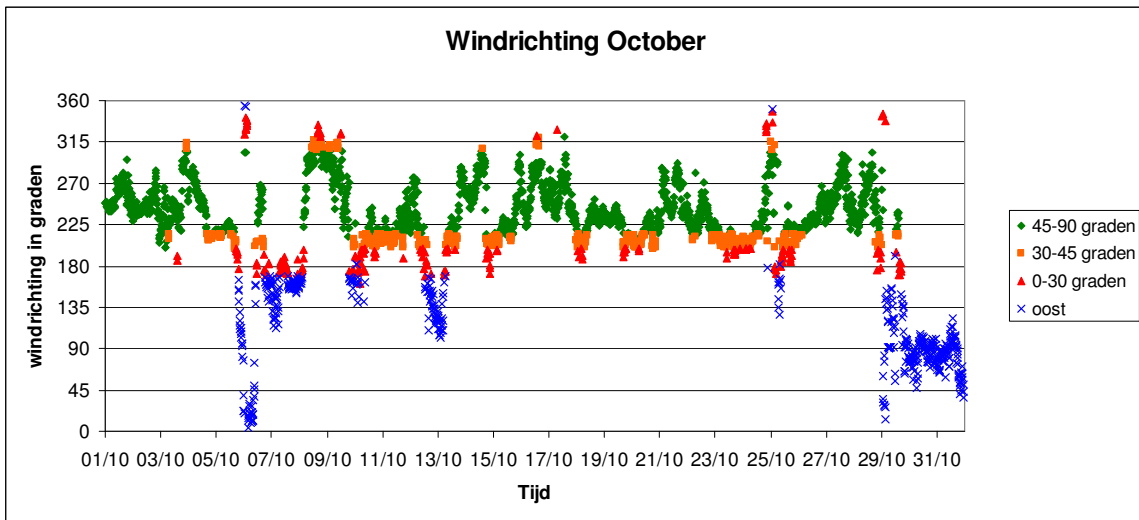
Bijlage 1 - Overzicht van de windrichtingverdeling	114
Bijlage 2 - Overzicht van meteorologische grootheden	116
Bijlage 2A Overzicht van gemeten windsnelheid profielen in de hoogte.....	121
Bijlage 3 - Verdeling van de NO2 concentraties.....	126
Bijlage 4 Overzicht van gemeten concentratieprofielen voor stikstofoxiden	134
Bijlage 5 Overzicht van gemeten concentratieprofielen voor fijnstof.....	142
Bijlage 6 Analyse van de invloed van de door het verkeer opgewekte turbulentie	143
Bijlage 7 - Resultaten van de metingen aan de dennen (Pinus Sylvestris).....	147
Bijlage 8 - Modelbeschrijving Envi-met	155
Atmosferisch model	155
Luchtkwaliteit- en vegetatiemodule	157
Bijlage 9 – Envimet	161
Grid -onvergentieanalyse	161
Effecten van de verhoogde weginrichting.....	166
Modelvalidatie.....	170
Bijlage 10 - Vegetatiemodule.....	184
Literatuurstudie vegetatiemodule.....	184
Literatuur Vegetatiemodule	186
formules vegetatie	187
Modelelementen van de vegetatie	189
Bijlage 11 - Beheerplan beplanting en meetapparatuur	196

Bijlage 1 - Overzicht van de windrichtingverdeling

gedurende periode juli tot en met november voor de metingen langs A50 te Heteren

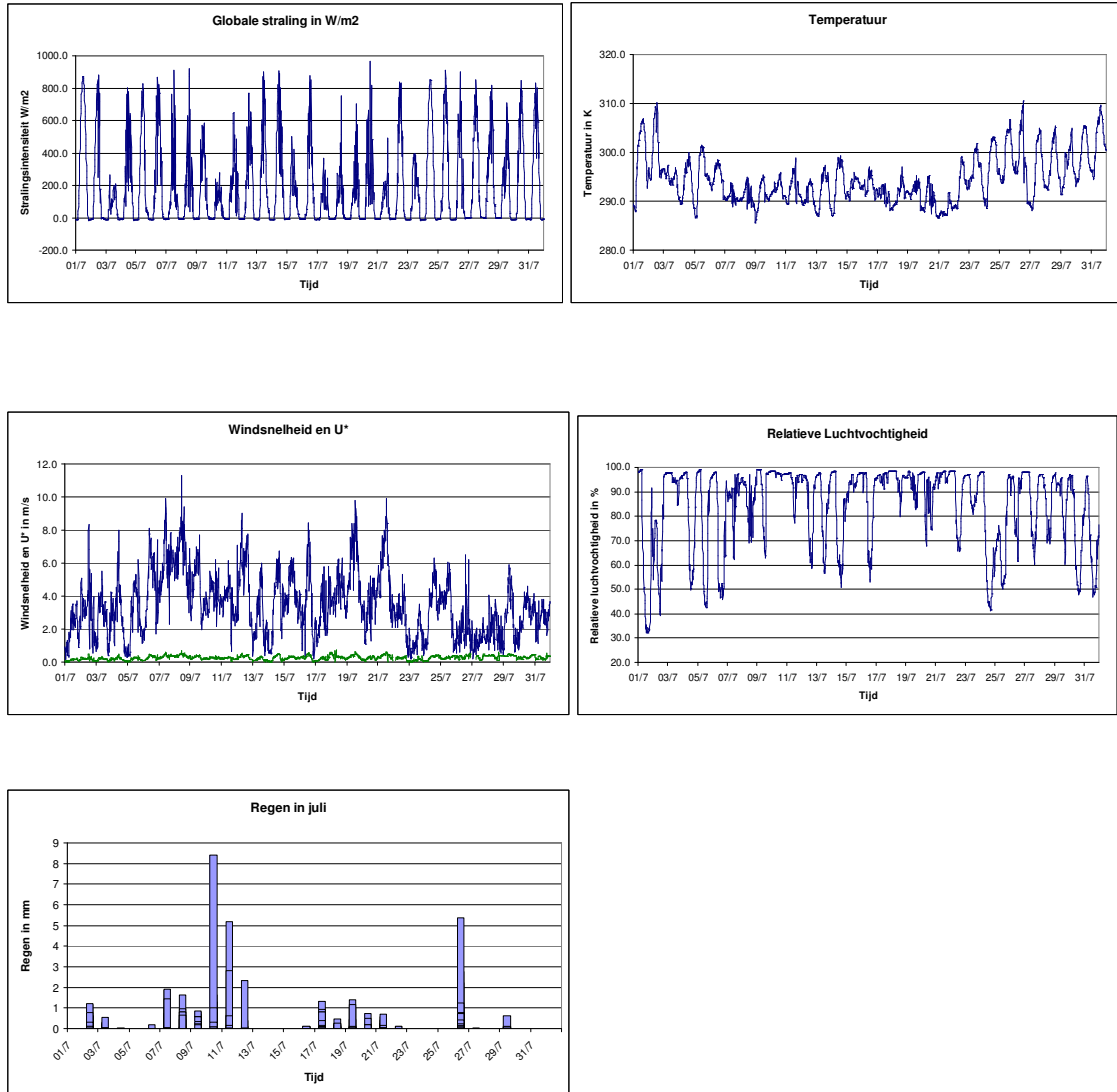


Vervolg overzicht van de windrichtingverdeling gedurende periode juli tot en met november voor de metingen langs de A50 te Heteren

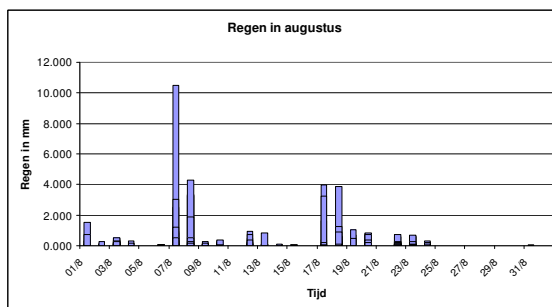
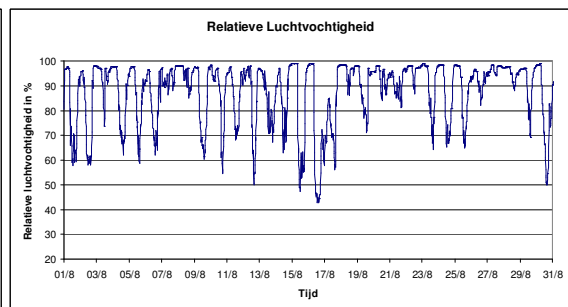
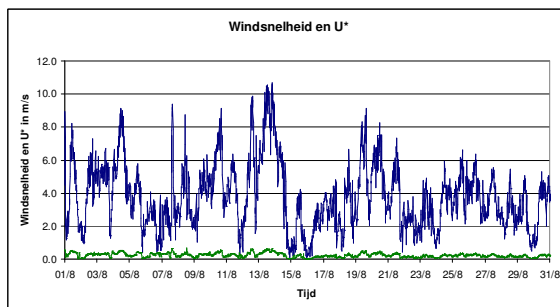
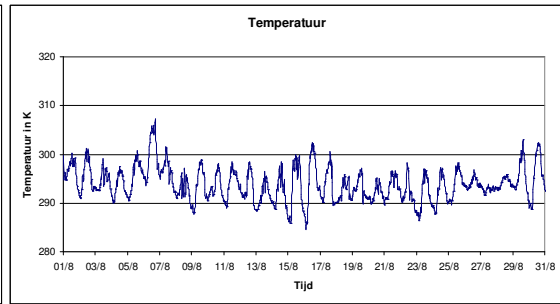
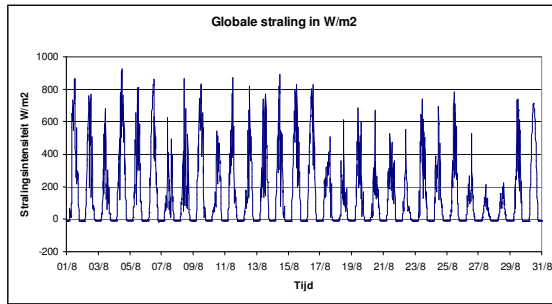


Bijlage 2 - Overzicht van meteorologische grootheden tijdens de metingen aan de A50

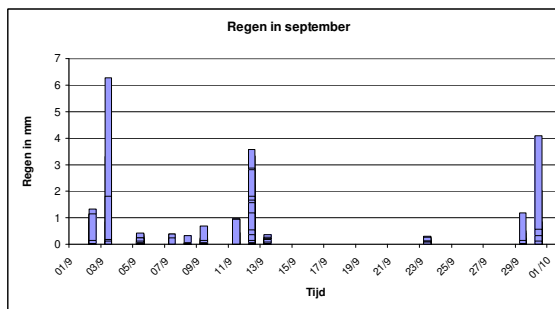
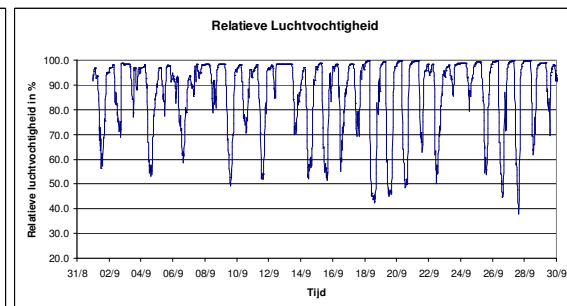
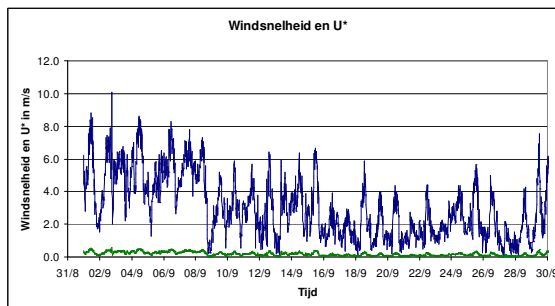
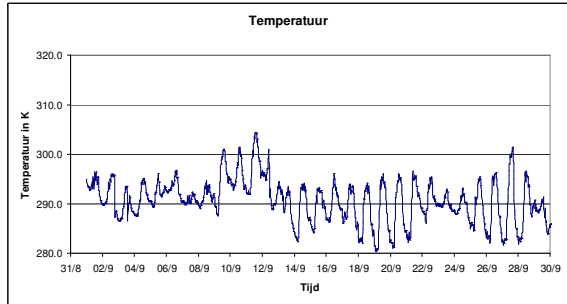
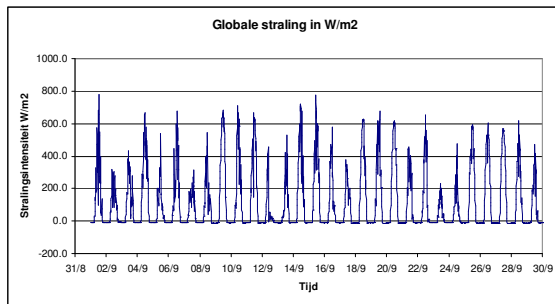
Juli



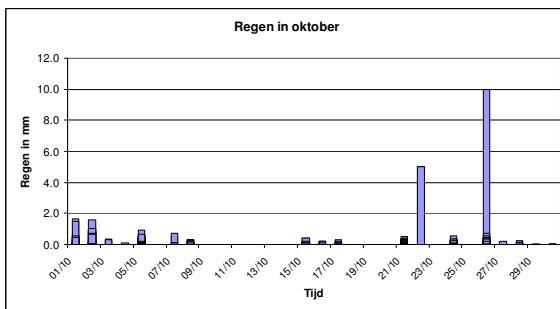
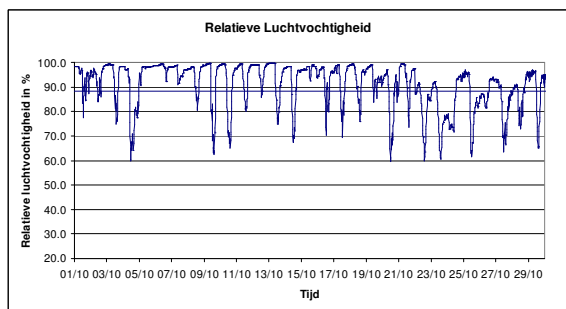
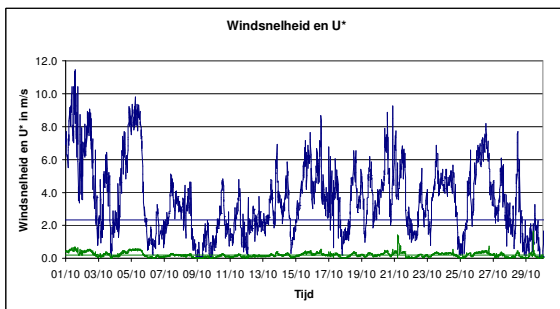
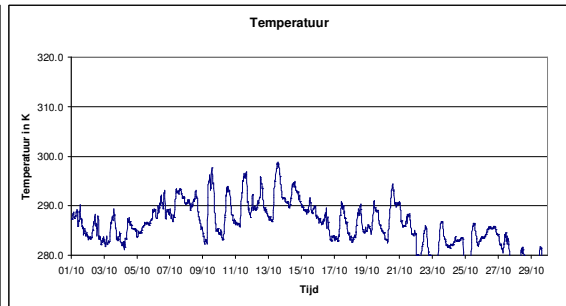
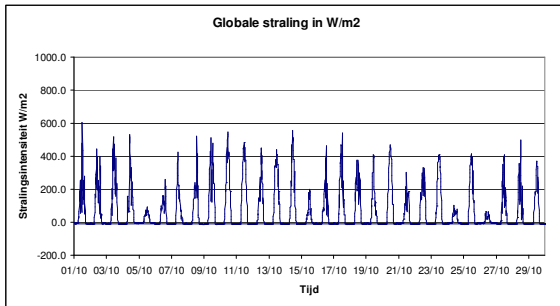
Augustus



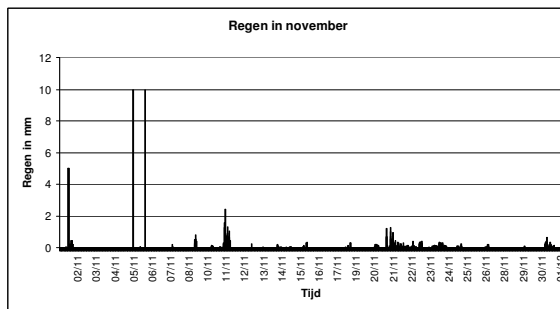
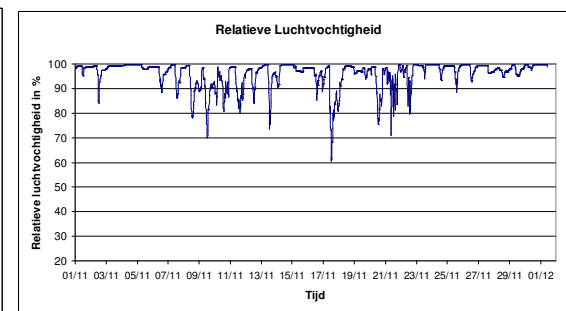
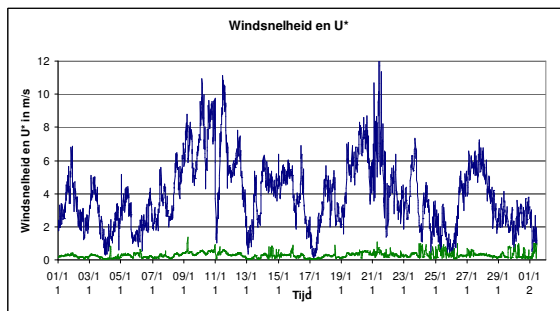
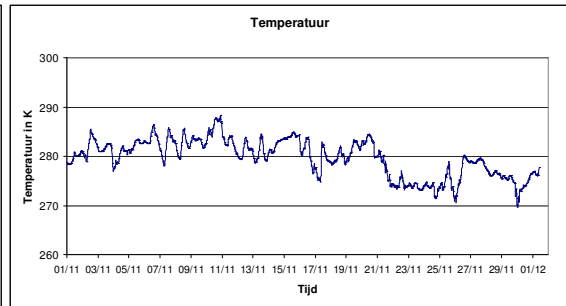
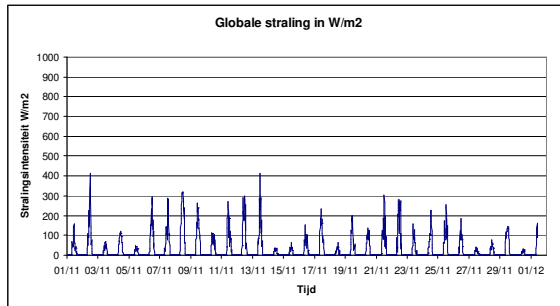
September



Oktober

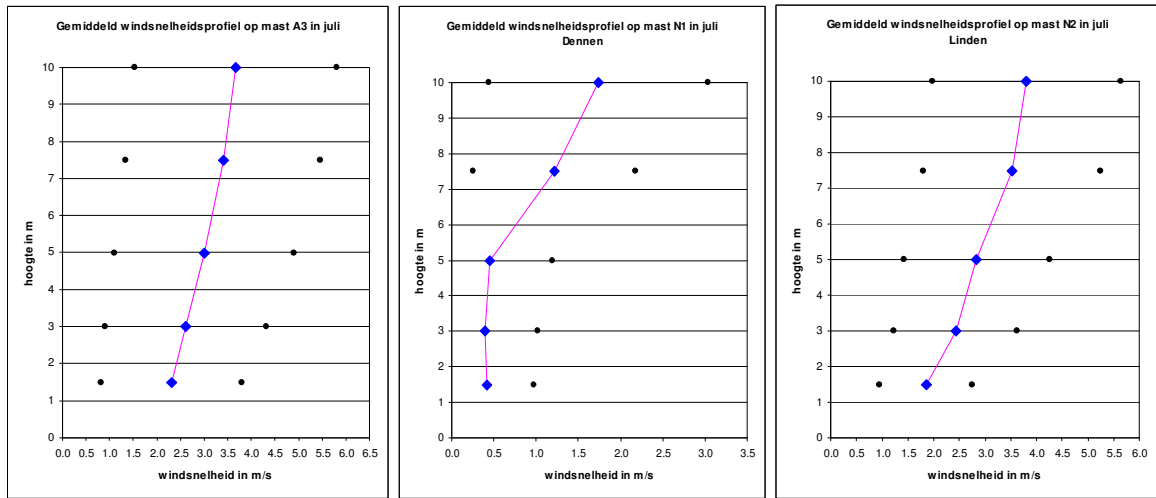


November

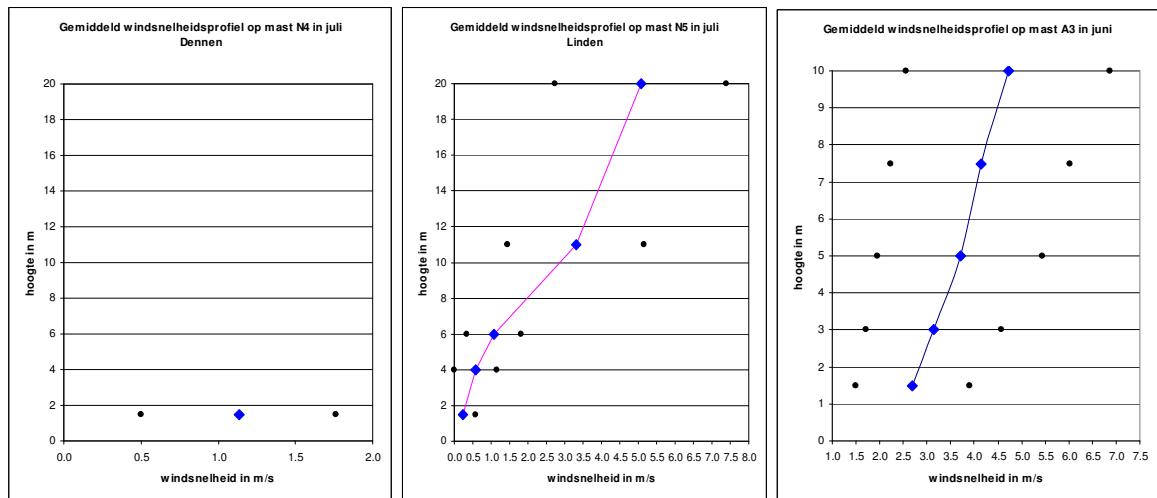


Bijlage 2A

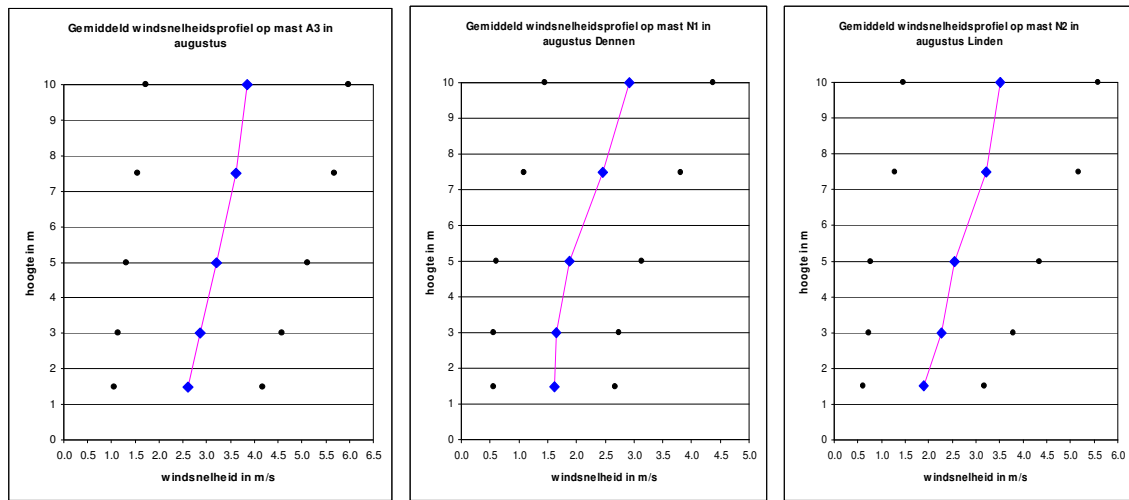
Overzicht van gemeten windsnelheid profielen in de hoogte tijdens de metingen aan de A50 voor de maand juli 2008.



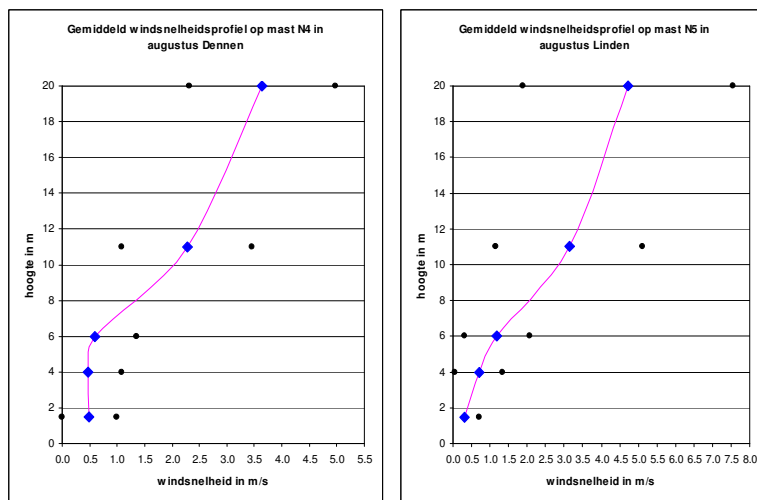
Figuur B2A.1 Windsnelheidsprofielen voor de referentiemast aan de weg (mast A3), de mast voor de dennen (N1) en de mast voor de linden (N2) voor de maand juli. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.



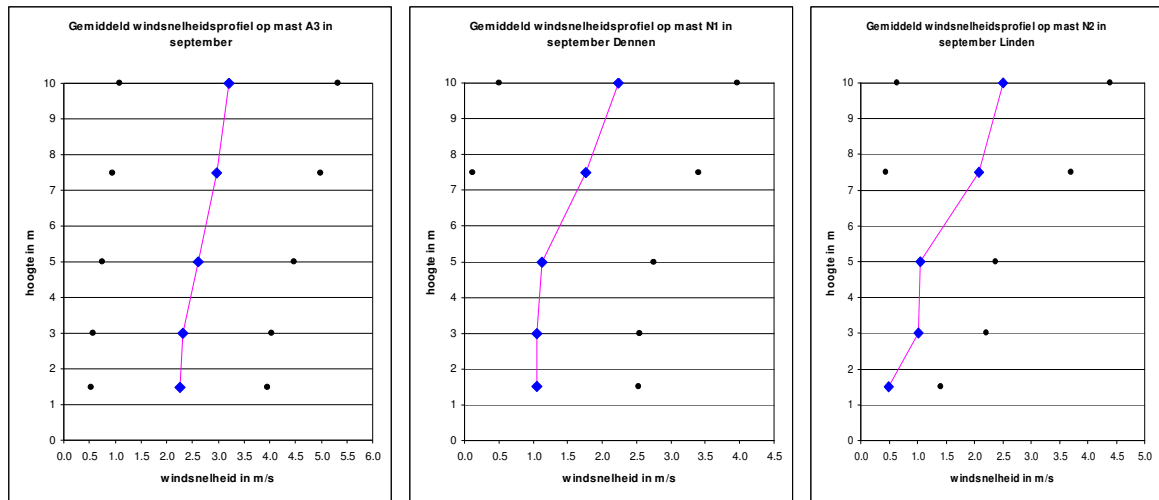
Figuur B2A.2 Windsnelheidsprofielen voor de masten achter de dennen (N4) en linden (N5) voor de maand juli. Als extra het profiel voor de referentiemast aan de weg (mast A3) voor de maand juni. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.



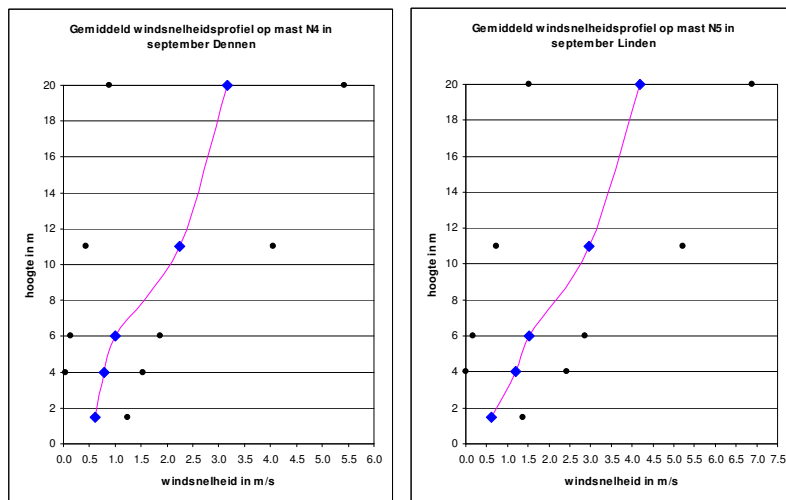
Figuur B2A.3 Windsnelheidsprofielen voor de referentiemast aan de weg (mast A3), de mast voor de dennen (N1) en de mast voor de linden (N2) voor de maand augustus. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.



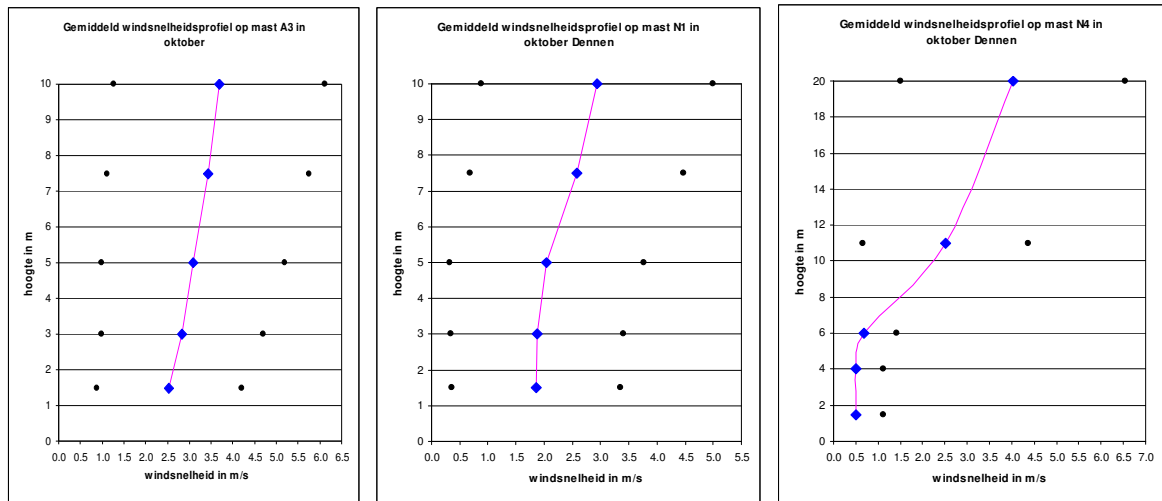
Figuur B2A.4 Windsnelheidsprofielen voor de masten achter de dennen(N4) en linden (N5) voor de augustus. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.



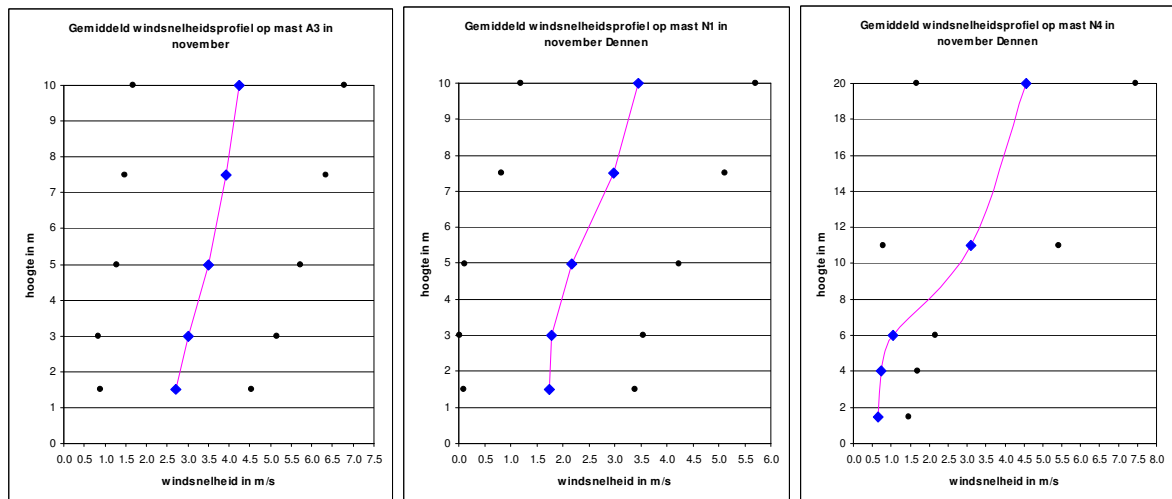
Figuur B2A.5 Windsnelheidsprofielen voor de referentiemast aan de weg (mast A3), de mast voor de dennen (N1) en de mast voor de linden (N2) voor de maand september. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.



Figuur B2A.6 Windsnelheidsprofielen voor de masten achter de dennen(N4) en linden (N5) voor de september. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.



Figuur B2A.7 Windsnelheidsprofielen voor de referentiemast aan de weg (mast A3), de mast voor de dennen (N1) en de mast achter de dennen (N4) voor de maand oktober. In deze maand zijn i.v.m. de slechte toestand van de linden geen metingen aan linden gedaan. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.



Figuur B2A.8 Windsnelheidsprofielen voor de referentiemast aan de weg (mast A3), de mast voor de dennen (N1) en de mast achter de dennen (N4) voor de maand november. In deze maand zijn i.v.m. de slechte toestand van de linden geen metingen aan linden gedaan. De punten ter weerszijden van de lijn geven de standaarddeviatie van de windsnelheid aan gedurende de betreffende maand.

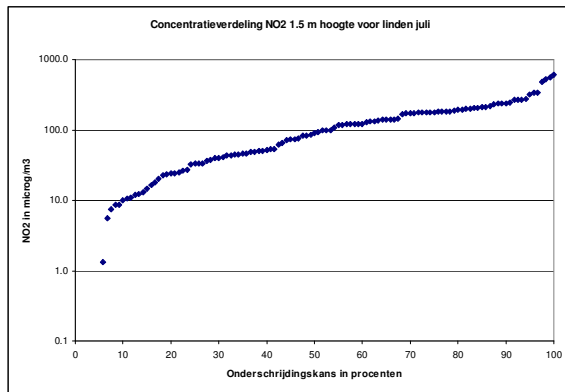
Vervolg Bijlage 2A

Overzicht van gemeten windsnelheid profielen in de hoogte tijdens de metingen aan de A50 voor alle maanden in 2008.

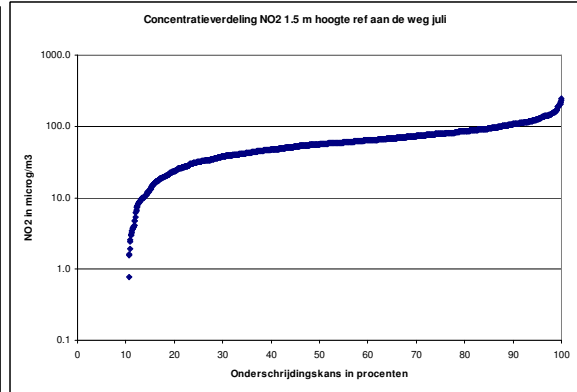
Maand	z in m	Mast A3 Referentie		Mast N1 dennen		Mast N2 linden		z in m	Mast N4 dennen		Mast N5 linden	
		U gem	stdv U	U gem	stdv U	U gem	stdv U		U gem	stdv U	U gem	stdv U
juni	1.5	2.7	1.2	-	-	-	-	1.5	-	-	-	-
	3	3.1	1.4	-	-	-	-	4	-	-	-	-
	5	3.7	1.7	-	-	-	-	6	-	-	-	-
	7.5	4.1	1.9	-	-	-	-	11	-	-	-	-
	10	4.7	2.2	-	-	-	-	20	-	-	-	-
juli	1.5	2.3	1.5	0.4	0.6	1.9	0.9	1.5	1.1	0.6	0.2	0.3
	3	2.6	1.7	0.4	0.6	2.4	1.2	4	-	-	0.6	0.6
	5	3	1.9	0.5	0.7	2.8	1.4	6	-	-	1.1	0.7
	7.5	3.4	2.1	1.2	1.0	3.5	1.7	11	-	-	3.3	1.9
	10	3.7	2.1	1.7	1.3	3.8	1.8	20	-	-	5.1	2.3
augustus	1.5	2.6	1.6	1.6	1.0	1.9	1.3	1.5	0.5	0.5	0.3	0.4
	3	2.9	1.7	1.7	1.1	2.3	1.5	4	0.5	0.6	0.7	0.6
	5	3.2	1.9	1.9	1.3	2.5	1.8	6	0.6	0.8	1.2	0.9
	7.5	3.6	2.1	2.5	1.4	3.2	1.9	11	2.3	1.2	3.1	2.0
	10	3.9	2.1	2.9	1.5	3.5	2.1	20	3.6	1.3	4.7	2.8
september	1.5	2.3	1.7	1.1	1.5	0.5	0.9	1.5	0.6	0.6	0.6	0.7
	3	2.3	1.7	1	1.5	1.0	1.2	4	0.8	0.8	1.2	1.2
	5	2.6	1.9	1.1	1.6	1.0	1.3	6	1	0.9	1.5	1.3
	7.5	3.0	2	1.8	1.6	2.1	1.6	11	2.2	1.8	3	2.2
	10	3.2	2.1	2.2	1.7	2.5	1.9	20	3.2	2.3	4.2	2.7
oktober	1.5	2.5	1.6	1.9	1.5	-	-	1.5	0.5	0.6	-	-
	3	2.8	1.8	1.9	1.5	-	-	4	0.5	0.6	-	-
	5	3.1	2.1	2	1.7	-	-	6	0.7	0.7	-	-
	7.5	3.4	2.3	2.6	1.9	-	-	11	2.5	1.9	-	-
	10	3.7	2.4	2.9	2.1	-	-	20	4	2.5	-	-
november	1.5	2.7	1.8	1.7	1.7	-	-	1.5	0.7	0.8	-	-
	3	3.0	2.2	1.8	1.8	-	-	4	0.7	1	-	-
	5	3.5	2.2	2.2	2.1	-	-	6	1	1.1	-	-
	7.5	3.9	2.4	3.0	2.1	-	-	11	3.1	2.3	-	-
	10	4.2	2.5	3.5	2.3	-	-	20	4.6	2.9	-	-

Tabel B2A-1 Overzicht van gemeten windsnelheidsprofielen voor de maanden juni t/m november 2008 langs de A 50. Let er op, dat dit gemiddelden over de meetperioden zijn. Dit omvat alle voorkomende windrichtingen.

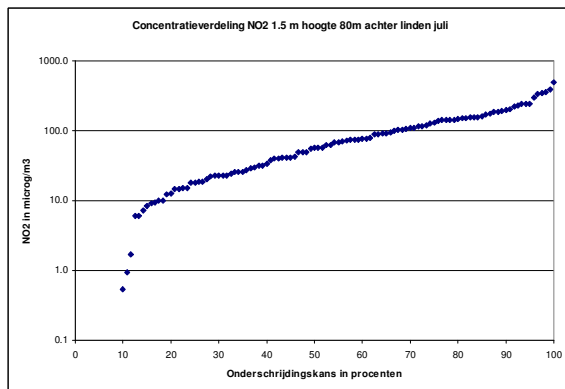
**Bijlage 3 - Verdeling van de NO₂ concentraties
op 1.5 m hoogte aan de meetmasten langs de A50 de in tijd (juli 2008)**



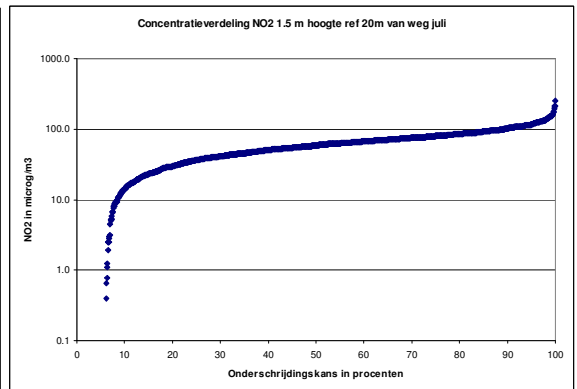
NO₂ verdeling voor linden op 1.5 m
Aantal uren = 59.5



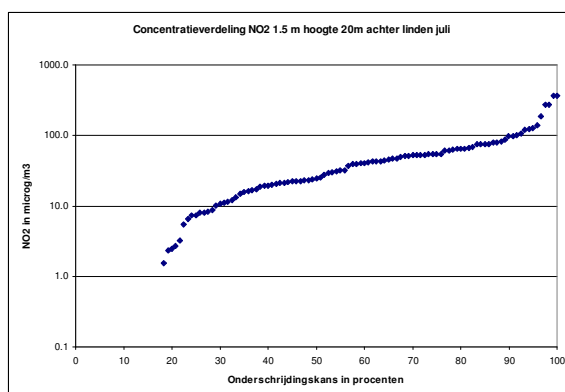
NO₂ verdeling referentie aan weg op 1.5 m
Aantal uren = 731.5



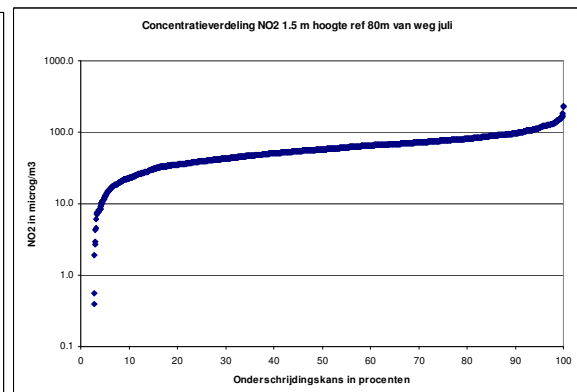
NO₂ verdeling 20m achter linden op 1.5 m
Aantal uren = 59.5



NO₂ verdeling referentie 20 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 731.5



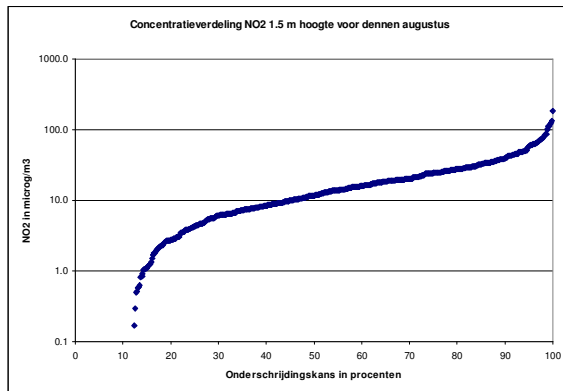
NO₂ verdeling 80m achter linden op 1.5 m
Aantal uren = 59.5



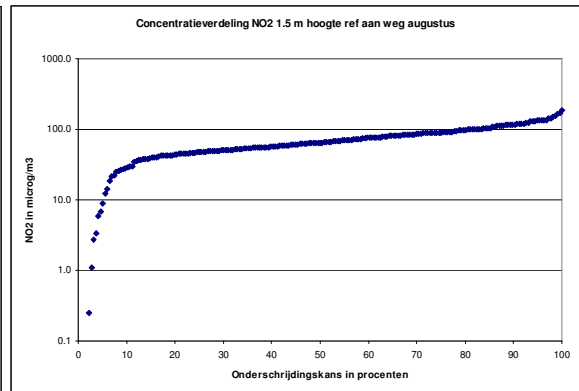
NO₂ verdeling referentie 80 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 731.5

Vervolg bijlage 3

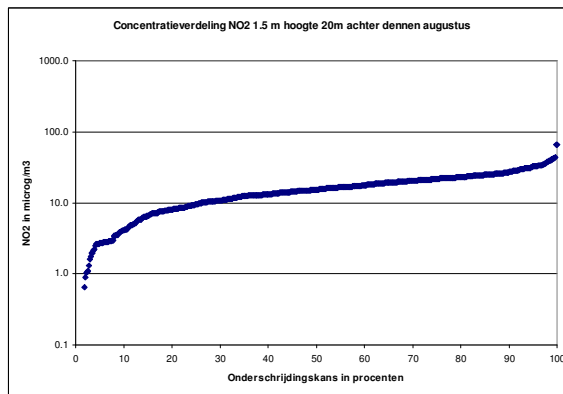
Verdeling van de NO₂ concentraties op 1.5 m hoogte aan de meetmasten langs de A50 de in tijd (augustus 2008)



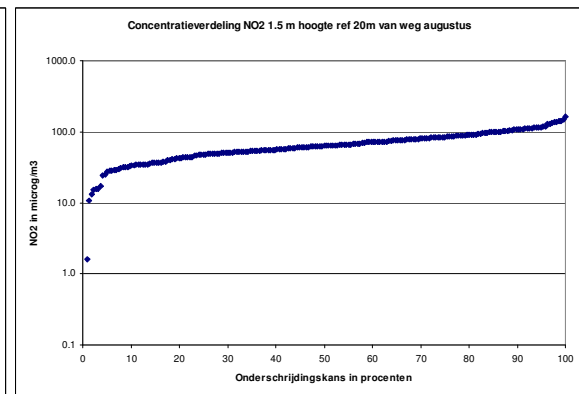
NO₂ verdeling voor dennen op 1.5 m
Aantal uren = 289.5



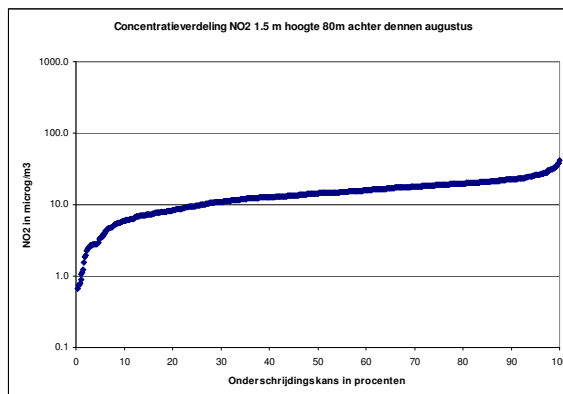
NO₂ verdeling referentie aan weg op 1.5 m
Aantal uren = 107.5



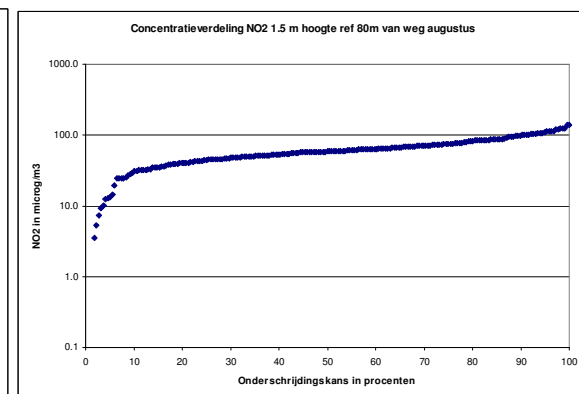
NO₂ verdeling 20m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 289.5



NO₂ verdeling referentie 20 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 107.5



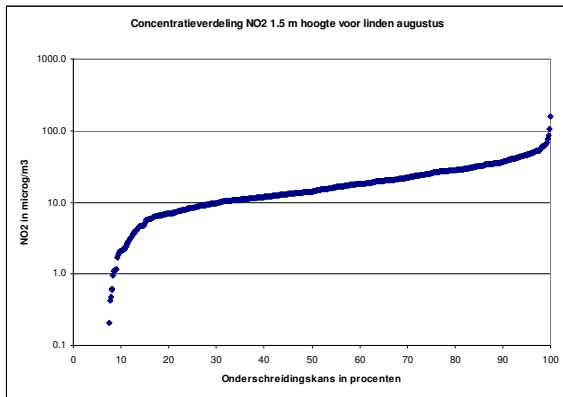
NO₂ verdeling 80m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 289.5



NO₂ verdeling referentie 80 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 107.5

Vervolg bijlage 3

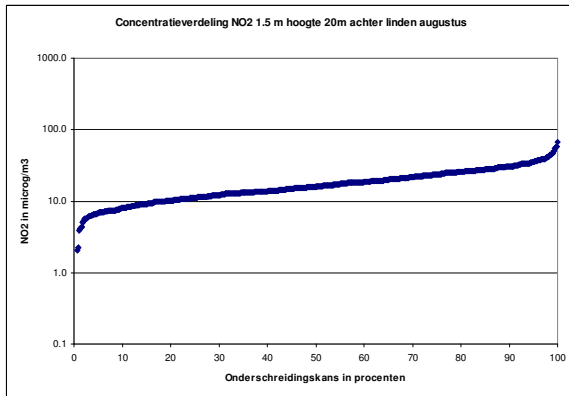
Verdeling van de NO₂ concentraties op 1.5 m hoogte aan de meetmasten langs de A50 de in tijd (augustus 2008)



NO₂ verdeling voor linden op 1.5 m
Aantal uren = 281

Geen data voor referentiemast beschikbaar

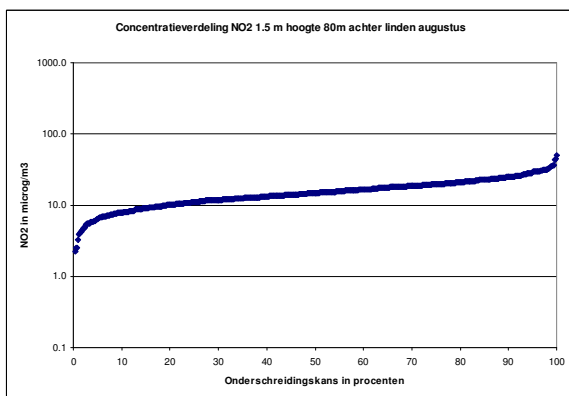
NO₂ verdeling referentie aan weg op 1.5 m
Aantal uren = 0



NO₂ verdeling 20m achter linden op 1.5 m
Aantal uren = 281

Geen data voor referentiemast beschikbaar

NO₂ verdeling referentie 20 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 0



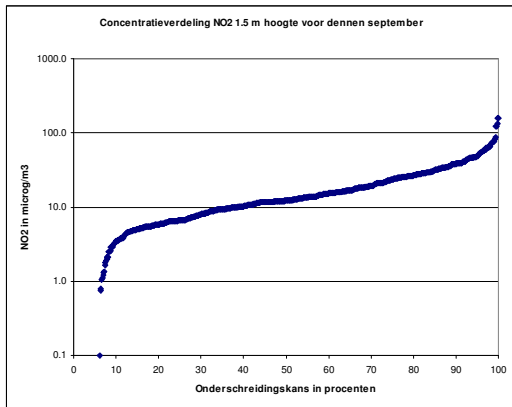
NO₂ verdeling 80m achter linden op 1.5 m
Aantal uren = 281

Geen data voor referentiemast beschikbaar

NO₂ verdeling referentie 80 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 0

Vervolg bijlage 3

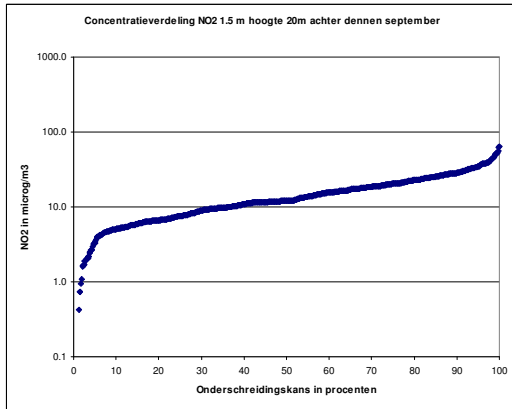
Verdeling van de NO₂ concentraties op 1.5 m hoogte aan de meetmasten langs de A50 de in tijd (september 2008)



NO₂ verdeling voor dennen op 1.5 m
Aantal uren = 347

Geen data voor referentiemast beschikbaar

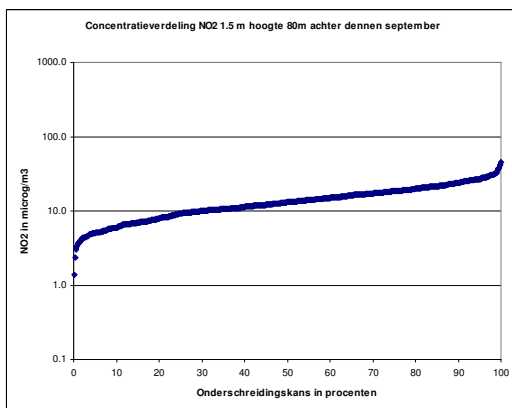
NO₂ verdeling referentie aan weg op 1.5 m
Aantal uren = 0



NO₂ verdeling 20m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 347

Geen data voor referentiemast beschikbaar

NO₂ verdeling referentie 20 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 0



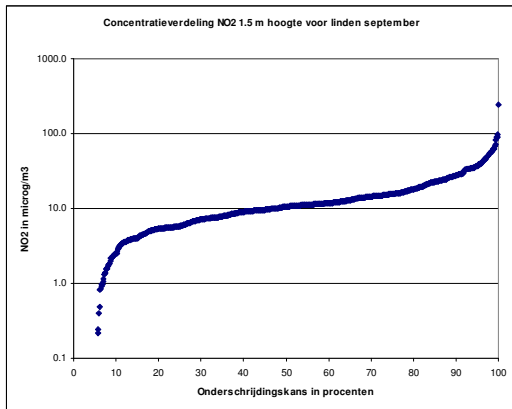
NO₂ verdeling 80m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 347

Geen data voor referentiemast beschikbaar

NO₂ verdeling referentie 80 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 0

Vervolg bijlage 3

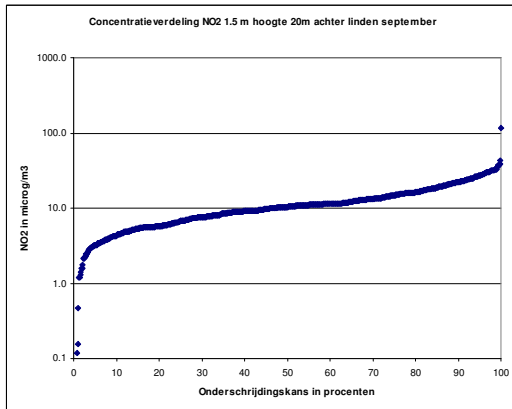
Verdeling van de NO₂ concentraties op 1.5 m hoogte aan de meetmasten langs de A50 de in tijd (september 2008)



NO₂ verdeling voor lindes op 1.5 m
Aantal uren = 346

Geen data voor referentiemast beschikbaar

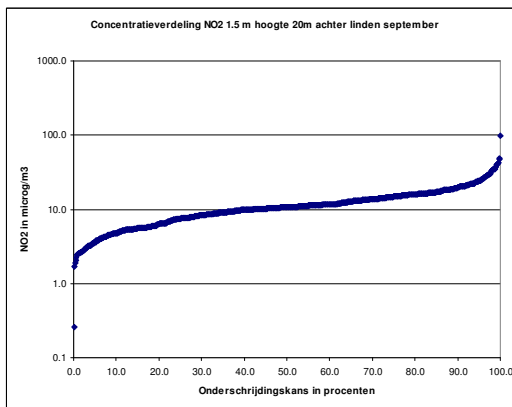
NO₂ verdeling referentie aan weg op 1.5 m
Aantal uren = 0



NO₂ verdeling 20m achter lindes op 1.5 m
Aantal uren = 346

Geen data voor referentiemast beschikbaar

NO₂ verdeling referentie 20 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 0



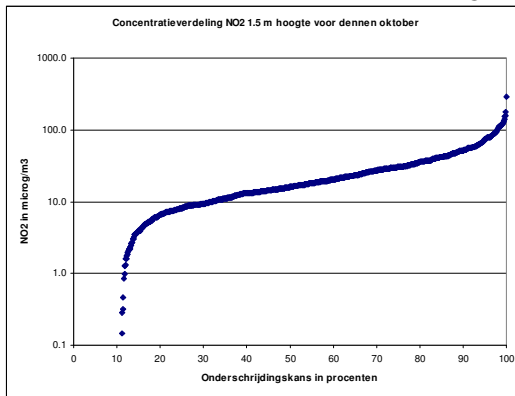
NO₂ verdeling 80m achter lindes op 1.5 m
Aantal uren = 346

Geen data voor referentiemast beschikbaar

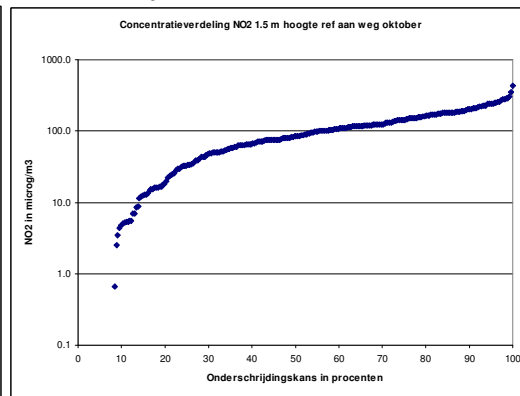
NO₂ verdeling referentie 80 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 0

Vervolg bijlage 3

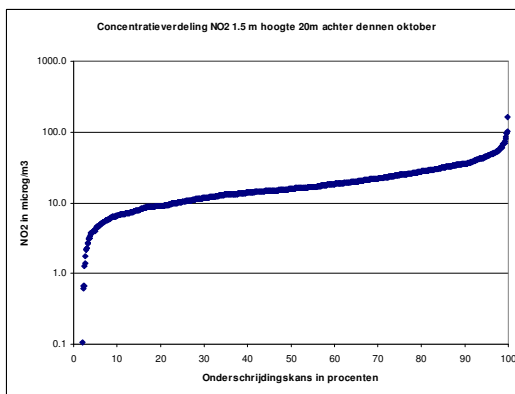
Verdeling van de NO₂ concentraties op 1.5 m hoogte aan de meetmasten langs de A50 de in tijd (oktober 2008)



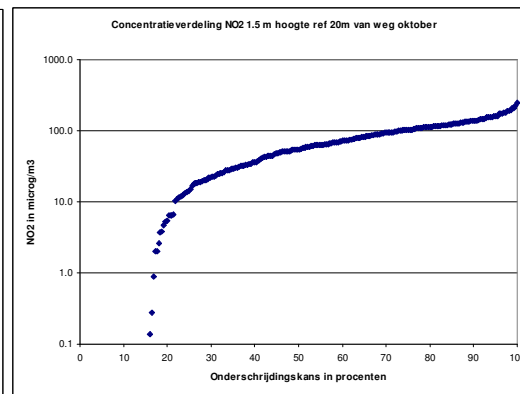
NO₂ verdeling voor dennen op 1.5 m
Aantal uren = 433



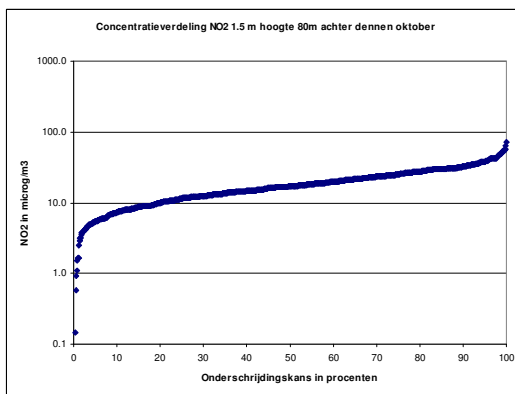
NO₂ verdeling referentie aan weg op 1.5 m
Aantal uren = 130.5



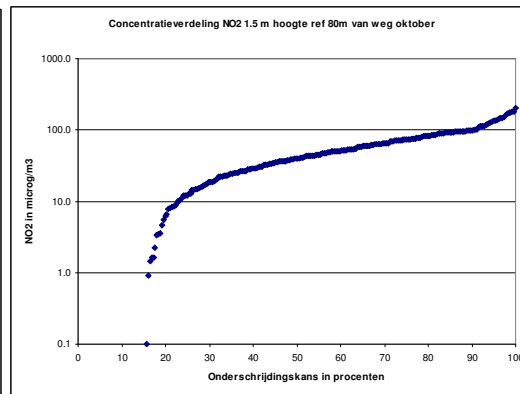
NO₂ verdeling 20m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 433



NO₂ verdeling referentie 20 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 130.5



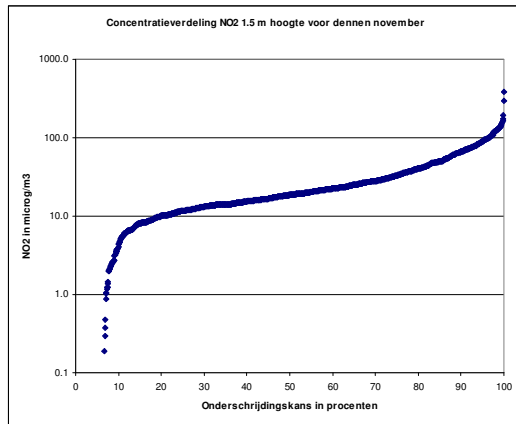
NO₂ verdeling 80m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 433



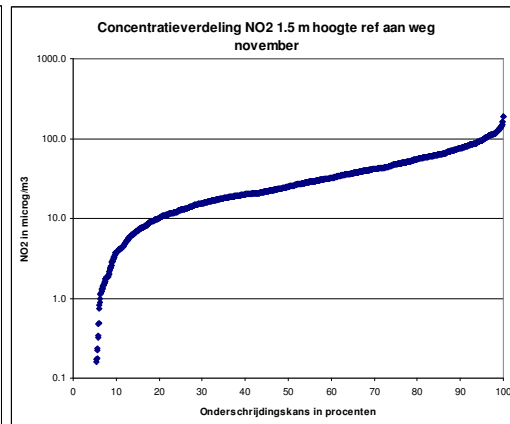
NO₂ verdeling referentie 80 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 130.5

Vervolg bijlage 3

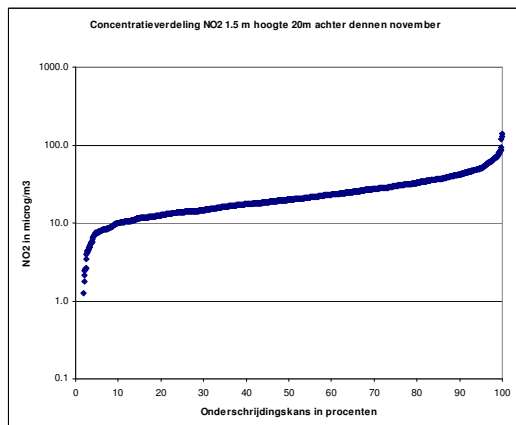
Verdeling van de NO₂ concentraties op 1.5 m hoogte aan de meetmasten langs de A50 de in tijd (november 2008)



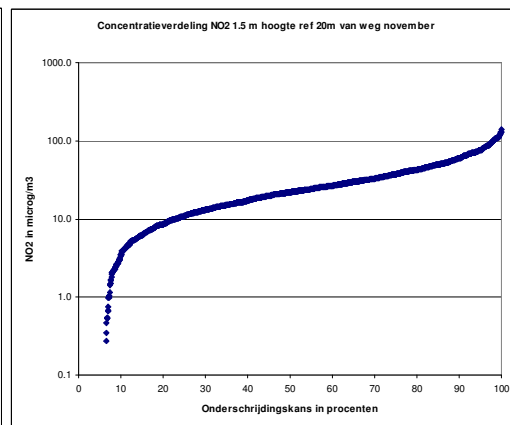
NO₂ verdeling voor dennen op 1.5 m
Aantal uren = 635



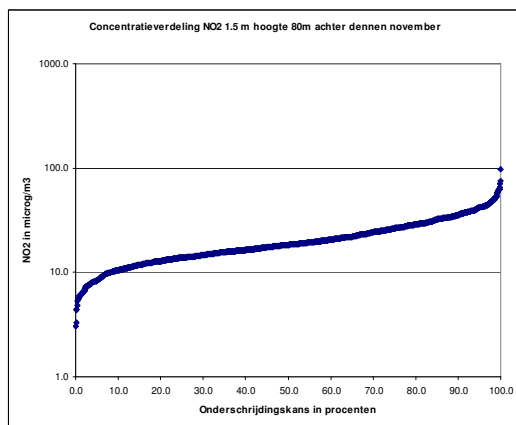
NO₂ verdeling referentie aan weg op 1.5 m
Aantal uren = 720



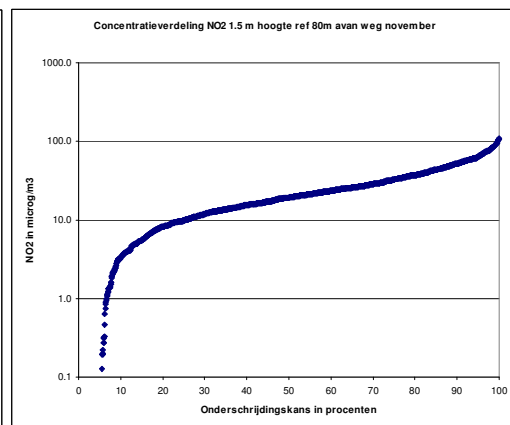
NO₂ verdeling 20m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 635



NO₂ verdeling referentie 20 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 720



NO₂ verdeling 80m achter dennen op 1.5 m
Aantal uren = 635



NO₂ verdeling referentie 80 m van weg op 1.5 m
Aantal uren = 720

Voor diegenen, die het overzicht liever in een tabel dan in grafieken zien of er behoefte aan hebben om de gemiddelden en de standaardafwijking te kunnen aflezen zijn de gegevens voor NO₂ concentraties op 1.5 m hoogte samengevat in de volgende tabel.

Tabel B3.1 Overzicht van mediaan, gemiddelde en standaardafwijking van de concentraties op 1.5 m hoogte naast de weg, achter de vegetatie en op de referentiemasten. Het aantal bruikbare meeturen is ook aangegeven.

Overzicht van mediaan, gemiddelden en stdv van NO ₂ concentraties op 1.5 m hoogte																
Dennen	N1-1.5				A3-1.5				N4-1.5				A6-1.5			
	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren
juli	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
aug	14.3	20.3	21.1	579	65.8	71.3	33.9	215	15.7	16.4	9.1	579	63.3	67.5	29.0	215
sept	13.0	18.9	18.2	694	-	-	-	-	12.2	15.4	10.1	694	-	-	-	-
okt	18.3	26.3	25.8	866	96.2	105.9	75.0	261	14.2	19.7	14.2	866	68.2	75.8	51.6	261
nov	19.6	30.3	30.7	1270	27.0	35.9	29.6	1446	20.2	24.0	14.8	1270	23.4	29.6	23.5	1440
Linden	N2-1.5				A3-1.5				N5-1.5				A6-1.5			
	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren	Mediaan	Gemidd	STDV	N=uren
juli	98.5	126.2	116	119	59.8	64.2	35.4	1463	68.2	94.9	93.4	119	61.6	63.3	32	1463
aug	15.5	19.7	15.2	562	-	-	-	-	16	18.2	9.4	562	-	-	-	-
sept	10.9	14.6	15.4	692	-	-	-	-	10.4	12	8.2	692	-	-	-	-
okt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
nov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Let er op, dat de perioden met gegevens voor de masten voor en achter de vegetatie en op de referentie locatie gedeeltelijk - en soms helemaal niet overlappen. Vergelijking is dus niet mogelijk.

Bijlage 4 Overzicht van gemeten concentratieprofielen voor stikstofoxiden langs de A50 bij Valburg

Tabel B4.1 A Relatieve (mediane) concentratieprofielen langs de meetmast vóór de dennen (N1) na schaling ten opzichte van het 20 m meetpunt op de meetmast achter de vegetatie(N4-20).

Relatieve (mediane) concentraties aan mast N1 tov N4-20												
dennen	NO		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20	
hoogte	1.5		3.0		5.0		7.5		10.0			
Pasquill	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	n=uren	
a	2.2	4.5	3.1	10.2	2.5	4.7	2.3	6.0	1.6	4.5	4.0	
b	2.7	0.8	3.6	1.0	3.1	0.9	2.1	0.6	2.1	1.4	2.5	
c	4.5	2.8	5.6	2.7	3.2	2.8	2.8	2.3	1.7	1.4	9.5	
d	4.9	38.4	6.1	45.6	4.6	39.5	2.9	25.5	1.4	18.7	199.0	
e	4.0	19.5	4.7	13.6	3.5	9.0	2.2	7.8	1.4	4.6	82.0	
f	3.7	7.0	4.1	8.0	3.0	6.5	2.4	5.0	1.4	3.5	47.5	
gewogen gem.	4.5		5.4		4.0		2.6		1.4		344.5	
dennen	NOx		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20	
hoogte	1.5		3.0		5.0		7.5		10.0			
Pasquill	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	n=uren	
a	1.8	5.0	2.2	3.0	2.2	3.7	2.0	3.0	1.6	2.1	4.0	
b	2.2	0.3	2.6	0.2	1.8	0.5	1.7	0.7	1.6	0.4	2.5	
c	2.6	1.3	3.0	1.5	2.4	1.2	1.9	0.8	1.6	0.6	9.5	
d	2.2	1.1	2.4	1.3	2.1	1.1	1.5	0.9	1.1	0.5	199.0	
e	1.8	1.1	2.0	1.3	1.8	1.1	1.4	0.6	1.1	0.4	82.0	
f	1.9	1.0	2.3	1.3	1.8	1.0	1.6	0.8	1.2	0.8	47.5	
gewogen gem.	2.1		2.3		2.0		1.5		1.1		344.5	
dennen	NO2		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20	
hoogte	1.5		3.0		5.0		7.5		10.0			
Pasquill	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	n=uren	
a	-0.1	2.6	0.2	2.4	0.4	4.6	0.5	5.6	0.6	6.8	4.0	
b	1.5	2.4	2.4	1.5	1.6	0.6	1.9	2.4	0.8	2.9	2.5	
c	1.7	1.8	1.1	4.5	1.4	3.7	1.0	2.0	1.7	2.2	9.5	
d	1.0	1.6	1.4	1.8	1.3	1.7	1.1	1.5	1.0	1.0	199.0	
e	1.2	2.1	1.1	2.2	1.1	2.5	1.1	1.2	1.0	0.9	82.0	
f	1.1	1.2	1.4	2.1	1.2	1.7	1.2	1.1	1.1	0.8	47.5	
gewogen gem.	1.1		1.3		1.2		1.1		1.0		344.5	

Tabel B4.1 B Relatieve (mediane) concentratieprofielen langs de meetmast achter de dennen (N4) na schaling ten opzichte van het 20 m meetpunt op de meetmast achter de vegetatie(N4-20).

Relatieve (mediane) concentraties aan mast N4 tov N4-20														
dennen	NO					NO					NO			
hoogte	N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N7/N4-20		1.5	
Pasquill	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	n=uren	
a	1.8	6.4	2.2	6.3	2.1	5.7	1.8	5.5	1.0	0.0	1.5	5.1	4.0	
b	2.3	0.6	2.3	0.4	2.4	0.4	2.3	0.4	1.0	0.0	1.5	0.3	2.5	
c	4.0	3.5	3.8	2.9	3.6	4.2	3.3	2.4	1.0	0.0	2.2	2.4	9.5	
d	4.4	6.7	4.6	7.4	4.8	7.5	3.2	4.2	1.0	0.0	2.7	3.6	199.0	
e	3.8	7.4	3.8	15.3	4.0	14.9	2.8	8.2	1.0	0.0	2.6	10.2	82.0	
f	3.1	6.8	3.2	5.6	3.3	9.7	2.1	5.4	1.0	0.0	2.4	4.7	47.5	
gewogen gem.	4.0		4.1		4.3		2.9		1.0		2.6		344.5	
dennen	NOx					NOx					NOx			
hoogte	N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N7/N4-20		1.5	
Pasquill	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	n=uren	
a	1.5	2.8	1.6	4.0	1.7	3.2	1.4	3.5	1.0	0.0	1.3	2.5	4.0	
b	1.7	0.2	1.4	0.4	1.7	0.4	1.8	0.4	1.0	0.0	3.1	0.7	2.5	
c	2.5	0.6	2.2	0.7	2.1	0.9	1.8	0.4	1.0	0.0	5.4	4.4	9.5	
d	2.3	1.0	2.4	1.2	2.4	1.1	1.8	0.6	1.0	0.0	6.0	10.4	199.0	
e	1.8	0.9	1.9	0.8	2.0	0.8	1.5	0.4	1.0	0.0	6.4	26.9	82.0	
f	1.8	0.9	2.0	1.0	2.1	1.3	1.7	0.9	1.0	0.0	5.4	16.2	47.5	
gewogen gem.	2.1		2.2		2.2		1.7		1.0		5.9		344.5	
dennen	NO2					NO2					NO2			
hoogte	N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N7/N4-20		1.5	
Pasquill	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	n=uren	
a	0.6	1.5	0.4	3.1	0.4	3.9	0.5	1.9	1.0	0.0	0.4	2.1	4.0	
b	1.1	1.4	0.9	1.5	1.1	0.9	0.7	1.0	1.0	0.0	1.3	0.4	2.5	
c	1.3	1.5	1.5	1.5	1.3	1.7	1.3	1.6	1.0	0.0	2.9	2.4	9.5	
d	1.4	1.2	1.6	1.2	1.5	1.1	1.2	1.1	1.0	0.0	3.3	8.1	199.0	
e	1.1	1.1	1.2	1.2	1.2	1.9	1.1	1.3	1.0	0.0	3.6	17.3	82.0	
f	1.2	0.7	1.3	1.1	1.4	1.0	1.3	0.8	1.0	0.0	3.0	11.7	47.5	
gewogen gem.	1.3		1.4		1.4		1.2		1.0		3.3		344.5	

Vervolg bijlage 4

Tabel B4.2 A Relatieve (mediane) concentratieprofielen langs de meetmast vóór de linden (N2) na schaling ten opzichte van de het 20 m meetpunt op de meetmast achter de vegetatie(N5-20).

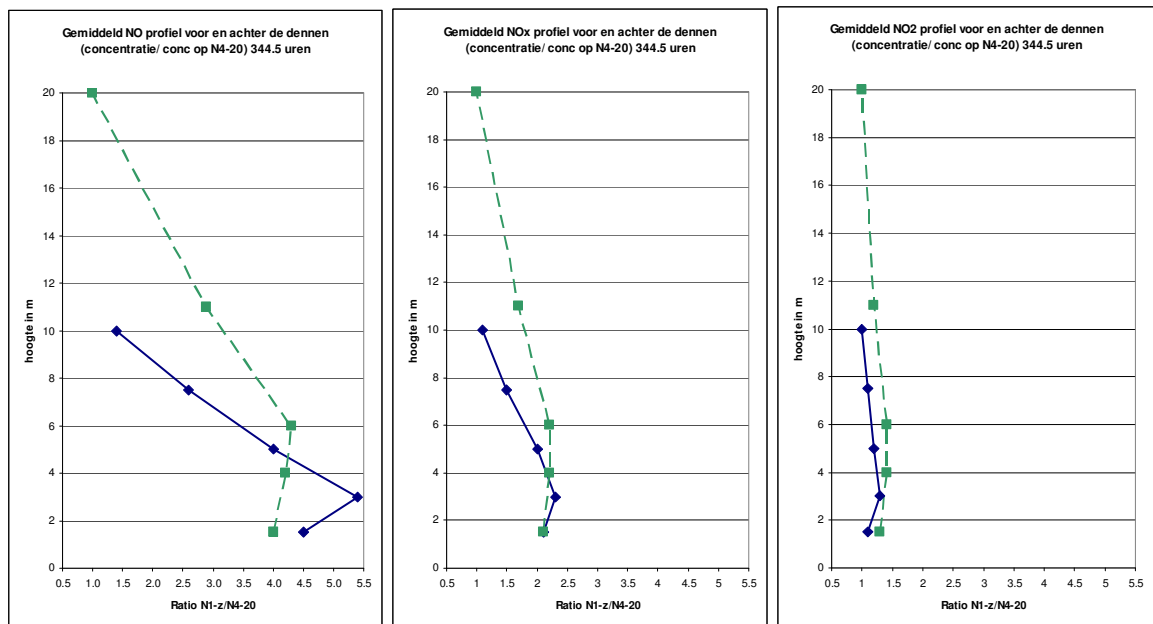
Relatieve (mediane) concentraties aan mast N2 tov N5-20												
Linden hoogte Pasquill	NO N2/N5-20		N2/N5-20		N2/N5-20		N2/N5-20		N2/N5-20		n=uren	
	1.5	3.0	5.0	7.5	10.0	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.		stdv
a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
b	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
c	1.4	0.3	1.6	0.3	1.3	0.3	1.0	0.2	0.6	0.3	6.0	6.0
d	1.2	0.4	1.4	0.5	1.1	0.4	0.8	0.5	0.5	0.4	26.0	26.0
e	1.2	0.5	1.2	0.5	1.1	0.4	0.7	0.4	0.6	0.4	14.5	14.5
f	1.1	0.5	1.2	0.4	1.1	0.4	0.8	0.4	0.7	0.4	8.5	8.5
gewogen gem.	1.2	1.3	1.1	0.8	0.6	55.0						
NOx												
Linden hoogte Pasquill	N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		N1/N4-20		n=uren	
	1.5	3.0	5.0	7.5	10.0	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.		stdv
a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
b	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
c	1.3	0.2	1.6	0.2	1.4	0.2	1.0	0.2	0.3	0.2	6.0	6.0
d	1.4	0.4	1.5	0.5	1.2	0.4	0.8	0.3	0.2	0.3	26.0	26.0
e	1.4	0.5	1.3	0.4	1.1	0.4	0.7	0.3	0.4	0.3	14.5	14.5
f	0.9	1.0	1.2	1.5	1.0	1.0	0.8	0.3	0.4	0.3	8.5	8.5
gewogen gem.	1.3	1.4	1.2	0.8	0.3	55.0						
NO2												
Linden hoogte Pasquill	N2/N5-20		N2/N5-20		N2/N5-20		N2/N5-20		N2/N5-20		n=uren	
	1.5	3.0	5.0	7.5	10.0	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.		stdv
a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
b	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
c	1.2	0.3	1.8	0.4	1.5	0.4	1.1	0.3	0.7	0.3	6.0	6.0
d	1.4	0.7	1.6	0.9	1.3	0.8	0.9	0.6	0.7	0.4	26.0	26.0
e	1.4	1.4	1.2	1.9	1.0	1.3	0.7	1.0	0.2	0.9	14.5	14.5
f	0.4	0.9	0.7	3.7	0.5	1.4	0.6	1.4	0.6	1.8	8.5	8.5
gewogen gem.	1.2	1.4	1.1	0.8	0.6	55.0						

Tabel B4.2 B Relatieve (mediane) concentratieprofielen langs de meetmasten achter de linden (N5) na schaling ten opzichte van de het 20 m meetpunt op de meetmast achter de vegetatie(N5-20).

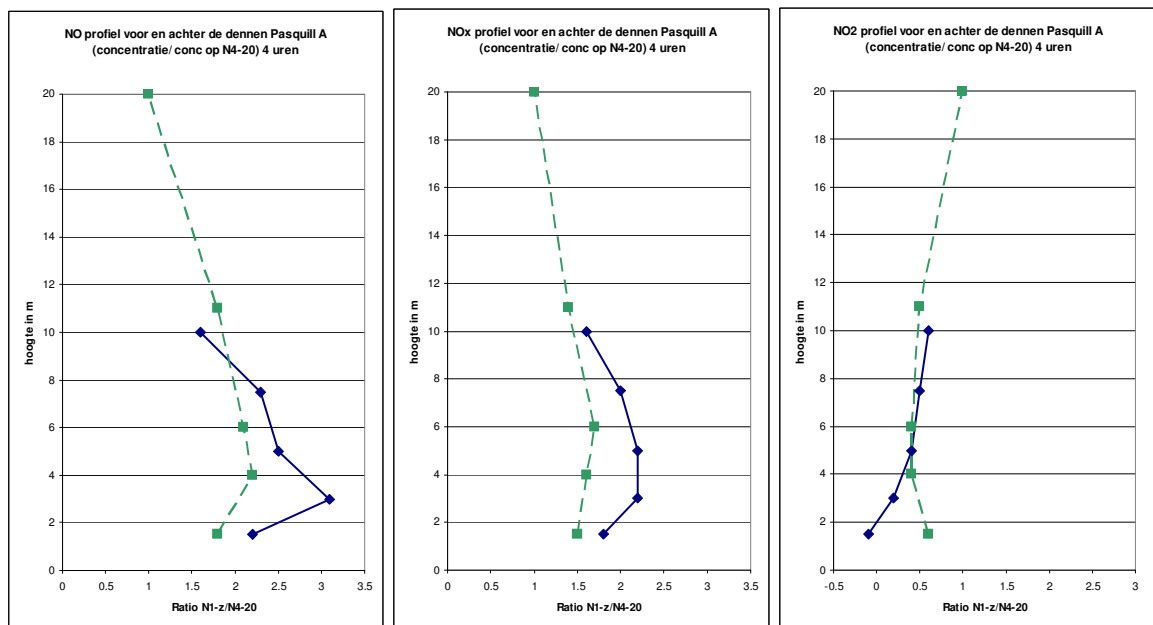
Relatieve (mediane) concentraties aan mast N5 tov N5-20													
Linden hoogte Pasquill	NO N5/N5-20		N5/N5-20		N5/N4-20		N5/N5-20		N5/N5-20		NO N8/N5-20		n=uren
	1.5	4.0	6.0	11.0	20.0	1.5	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	
a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
b	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
c	1.0	0.1	1.2	0.2	0.5	0.2	0.7	0.2	1.0	0.0	0.9	0.2	6.0
d	1.1	0.5	1.2	0.4	0.5	0.3	0.7	0.4	1.0	0.0	0.9	0.2	26.0
e	0.9	0.4	1.2	0.3	0.6	0.3	0.7	0.3	1.0	0.0	0.9	0.2	14.5
f	0.9	0.2	1.1	0.3	0.7	0.3	0.7	0.2	1.0	0.0	0.9	0.2	8.5
gewogen gem.	1.0	1.2	0.6	0.7	1.0	0.9	55.0						
NOx													
Linden hoogte Pasquill	N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		N4/N4-20		NOx N7/N4-20		n=uren
	1.5	4.0	6.0	11.0	20.0	1.5	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	
a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
b	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
c	1.1	0.2	1.3	0.2	0.4	0.1	0.7	0.1	1.0	0.0	1.7	0.5	6.0
d	1.0	0.3	1.2	0.3	0.4	0.1	0.6	0.1	1.0	0.0	1.3	0.7	26.0
e	0.9	0.3	1.1	0.3	0.4	0.2	0.6	0.1	1.0	0.0	1.1	0.4	14.5
f	0.8	0.3	1.0	0.3	0.4	0.2	0.6	0.2	1.0	0.0	0.9	0.8	8.5
gewogen gem.	1.0	1.2	0.4	0.6	1.0	1.2	55.0						
NO2													
Linden hoogte Pasquill	N5/N5-20		N5/N5-20		N5/N4-20		N5/N5-20		N5/N5-20		NO2 N8/N5-20		n=uren
	1.5	4.0	6.0	11.0	20.0	1.5	C rel.	stdv	C rel.	stdv	C rel.	stdv	
a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
b	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
c	1.3	0.3	1.3	0.4	0.3	0.2	1.1	0.2	1.0	0.0	0.8	0.4	6.0
d	0.9	0.5	1.1	0.5	0.3	0.2	1.1	0.5	1.0	0.0	0.5	0.7	26.0
e	0.7	0.9	0.8	1.1	0.1	0.6	1.2	1.4	1.0	0.0	0.2	0.4	14.5
f	0.5	0.8	0.3	0.6	0.3	1.9	1.2	1.9	1.0	0.0	-0.1	0.8	8.5
gewogen gem.	0.8	0.9	0.2	1.1	1.0	1.0	55.0						

Vervolg bijlage 4

Concentratieprofielen voor verschillende stabiliteitsklassen voor de dennen



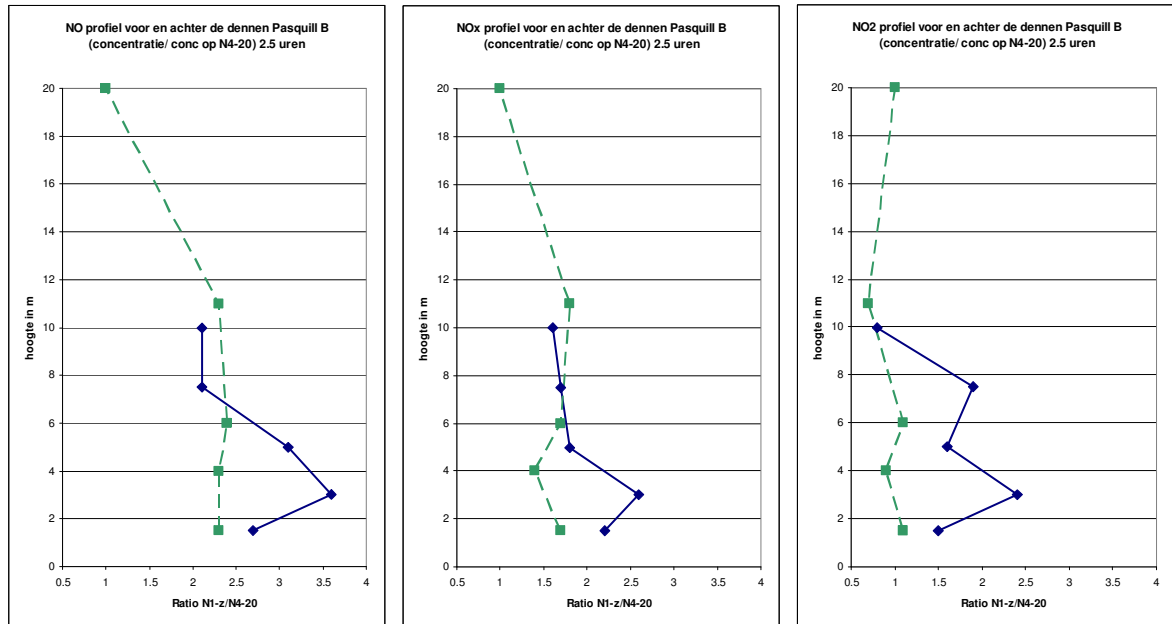
Figuur B4.1 Mediane concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 344.5



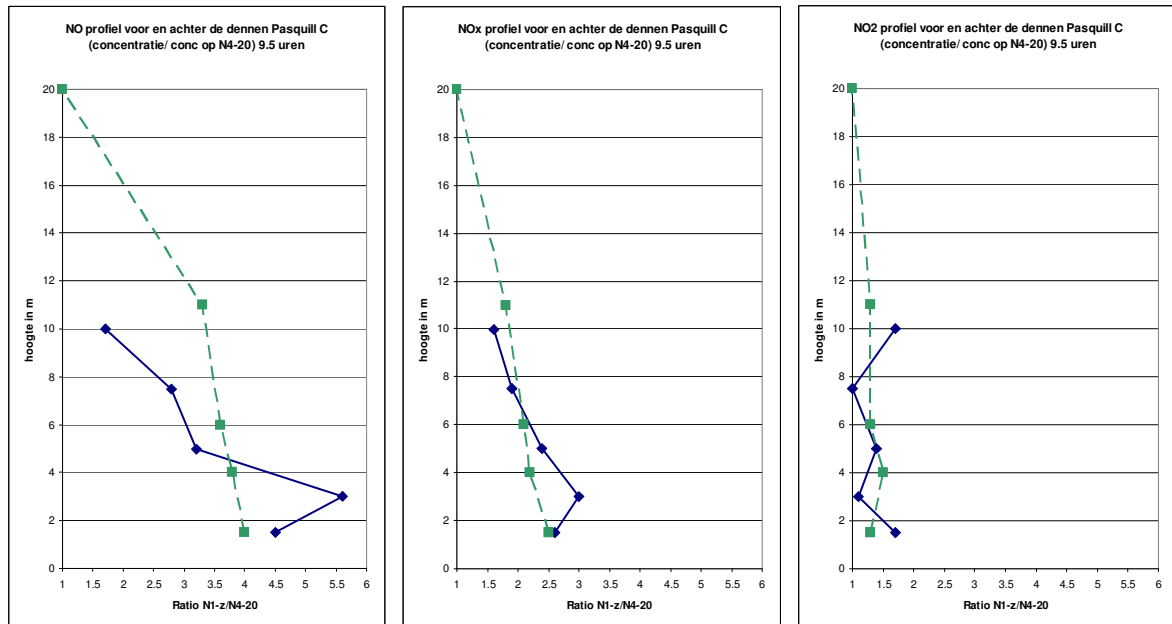
Figuur B4.2 Mediane concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse A. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 4

Vervolg bijlage 4

Concentratieprofielen voor verschillende stabiliteitsklassen voor de dennen



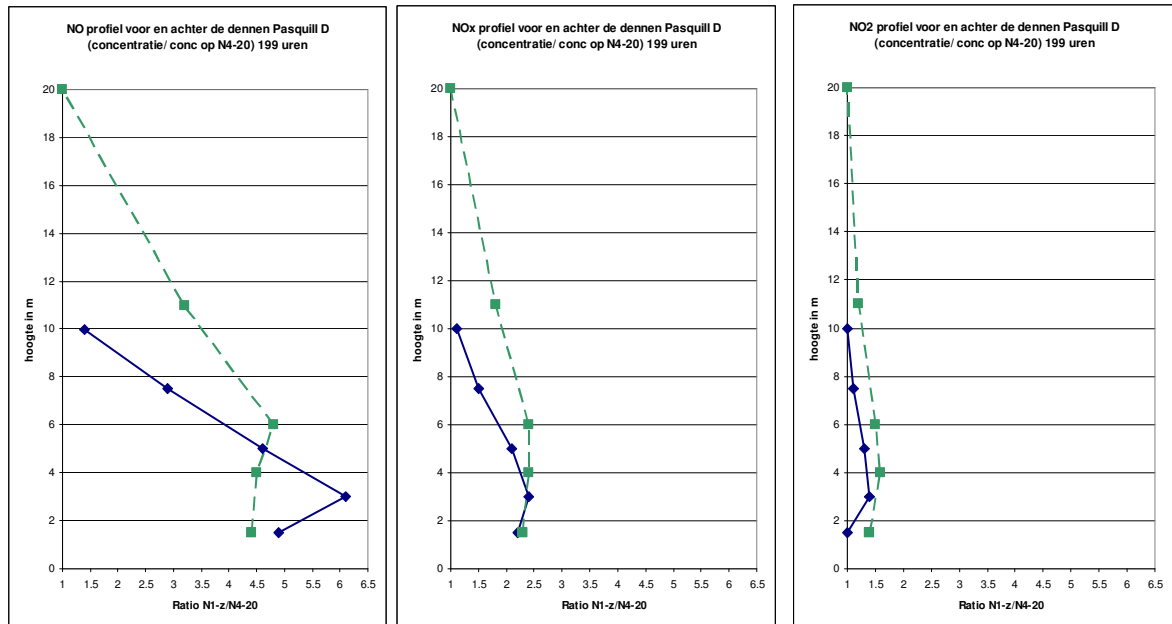
Figuur B4.3 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse B. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 2.5



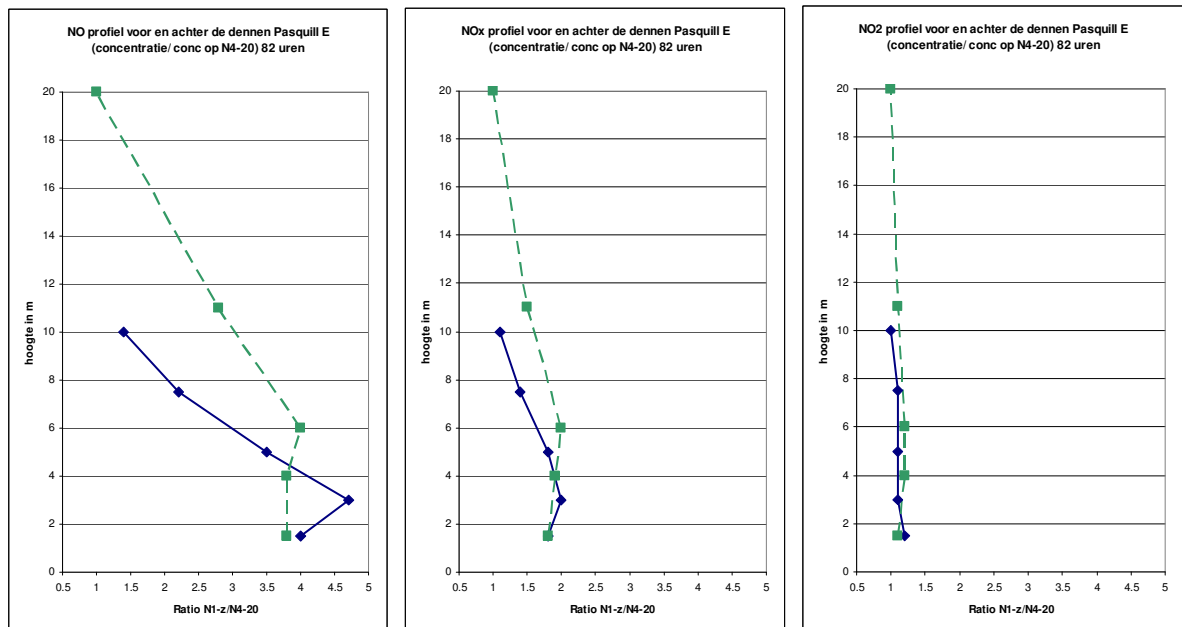
Figuur B4.4 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse C. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 9.5

Vervolg bijlage 4

Concentratieprofielen voor verschillende stabiliteitsklassen voor de dennen



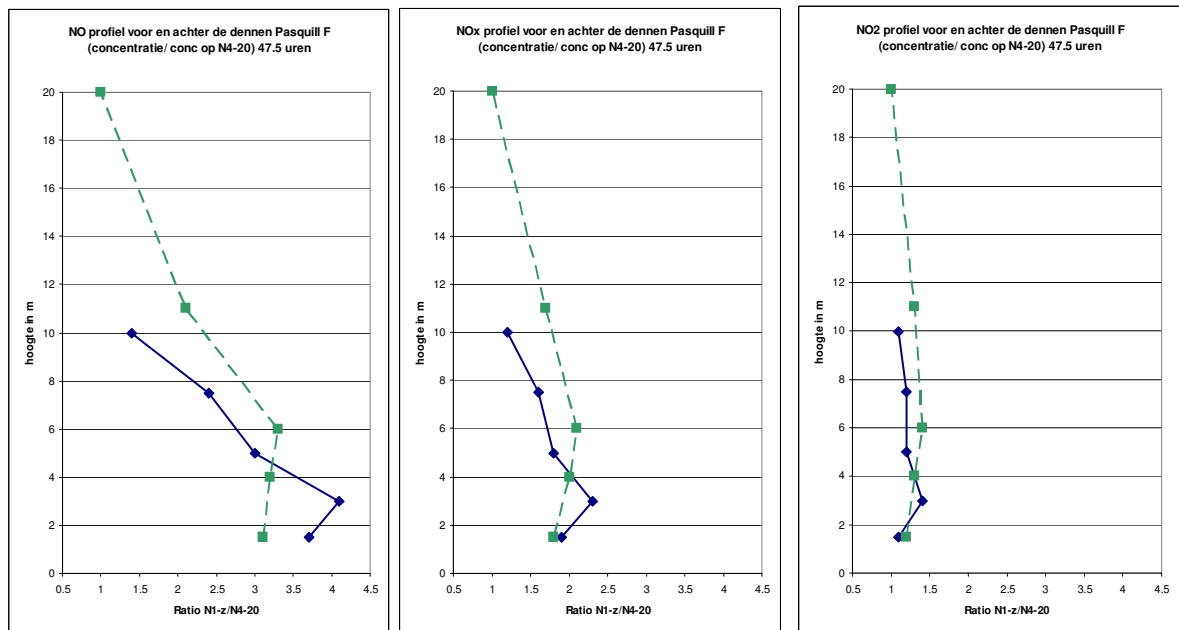
Figuur B4.5 Mediane concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse D. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 199



Figuur B4.6 Mediane concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse E. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 82

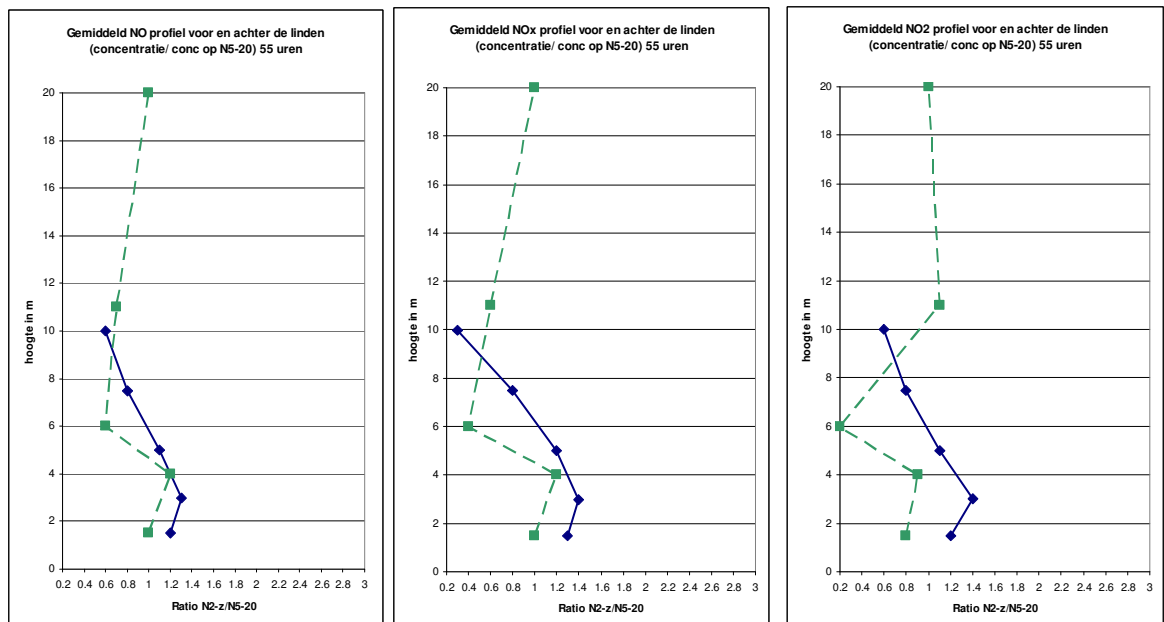
Vervolg bijlage 4

Concentratieprofielen voor verschillende stabiliteitsklassen voor de **dennen**



Figuur B4.7 Mediane concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de dennen bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse F. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N4-20.) Totaal aantal uren 47.5

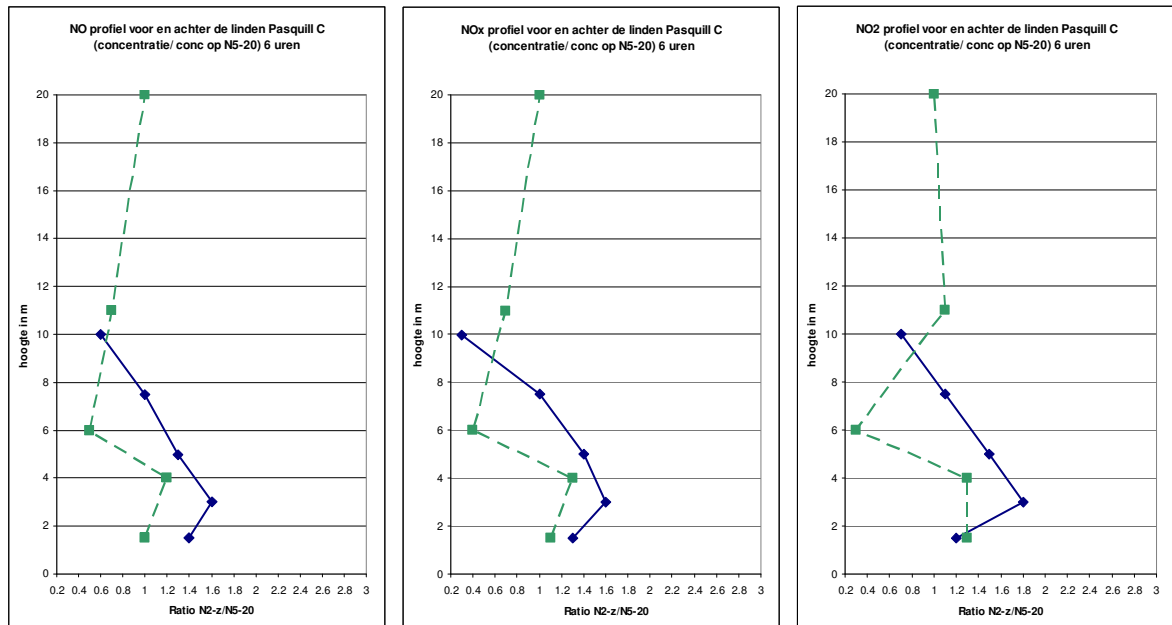
Concentratieprofielen voor verschillende stabiliteitsklassen voor de **linden**



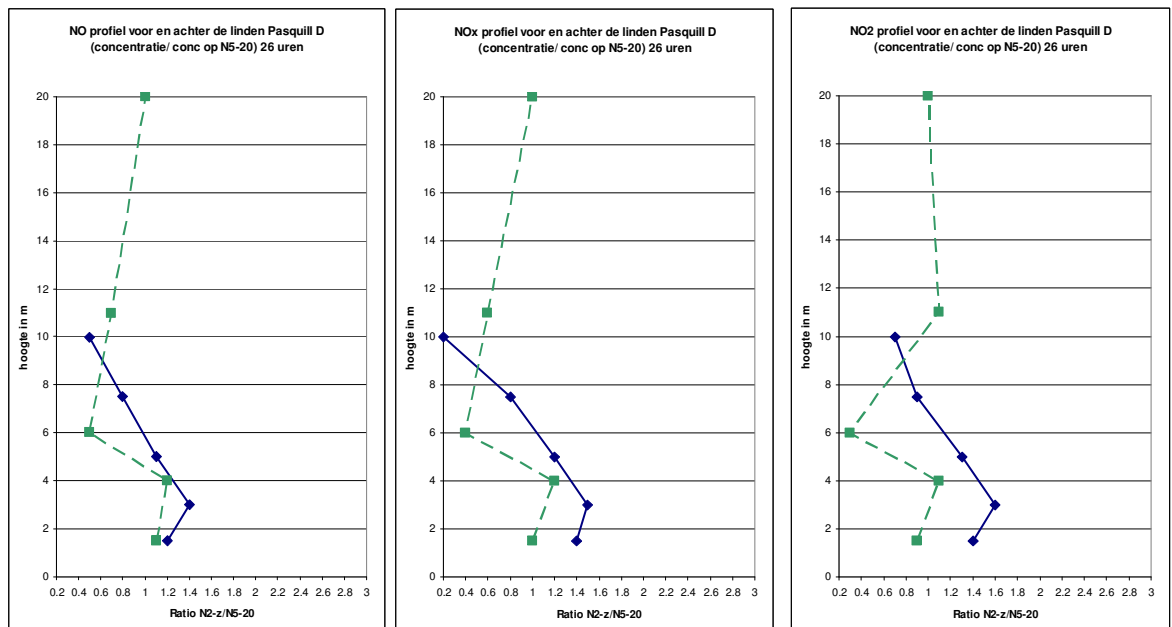
Figuur B4.8 Gemiddeld concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de linden bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N5-20.) Totaal aantal uren 55

Vervolg bijlage 4

Concentratieprofielen voor verschillende stabiliteitsklassen voor de **linden** (geen klassen A en B)



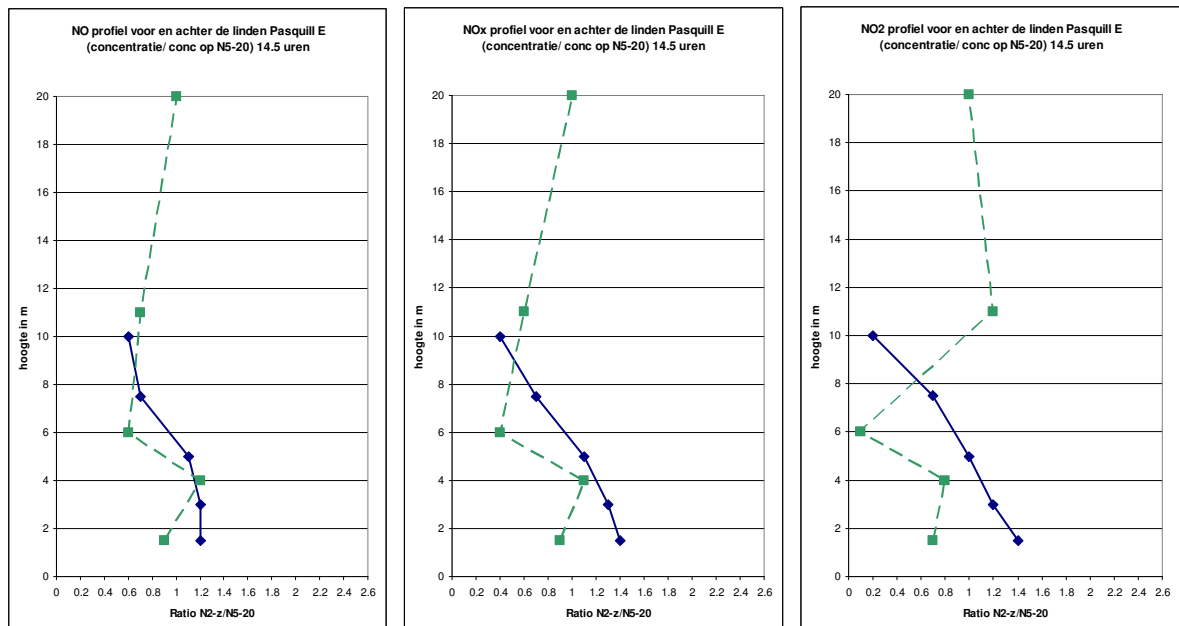
Figuur B4.9 Mediane concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de linden bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse C. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N5-20.) Totaal aantal uren 6.



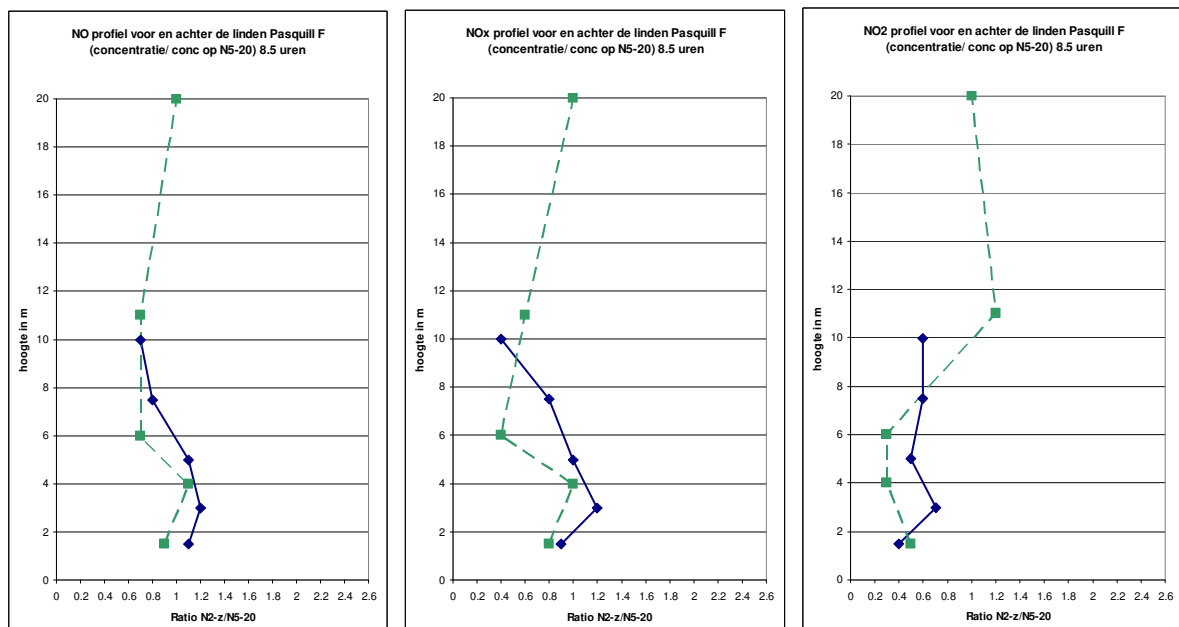
Figuur B4.10 Mediane concentratieprofielen voor NO , NO_x en NO_2 voor en achter de linden bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse D. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N5-20.) Totaal aantal uren 26.

Vervolg bijlage 4

Concentratieprofielen voor verschillende stabiliteitsklassen voor de linden



Figuur B4.11 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de linden bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse E. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N5-20.) Totaal aantal uren 14.5.



Figuur B4.12 Mediane concentratieprofielen voor NO, NO_x en NO₂ voor en achter de linden bij aanstroming tussen 90 en 45 graden op de A50 en stabiliteitsklasse F. Normalisatie naar de concentratie op 20 m hoogte achter de vegetatie (N5-20.) Totaal aantal uren 8.5.

Bijlage 5 Overzicht van gemeten concentratieprofielen voor fijnstof langs de A50 bij Valburg

Aërosolconcentraties langs de meetmasten voor en achter de vegetatie in afhankelijkheid van de atmosferische stabiliteit. Als referentie is de concentratie op 20 m hoogte op de referentiemast (A6) genomen.

Overzicht verhoudingen aerosol concentratie tov mast A6-20												
Dennen												
Pasquill	N1/A6-20	N1/A6-20	N1/A6-20	N1/A6-20	N1/A6-20	UREN	N4/A6-20	N4/A6-20	N4/A6-20	N4/A6-20	N4/A6-20	N4/A6-20
z	10	7.5	5	3	1.5	n=	20	11	6	4	1.5	
A	0.84	0.99	1.10	1.24	1.03	21.75	0.93	1.21	1.15	1.20	0.94	
B	0.68	0.86	1.00	1.21	0.76	31.50	0.97	1.09	0.79	1.08	0.59	
C	0.82	0.99	1.07	1.27	0.96	68.75	1.04	1.21	1.05	1.20	0.78	
D	0.87	1.17	1.18	1.27	1.21	419.50	1.05	1.29	2.00	1.51	0.97	
E	0.92	1.20	1.17	1.20	1.28	126.25	1.04	1.36	1.84	1.69	1.05	
F	0.92	1.17	1.16	1.20	1.16	145.00	1.02	1.21	1.58	1.19	1.08	
Linden												
Pasquill	N2/A6-20	N2/A6-20	N2/A6-20	N2/A6-20	N2/A6-20	UREN	N5/A6-20					
z	10	7.5	5	3	1.5	n=	20	11	6	4	1.5	
A	0.98	0.93	1.04	0.99	1.29	11.25	1.24	1.51	1.09	1.05	1.77	
B	1.04	1.02	1.19	1.12	1.44	12.75	1.44	1.75	1.17	1.29	2.17	
C	1.08	1.06	1.20	1.09	1.41	67.25	1.54	1.81	1.18	1.42	2.45	
D	1.16	1.15	1.28	1.00	1.44	346.50	1.67	2.08	1.29	1.68	2.64	
E	1.06	1.02	1.15	0.80	1.30	107.50	1.53	1.95	1.20	1.64	2.39	
F	1.05	1.01	1.14	0.83	1.28	69.00	1.53	1.93	1.17	1.62	2.52	

Concentraties aan PM10 op 5 hoogten achter de vegetatie uitgedrukt als fractie van de concentratie op de overeenkomstige hoogte op de referentie mast (A6).

Overzicht verhoudingen aerosol concentratie tov mast A6							
Dennen							
Pasquill	N4/A6	N4/A6	N4/A6	N4/A6	N4/A6	UREN	
	20	11	6	4	1.5	n=	
A	0.93	1.21	1.08	1.19	0.93	21.75	
B	0.97	1.16	0.79	1.05	0.57	31.50	
C	1.04	1.21	1.00	1.21	0.75	68.75	
D	1.05	1.20	1.67	1.35	0.88	419.50	
E	1.04	1.25	1.76	1.40	0.97	126.25	
F	1.02	1.08	1.27	1.24	1.06	145.00	
Linden							
Pasquill	N5/A6	N5/A6	N5/A6	N5/A6	N5/A6	UREN	
	20	11	6	4	1.5	n=	
A	1.24	1.57	1.03	1.22	1.69	11.25	
B	1.44	1.84	1.35	2.04	2.38	12.75	
C	1.54	1.91	1.21	1.59	2.48	67.25	
D	1.67	2.04	1.18	1.57	3.34	346.50	
E	1.70	2.11	1.22	1.74	2.88	107.50	
F	1.53	2.18	1.31	1.70	3.05	69.00	

De rode waarden geven aan, dat er uitval van metingen is geweest, waardoor de getallen minder betrouwbaar zijn.

Bijlage 6 Analyse van de invloed van de door het verkeer opgewekte turbulentie op de masten voor de vegetatie aan de A50 bij Valburg

Probleemschets

In paragraaf B2.2.5 is aangegeven, dat de rijwind van het verkeer invloed kan hebben op de gemeten windsnelheid door de anemometers. Anemometers meten de grootte van de totale windvector onafhankelijk van de richting van die vector. Bij extra geïnduceerde windsnelheid met de verkeersbeweging mee wordt de vector evenwijdig aan de weg groter en daarmee ook de resultante van vector langs de weg en loodrecht op de weg. Voor de fluxberekeningen wordt uitgegaan van een vaste relatie tussen de resultante en de vector loodrecht op de weg.

Een belangrijke bijdrage van het verkeer in de gemeten windsnelheid kan een systematische overschatting van de flux op de masten vlak aan de weg geven, indien de windvector langs de weg dezelfde richting heeft als de door het verkeer geïnduceerde windsnelheid. (wind mee).

Onderschatting is ook mogelijk als de windvector langs de weg tegengesteld is aan de rijrichting van het verkeer dicht langs de vegetatie. Als beide situaties even vaak voorkomen en beide vectoren lineair optelbaar zijn zou dit bij voldoende metingen niet uitmaken, doch alleen resulteren in een grotere variatie in fluxverschillen voor en achter de vegetatie en daarmee grotere spreiding in berekende depositie.

Deze redenering gaat niet op voor wind vrijwel loodrecht op de weg. De windvector in de richting van de weg is dan maar klein en de rijwind kan naar verhouding veel bijdragen.

Werkwijze en analyse

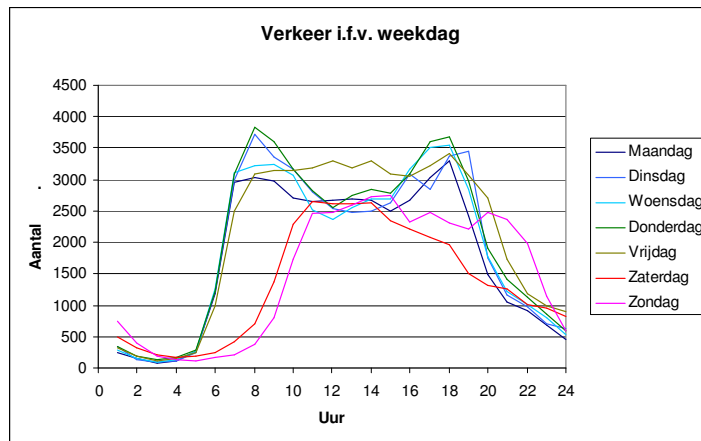
Om na te gaan hoe groot de fout in fluxbepaling kan worden door dit effect zijn een aantal perioden geselecteerd, die aan de volgende criteria moesten voldoen:

1. De windrichting moet uit het westen ongeveer loodrecht op de weg staan (260°);
2. De windrichting moet in de periode niet meer dan 10° variëren;
3. De windsnelheid moet zoveel mogelijk constant zijn;
4. De stabiliteitsklasse moet constant zijn;
5. Er moet bij voorkeur een periode in de nacht (2-5 uur) een periode overdag buiten de spits (10-15 uur) en een periode met spits op de oostelijke weghelft (voor de vegetatie) optreden (17-19 uur).

Deze eisen zijn feitelijk strijdig met de gebruikelijke dagelijkse gang in het weer, want meestal neemt 's nachts de atmosferische stabiliteit toe en de windsnelheid af. Om deze reden zijn alleen geschikte situaties in de stabiliteitsklassen B-C en D gevonden.

De achtergrond van de tijdsindeling wordt gevormd door de verkeersstellingen. Figuur B5.1 geeft een beeld van de dynamiek in verkeersintensiteit op de A50.

Figuur B5.1 Verkeersintensiteit op de A50 als functie van de dag in de week en uur op de dag.



Figuur B5.1 laat zien, dat de verkeersintensiteit in de nacht tussen 2.00 en 5.00 uur zeer gering is en nauwelijks invloed zal hebben op de windsnelheidsmeting langs de weg. Tussen 10.00 en 15.00 uur is dat anders. Het totaal aantal voertuigen ligt vrij constant op omstreeks 2500 voertuigen per uur. Tussen 6.00 en 9.00 en 16.00 en 20.00 uur is de spits met rond 3500 voertuigen per uur. De periode van 17.00-19.00 uur is in verband met de vraag naar invloed van verkeer op de windsnelheidsmeting het meest interessant, omdat blijkt, dat het dan met name heel druk is op de A50 richting noorden (dus langs de meetopstelling).

De verkeersintensiteit is naar verwachting niet de enige factor. Ook de rijnsnelheid zal een rol spelen. Eerst in gezocht naar situaties waarbij het verkeer nog normale snelheid rijdt en vervolgens door fileproblemen stil komt te staan. Ook moeten de meteorologische omstandigheden dan nog geschikt zijn. Die geschikte combinaties zijn bij een eerste analyse niet gevonden. Om die reden is gekozen voor reeds genoemde klassenindeling.

Voor de analyse is de volgende hypothese gebruikt:

1. De windsnelheid op 20 m hoogte achter de vegetatie zal wel door de vegetatie kunnen worden beïnvloed (stuwing), doch niet meer door het verkeer, omdat die turbulentie voldoende zal zijn uitgedempt;
2. Bij een bepaalde stabiliteitsklasse en windsnelheid (en wind loodrecht op de vegetatie) zal een vaste verhouding tussen de windsnelheden op de diverse hoogten voor en achter de vegetatie optreden;
3. Omdat verwacht wordt dat de turbulentie door de vegetatie wordt gedempt, wordt ook verwacht dat achter de vegetatie voor de onder 2 genoemde omstandigheden een vast relatief windsnelheidsprofiel;
4. Het profiel achter de vegetatie kan gebruikt worden om te zien of voor de vegetatie (afgezien van de rijwind) dezelfde omstandigheden verwacht kunnen worden.

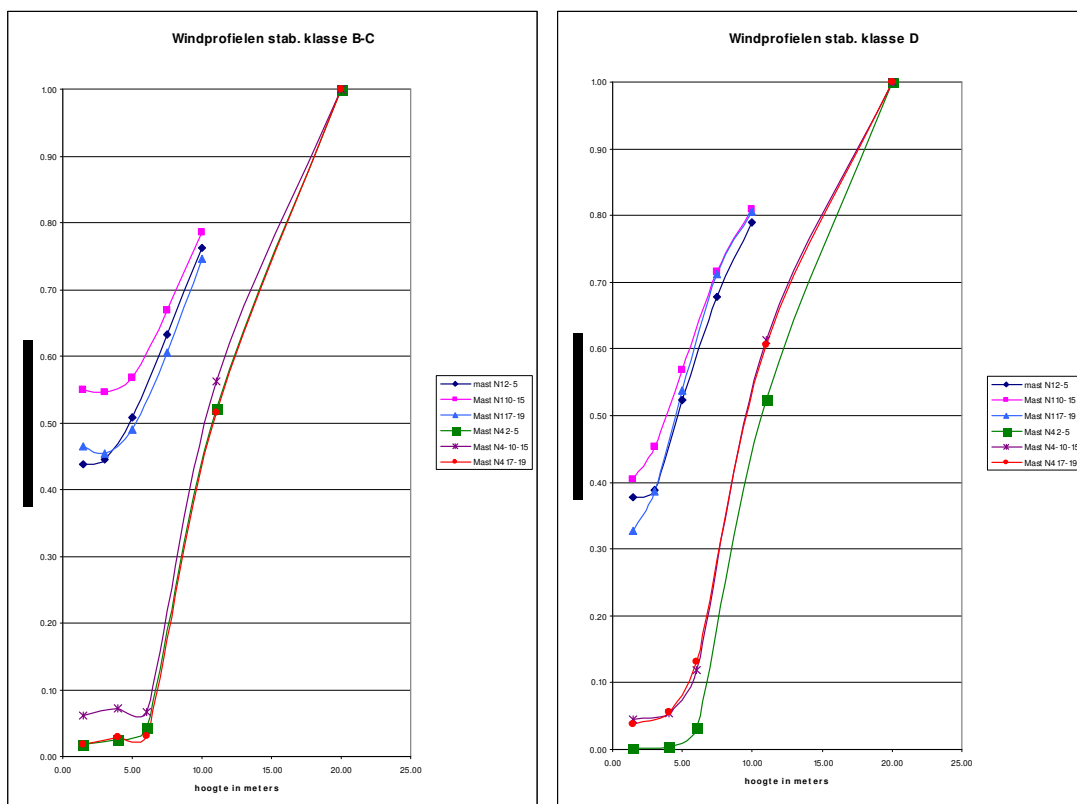
De figuren B5.2 en B5.3 geven de situatie weer voor geselecteerde omstandigheden. De onderliggende gegevens zijn te vinden in tabel B5.1

Tabel B5.1 Relatieve waarden van de windsnelheid op de verschillende meethoogten ten opzichte van de meetwaarde op 20 m hoogte op mast N4 (achter de dennen).

Klasse B-C Tijdstip	N1					N4					20.0 U gem	WD gem
	1.5	3.0	5.0	7.5	10.0	1.5	4.0	6.0	11.0			
2.00-5.00	0.44	0.45	0.51	0.63	0.76	0.02	0.03	0.04	0.52	1.00	3.90	256
10.00-15.00	0.55	0.55	0.57	0.67	0.78	0.06	0.07	0.07	0.56	1.00	3.70	257
17.00-19.00	0.47	0.45	0.49	0.61	0.75	0.02	0.03	0.03	0.51	1.00	3.10	266
Klasse D												
2.00-5.00	0.38	0.39	0.52	0.68	0.79	0.00	0.00	0.03	0.52	1.00	3.29	247
10.00-15.00	0.41	0.45	0.57	0.72	0.81	0.04	0.05	0.12	0.61	1.00	6.31	254
17.00-19.00	0.33	0.39	0.54	0.71	0.81	0.04	0.06	0.13	0.61	1.00	6.14	259

Voor klasse B-C moet op basis van de profielen voor en achter de vegetatie geconstateerd worden, dat de meteorologische situatie tussen 10.00 en 15.00 uur afwijkt van die tussen 2.00 en 5.00 uur en 17.00 en 19.00 uur. Hoewel de windsnelheid op 20 m hoogte tijdens de spits gemiddeld lager is en de wind van bijna perfect loodrecht naar heel licht tegen draait, komen de laatste twee goed overeen. Tijdens de spits reed het verkeer ook vlot door met gemiddeld ongeveer 120 km.h⁻¹ op de buitenbaan en 100 km.h⁻¹ op de binnenbaan. Het effect op de relatieve windsnelheid verloopt van 6.5% toename voor het onderste meetpunt via 1.7% voor 3 m; -3.7 % voor 5 m ; -4.2% voor 7.5 m naar -2.2% voor 10m. Rekening houdend met een integratiehoogte van 15.5 m en gebruikmakend van het gemiddelde concentratieprofiel van klasse C geeft dat een verlaging van de massaflux tijdens de spits van 0.5 %.

Figuren B5.1 en B5.2 Relatieve windsnelheid profielen voor de mast aan de weg (N1) en de mast achter de dennen (N4) voor de atmosferische stabiliteitsklassen B-C en D.



Voor klasse D is er een grootsverschil tussen de windsnelheid overdag en 's nachts. De wind blijft wel zeer constant in dezelfde hoek. Toch is ook hier tussen 10.00-15.00 uur een afwijkend profiel achter de vegetatie. In drie van de vier beschouwde periodes van 2 uur rijdt het verkeer met de gebruikelijke snelheid van gemiddeld 120 km.h^{-1} op de buitenbaan en 100 km.h^{-1} op de binnenbaan. Slechts in 1 periode treedt lichte filevorming op met gemiddelde snelheden op de buitenbaan van 75 km.h^{-1} en op de binnenbaan van 70 km.h^{-1} . Het effect op de relatieve windsnelheid verloopt van 13.3% afname voor het onderste meetpunt via 0.8% afname voor 3 m; via 2.6 % toename voor 5 m ; +5.0 % voor 7.5 m naar +2.0 % voor 10m. Rekening houdend met een integratiehoogte van 15.5 m en gebruikmakend van het gemiddelde concentratieprofiel van klasse D geeft dat een verlaging van de massaflux tijdens de spits van 0.9 %.

Tegen de verwachting in levert de invloed van het verkeer in de spits niet een verhoging maar juist een zeer lichte daling (0.5-0.9%) van de flux op. Ook is duidelijk dat zelfs onder deze geselecteerde optimale omstandigheden, kleine verschillen in meteorologische omstandigheden al invloed hebben op de uitkomsten. De vraag blijft of het systematisch zo is, dat het windsnelheidspatroon achter de vegetatie onder vrijwel gelijke invalshoek van de wind en gelijke windsnelheid afwijkt van de situatie in de nacht of gedurende de spits.

Conclusies

De analyse leidt tot twee conclusies;

1. De invloed van de rijwind op de fluxschatting lijkt niet groot te zijn, anders was dit uit de analyse gekomen.
2. Om een goede correctie voor de rijwind te krijgen zijn gelijktijdige metingen van de windvectoren (met een sonische anemometer) naast metingen met cupanemometers nodig om invloed van de variabiliteit van de meteorologie op de verhouding van gemeten windsnelheden goed in beeld te krijgen.

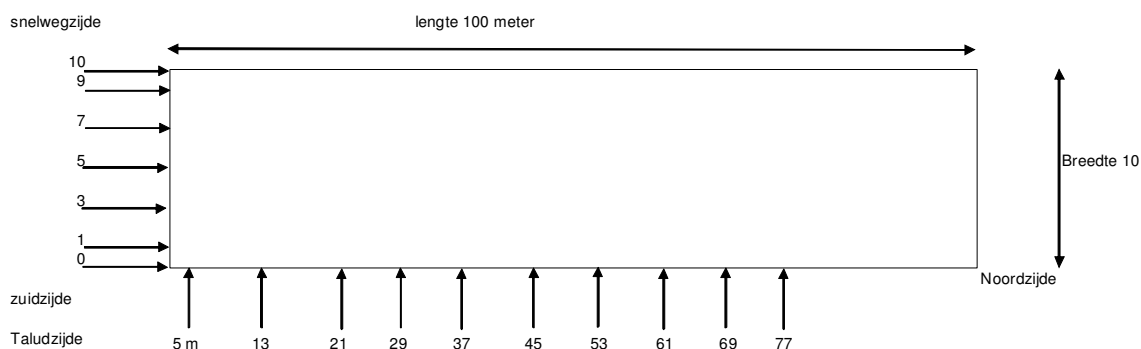
Bijlage 7 - Resultaten van de metingen aan de dennen (*Pinus Sylvestris*)

Annette Pronk, Willem de Visser en Dik Uenk. (WUR-Plant Research International)

Materiaal en methode

Meting op 6 oktober 2008

Op 6 oktober 2008 zijn de lichtniveaus in de dennen (*Pinus Sylvestris*) bepaald op 7 hoogten in de vegetatie op diverse plekken, zie schema.



Op ieder kruispunt van de pijlen is een meting uitgevoerd op 7 hoogten: 120, 200, 280, 350, 410, 525, 620 cm. Bij iedere metingen is een referentiewaarde buiten de houtwal bepaald. De lichtmeting is uitgevoerd met een lichtmeter voor het fotosynthetische licht (400-700 nm, LI-COR, model LI-190SA; Lincoln USA) op een egaal bewolkte dag.

Berekeningen: Het lichtniveau op een bepaalde hoogte in of onder het gewas (I) is exponentieel gerelateerd aan het aantal bladlagen (LAI) op dezelfde hoogte, onder de veronderstelling van een homogeen verdeeld bladerdek:

$$I = I_0 * e^{-k*LAI} \quad 1$$

Waarbij I_0 het lichtniveau is boven de vegetatie en k de extinctiecoëfficiënt (Monsi & Saeki 1953). Voor de extinctie coëfficiënt (k) voor naalden is de waarde 0.76 gebruikt (Mohren 1987). Via de destructieve metingen wordt een schatting van k berekend. De LAI wordt nu berekend volgens de formule:

$$LAI = -\frac{1}{k} * \ln\left(\frac{I}{I_0}\right). \quad 2$$

Meting op 14 januari 2009

Op 14 januari 2009 zijn de lichtniveaus in de *Pinus Sylvestris* op dezelfde wijze bepaald als op 6 oktober 2008. De enige aanpassing is dat op 1 en 9 meter op de korte zijde van de vegetatie geen meting is uitgevoerd. Het betreft hier daarom 5 metingen dwars in de vegetatie i.p.v. 7 metingen van 6 oktober 2008.

Meting op 9 februari 2009

Op 9 februari is een meting uitgevoerd ter vergelijking van de LI-COR model LI-190SA en de SunScan System (SS1) gecombineerd met de BF3 Sunshine Sensor (<http://www.deltat.co.uk/products.html>). De LI-COR bestaat uit één sensor waarmee de lichtmeting in het gewas wordt uitgevoerd en kan daardoor op een stok gemonteerd worden om de lichtniveaus op verschillende hoogten in de vegetatie te meten. De SunScan is een lichtstaaf waarbij meerdere sensoren naast elkaar gemonteerd zijn over een lengte van 1 meter. Deze meter wordt in landbouwkundige gewassen veel toegepast om de LAI van het gewas te bepalen. Van de lichtstaaf wordt aangenomen dat het lichtniveau onder een gewas beter bepaald wordt dan bij één enkele sensor, doordat een deel van de spreiding door de gewasstructuur wordt meegenomen bij de meting. Op de locaties dwars op de vegetatie 0, 3, 5, 7 en 10 wordt het lichtniveau op 120 cm hoog en op 1 cm hoog bepaald met zowel de LI-COR als de SunScan over de gehele lengte van de vegetatie (5, 13, 21, 29, 37, 45, 53, 61, 69 en 77 meter). Deze meting is tevens uitgevoerd recht onder een boom in het midden van de vegetatie naar de zuidkant en naar de noordkant. De gemeten lichtdoorval is gebruikt om voor beide meters op dezelfde wijze de LAI uit te rekenen.

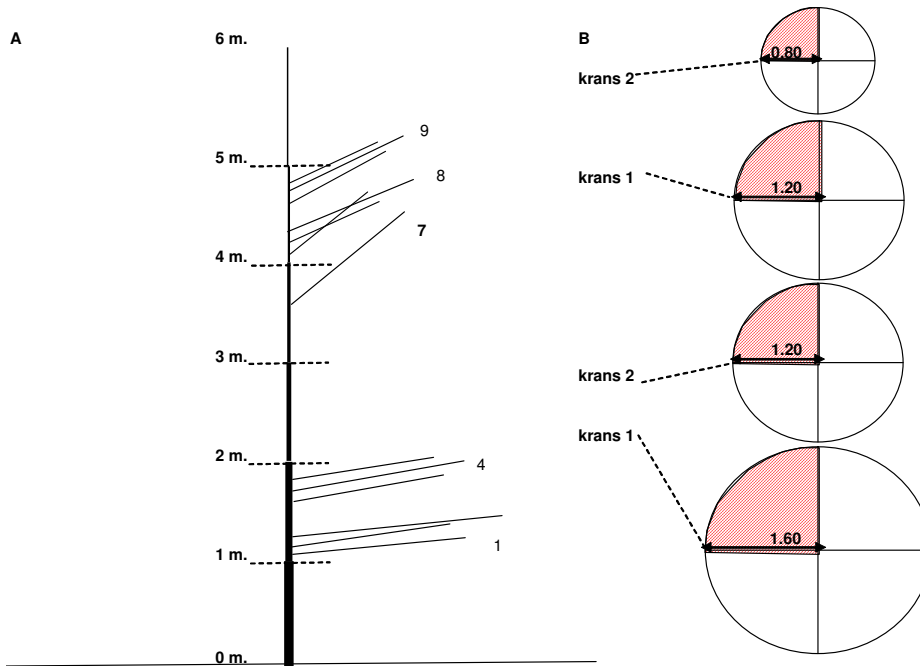
Statistische verwerking

Met Genstat versie 10 zijn de volgende analyses uitgevoerd.

- 6 oktober 2008: Er is gekeken of de lichtniveaus en berekende LAD dwars op de vegetatie voor iedere meetplek gelijk zijn of dat de locaties aan de rand (0 en 10 meter), en locaties 1 en 9 meter afwijken van de locaties 3, 5 en 7 meter. Dit is met een simpele variantie-analyse uitgevoerd met een overschrijdingskans van 5%.
- 6 oktober 2008 versus 14 januari 2009: er is bekeken of de lichtniveaus en berekende LAD op 6 oktober gelijk waren aan de LAD op 14 januari. Dit is met een eenvoudige variantie-analyse uitgevoerd.
- Er is bekeken of de metingen met de LI-COR een systematische afwijking geven t.o.v. metingen met de SunScan. Indien er een systematische afwijking wordt gevonden, worden de waarden van de LI-COR metingen gecorrigeerd voor de gevonden factor.

Destructieve metingen op 18 februari en verwerking van de gewasmonsters.

Op 18 februari 2009 is een destructieve bemonstering aan één *Pinus Sylvestris* uitgevoerd. Op twee hoogten is de gewasmassa van een kwart cirkel uit de boom gezaagd. Hiervoor is vanaf 1 meter boven maaiveld tot 2 meter boven maaiveld en vanaf 4 meter hoogte tot 5 meter hoogte, is met touwen een raamwerk gespannen en alle massa binnen het raamwerk is verzameld. De stamomvang op 1 en 2 meter hoogte is bepaald en het aantal takken per ring. De straal van de uit te zagen cirkel is bepaald (zie Figuur 21). Van iedere ring is één representatieve tak geselecteerd voor verdere analyse. Van de overige takken is het versgewicht bepaald.



Figuur 21: Schematisch overzicht vooraanzicht(A) van de *Pinus sylvestris* inclusief de meetvakken met aantal takken en bovenaanzicht (B) van de taartpunten met de straal ter hoogte van de kransen.

De geselecteerde takken zijn opgedeeld in naalden en takken. Van alle takken is de lengte bepaald. De diameter van de takken is eveneens bepaald, aan de uiteinden, doch voor de verdikking van de vertakking. Van de naalden zijn 5 monsters van 50 dubbele (100 enkele) naalden geselecteerd. Van deze 50 dubbelen naalden is het versgewicht, drooggewicht en het eenzijdig geprojecteerd oppervlak (hierna te noemen bladoppervlak) met een LICOR 3300 area meter bepaald.

Berekeningen

De verhouding tussen de droge massa van de takken en naalden en het bladoppervlak van de geselecteerde takken is gebruikt om het bladoppervlak van de andere takken per taartpunt uit te rekenen. Met de diameter en lengte van de takken is het oppervlak van de geselecteerde tak berekend (eenzijdig oppervlak, berekend als lengte x breedte) en via massaverhoudingen tot het takoppervlak van de taartpunt. Het bladoppervlak en takoppervlak zijn gesommeerd tot het totale oppervlak per taartpunt. Daarna is het oppervlak per cilinder (4 taartpunten) bepaald en is aangenomen dat de onderste cilinder hetzelfde oppervlak heeft als de cilinder van 1-2 meter. Het oppervlak van de hogere cilinders neemt lineair af en op 6.2 m hoogte is aangenomen dat er geen oppervlak meer aanwezig was. Alle oppervlakken zijn opgeteld tot een totaal oppervlak en toegerekend aan het grondoppervlak van de onderste krans ($\pi * r^2$).

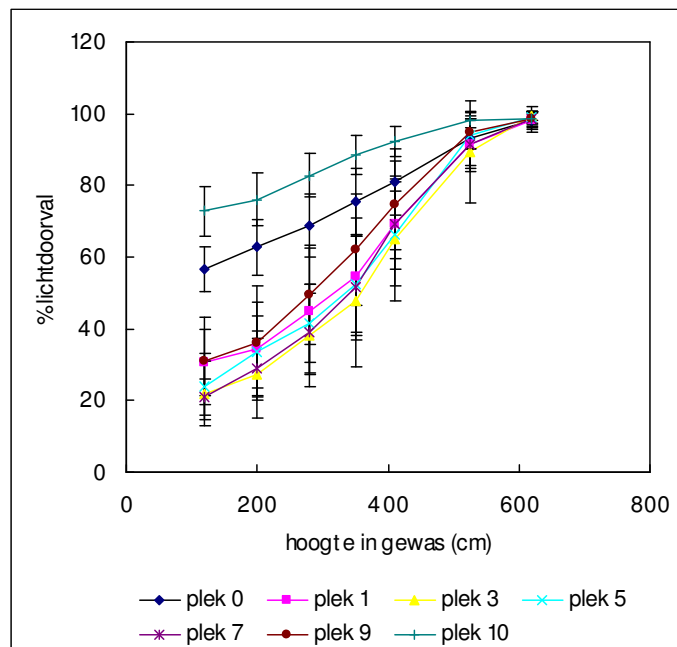
De destructieve metingen in combinatie met de lichtinterceptiemetingen recht onder de boom, zijn gebruikt om de een schatting te berekenen voor de extinctie coëfficiënt k . K is berekend analoog aan de berekening van de LAI met formule 2 alleen nu is k de onbekende en de LAI de bekende.

Resultaten

Meting op 6 oktober 2008

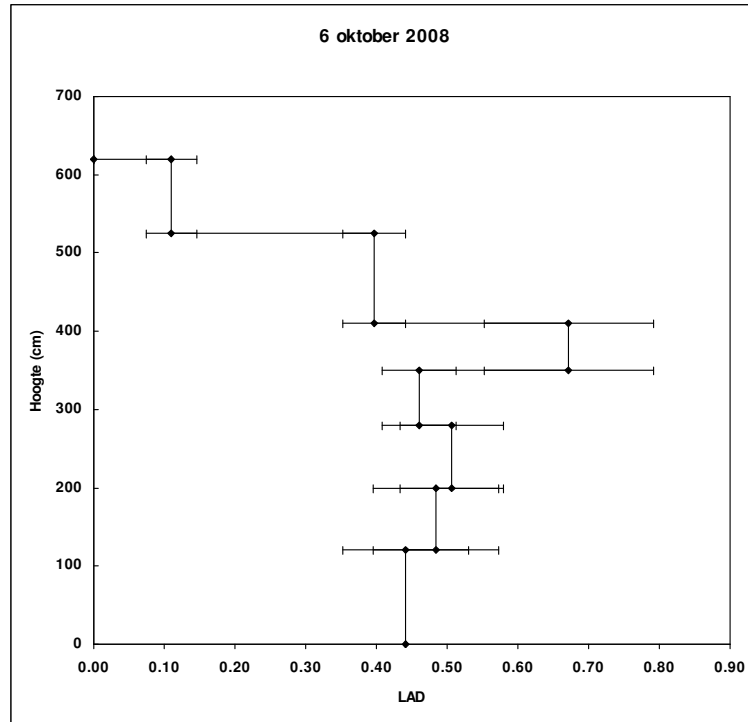
De lichtdoorval neemt af naarmate lager in het gewas wordt gemeten (Figuur 22). Uit de statistische analyse blijkt dat de plekken 0, 1, 9 en 10 meter (aan de rand van de vegetatie), een hogere lichtdoorval hebben dan de overige plekken. Voor de plekken 0 en 10 is dit verschil significant tot ongeveer 410cm hoog. Voor de plekken 1 en 9 is dit verschil alleen significant bij de eerste meting op 120 cm. Hoger in het gewas zijn deze verschillen niet meer significant.

De statistische analyse van de LAD geeft hetzelfde resultaat als dat voor de lichtdoorval met dient verstande dat meetplekken 0, 1, 9 en 10 nu juist **lager** zijn dan de overige meetplekken op 120 m hoog. Voor de plekken 0 en 10 is de LAD tot 400 cm hoog lager dan voor de plekken 3, 5 en 7. De plekken 0, 1, 9 en 10 meter zijn daarom verder niet meer meegenomen.



Figuur 22: Lager in het gewas is de lichtdoorval minder, meetresultaten 6 oktober 2008.

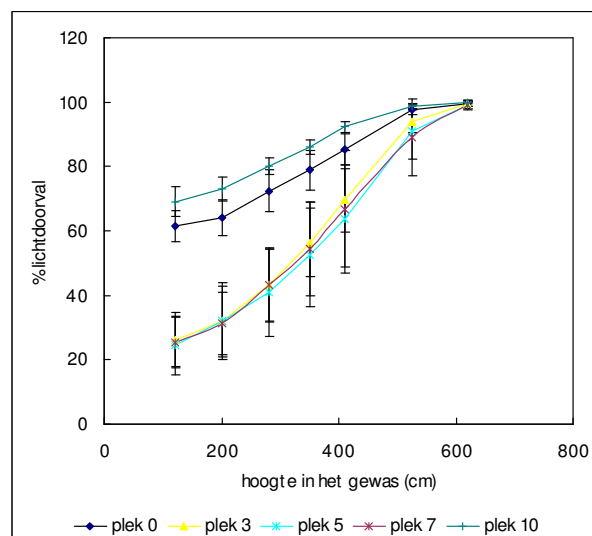
Van de middelste 3 meetplekken (3, 5 en 7 m) is vervolgens het LAD profiel berekend (Figuur 23).



Figuur 23: De gemiddelde LAD over het hoogteprofiel van *Pinus* van de meetplekken in de vegetatie (3, 5 en 7) op 6 oktober 2008.

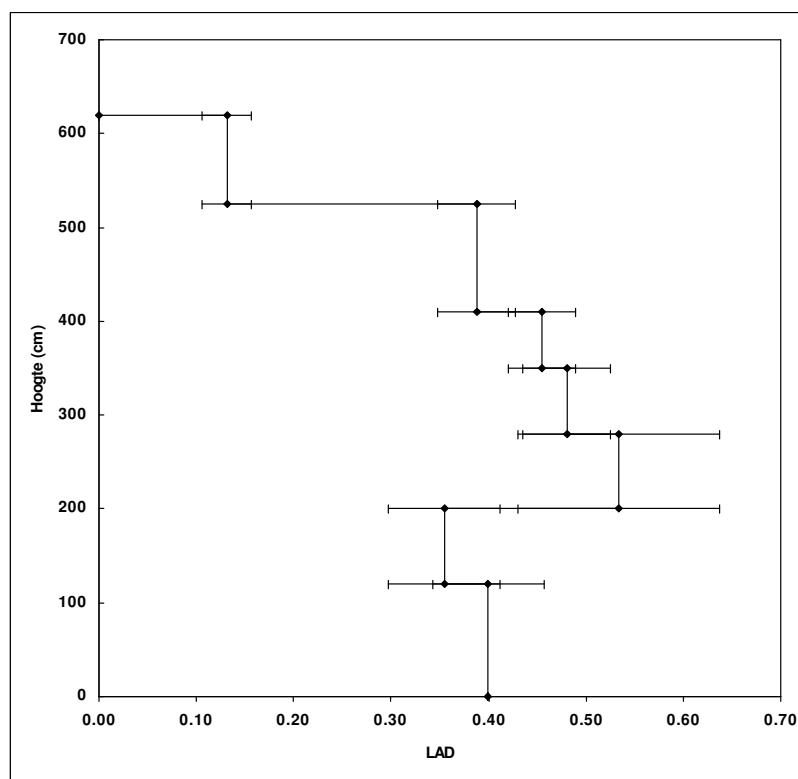
Meting op 14 januari 2009

De resultaten van de statistische analyse zijn hetzelfde als op 6 oktober 2008. De lichtdoorval neemt af naarmate lager in het gewas wordt gemeten (Figuur 24) en de plekken 0 en 10 meter (aan de rand van de vegetatie) hebben een hogere lichtdoorval dan de overige plekken tot ongeveer 410 cm hoog. Hoger in het gewas zijn deze verschillen niet meer significant. De LAD is op de meetplek 0 en 10 juist lager dan de overige meetplekken. De plekken 0 en 10 meter zijn daarom verder niet meer meegenomen.



Figuur 24: Lager in het gewas is de lichtdoorval minder, meetresultaten 14 januari 2009.

Van de middelste 3 plekken (3, 5 en 7 meter) is vervolgens het LAD profiel berekend (Figuur 25).



Figuur 25: De gemiddelde LAD over het hoogteprofiel van *Pinus sylvestris* van de meetplekken in de vegetatie (3, 5 en 7) op 14 januari 2009.

Is de gemeten lichtdoorval of berekende LAD op 6 oktober 2008 en 14 januari 2009 gelijk of niet? (alleen plekken 3, 5 en 7 m).

Uit de variantie-analyse blijkt dat de interactie is tussen datum en plek significant is. Op meetplek 3 (weilandzijde) is de lichtdoorval op 6 oktober lager, hetgeen betekent meer oppervlak, dan op 14 januari op dezelfde meetplek. Voor de LAD zijn geen verschillen gevonden, zodat het LAD profiel op 6 oktober gelijk is aan dat op 14 januari.

Meting op 9 februari 2009

De resultaten van de lichtdoorval en de berekende LAI staan in Tabel 3. De Sunscan geeft een significante lagere lichtdoorval en een significant hogere LAI. De LAI die op basis van de LI-COR lichtdoorvalmetingen berekend wordt, is 13.4% lager dan de SunScan.

Tabel 3: Gemiddelde lichtdoorval en LAI gemeten met de LI-COR en de SunScan op 9 februari 2009.

Meter	Hoogte (cm)	lichtdoorval (%)		LAI	
LI-COR	1	7.42	(3.36) ¹	3.6	(0.61)
	120	8.36	(2.24)	3.3	(0.37)
SunScan	1	5.45	(4.03)	4.2	(1.00)
	120	6.46	(3.55)	3.9	(1.08)

¹ De standaardafwijking tussen haakjes aangegeven

Destructieve metingen en schatting van de extinctiecoëfficiënt k

Het oppervlak van de takken is lager dan dat van de bladeren en is ongeveer 15 tot bijna 40% van het totale gemeten oppervlak (Tabel 4). De LAI van bladoppervlak en takoppervlak samen is berekend voor het grondoppervlakte van de grootste krans ($1.6^2 * \pi = 8 \text{ m}^2$) en bedraagt 3.8. De berekende extinctie coëfficiënt op basis van deze LAI is als volgt uitgevoerd:

$$k = -1/LAI * \ln(\text{fractie lichtonderschepping}) = 0.84.$$

Deze k is hoger dan de k die gebruikt is voor het berekenen van de LAD in Figuur 23 en Figuur 25.

Tabel 4: Resultaten van de bepalingen aan de meettakken

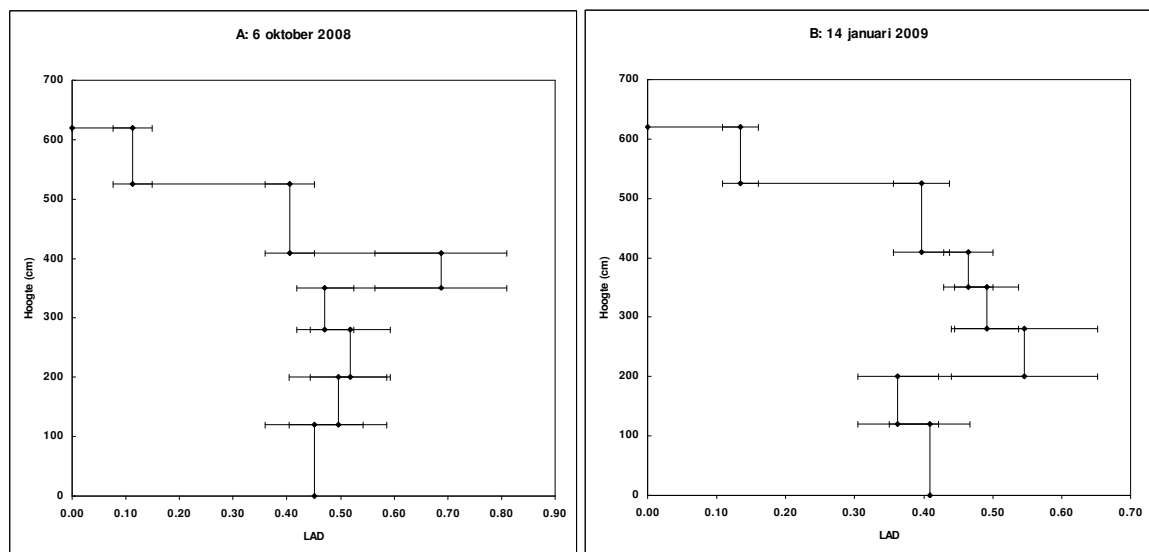
nummer	Krans	Naaldegewicht (g)		Takgewicht (g)		Bladoppervlak ¹ (cm ²)	Takoppervlak	
		Vers	Droog	Vers	Droog		(cm ²)	stdev
1	1	196	74	664	337	1652	1035	7
4	2	130	49	436	230	1138	695	5
8	3	78	29	270	134	717	258	14
9	4	100	38	207	97	951	191	6

¹Totaal oppervlak per tak berekend uit gemeten oppervlak van 50 dubbelen naalden in 5 herhalingen

Conclusies

- Er zijn geen verschillen in de LAD tussen de waarnemingen in oktober 2008 en januari 2009.
- De LAI gebaseerd op de LI-COR metingen is gemiddeld 13% lager dan dat dit op de Sunscan gebaseerd zou zijn.
- De extinctiecoëfficiënt k voor *Pinus sylvestris* wordt op basis van de destructieve metingen geschat op 0.84 voor al het aanwezige oppervlak, in plaats van 0.76 zoals in eerste instantie gebruikt is voor het berekenen van de LAD.

De correctie voor de gebruikte meter en de correctie voor k zijn doorgevoerd. De zo berekende LAD staat in Figuur 26.



Figuur 26: De LAD na de correctie voor de LI-COR en met de in deze studie berekende k op 6 oktober 2008 (A) en op 14 januari 2009 (B).

Literatuur

- Mohren G.M.J., 1987. Simulation of forest growth, applied to douglas fir stands in the Netherlands. Mohren, Wageningen. 184 p.
- Monsi M. & T. Saeki, 1953. Über den Lichtfactor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduction. Japanese Journal of Botany 14, 22-52.

Bijlage 8 - Modelbeschrijving Envi-met

Envi-met is een 3D numeriek stromingsmodel (CFD – Computational Fluid Dynamics) waarbij het te simuleren domein opgedeeld wordt in een eindig aantal discrete punten. Het grid dat op die manier ontstaat, bestaat uit reguliere kubusvormige cellen. Per cel worden een aantal fysische parameters berekend zoals windsnelheid en richting, temperatuur, vochtigheid, straling, concentraties van deeltjes en gassen. De resolutie van een cel bedraagt 1 tot 10 meter en een typisch domein beslaat uit $60 \times 60 \times 30$ roostercellen. Afhankelijk van de complexiteit van het domein en de beschikbare reken capaciteit kan dit uiteraard uitgebreid worden.

Aan elk kubusvormig element van het discrete modeldomein kunnen bepaalde fysische eigenschappen verbonden worden die invloed kunnen hebben op de aërodynamische stroming, de stralingsbalans en het gedrag van deeltjes en gassen. In geval van vegetatie wordt een element als een meer of minder poreus element beschouwd dat weerstand biedt tegen de stroming en bovendien in staat is stof en gassen op te nemen (absorptie van gassen in de stomata, invangen van deeltjes) of de samenstellingen te wijzigen. De mate waarin dit gebeurt, hangt af van de lokale klimatologische omstandigheden, de concentraties van luchtverontreiniging, biologische eigenschappen van de vegetatie en de bodemtoestand die door het bodemmodel simultaan met het atmosferisch model gemodelleerd wordt. De impact kan bijgevolg sterk variëren in tijd (seizoensgebonden, weersafhankelijk, enz.) maar ook lokaal in ruimte (vorm en dichtheid van de kruin en samenstelling van de bodem).

Envi-met onderscheidt zich op drie punten van andere stedelijke CFD modellen door:

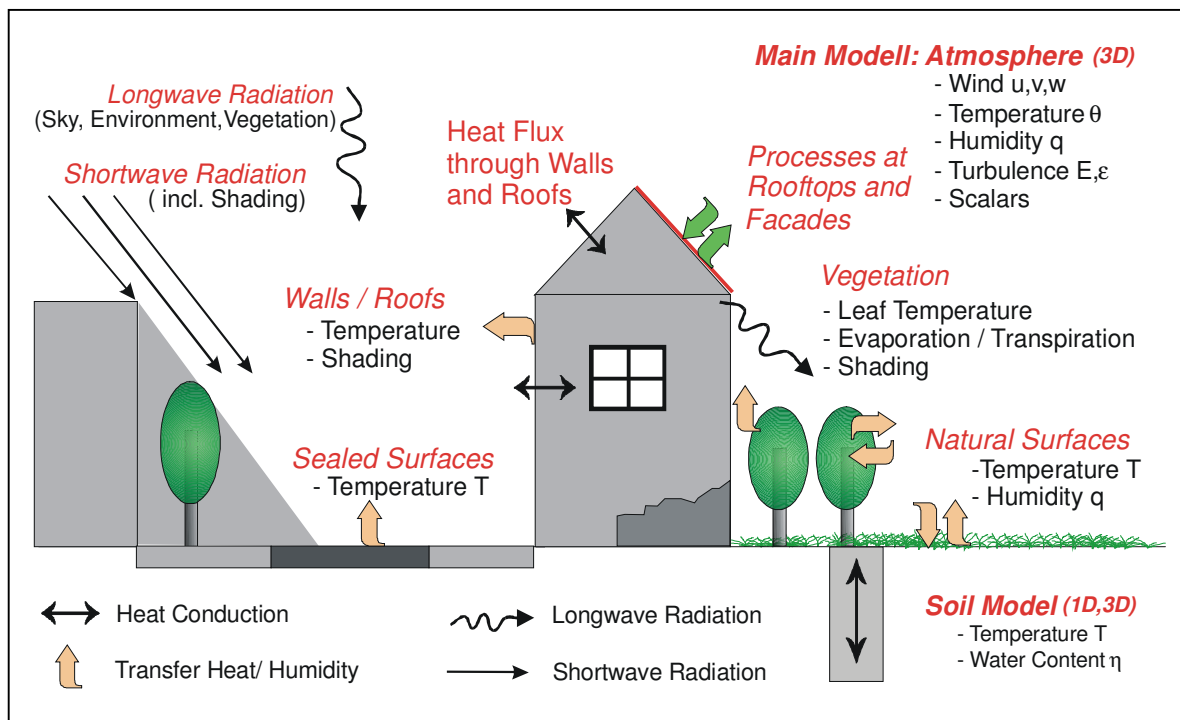
- behalve de stroming ook een groot aantal klimatologische parameters te berekenen;
- de gedetailleerde wijze waarop vegetatie in rekening wordt gebracht, met name de interacties tussen vegetatie en de atmosfeer (absorptie van gassen in de stomata, invangen van deeltjes);
- het bodemmodel, gekoppeld aan atmosferisch model maar ook aan de vegetatiemodule waardoor Envi-met als volwaardig microklimaatmodel met een hoge mate van complexiteit beschouwd kan worden.

Envi-met is ontwikkeld door het team van Prof. Michael Bruse van de Universiteit van Bochum en Universiteit van Mainz [3]. Recent heeft VITO in samenwerking met Prof. Bruse het Envi-met model uitgebreid met een luchtkwaliteitsmodule. Deze module stelt de gebruiker in staat om naast de stromingspatronen en de klimatologische parameters ook de verspreiding en concentraties te berekenen van verschillende gasvormige stoffen en deeltjes.

Atmosferisch model

Een schematisch overzicht van de verschillende processen die in Envi-met geïmplementeerd zijn, wordt gegeven in Figuur 27. De hoofdmodule van Envi-met bestaat uit een 3D atmosferisch CFD model waarin de belangrijkste meteorologische parameters zoals wind, temperatuur, luchtvochtigheid en turbulente kinetische energie worden berekend. In tegenstelling tot empirische modellen of sommige klimaatmodellen op grotere schaal, berekent Envi-met een gedetailleerd 3D stromingsveld. Het stromingsveld wordt beschreven door de *non-hydrostatic incompressible Navier Stokes vergelijkingen*. De advection-diffusie vergelijkingen die de temperatuur en de vochtigheidsgraad binnen het atmosferisch model beschrijven zijn via zogenoemde bron/put-termen gekoppeld aan zowel het bodemmodel als aan het vegetatiemodel, hetgeen tot verbeterde voorspellingen leidt. Atmosferische stromingen op kleine schaal (straat-wijk) leiden tot een complex windveld waarbij turbulentie een prominente rol speelt. Turbulentie speelt zich echter af op een brede schaal zowel in ruimte als in tijd waarbij de kleinste resolutie in tijd in ruimte verscheidene grootte ordes lager is dan de fijnste mogelijk grid resolutie. De grid resolutie wordt niet enkel bepaald door het numerieke schema, maar hoofdzakelijk door de beschikbare computer capaciteiten.

De Navier Stokes vergelijkingen geven dan ook een gemiddeld stromingsveld weer waarbij de turbulentie gemodelleerd wordt. Deze werkmethode noemt men ook wel Reynolds Averages Navier Stokes (RANS). Dit is niet typisch aan Envi-met of klimaatsmodellen in het bijzonder, maar is eerder eigen aan CFD-modellen in het algemeen, inclusief de meest geavanceerde en commerciële CFD-pakketten. Slechts in zeer specifieke gevallen, vaak nog op zuiver academische niveau, wordt de turbulentie volledig of gedeeltelijk berekend. Binnen Envi-met is een tweevergelijkingen *turbulence kinetic energy (TKE) model* geïmplementeerd. De eerste vergelijking beschrijft de distributie van de kinetische energie afhankelijk van de productie, advection, diffusie en destructie van turbulentie *eddies*. De tweede beschrijft de dissipatiesnelheid van de kinetische energie. De invloed van zowel vegetatie als van verschillende bodemtypes is opgenomen in het gebruikte model.

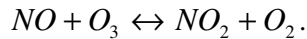


Figuur 27: Schematische beschrijving van de verschillende modules en uitwisselingsprocessen van Envi-met (www.Envi-met.com).

Naast de beschrijving van het stromingsveld wordt in het atmosferisch model ook een gedetailleerde stralingsbalans opgesteld voor zowel de korte als de lange golfcomponenten. Bij de berekening van de stralingsbalans wordt rekening gehouden met verschillende types van ondergrond (onder andere verhard, zandbodem, water, vegetatie) en de mate waarin deze een impact hebben op de verschillende stralingscomponenten. Om de uitwisseling met de bodem op een correcte manier te kunnen modelleren is er in Envi-met ook een vereenvoudigd bodemmodel opgenomen. In dit bodemmodel wordt de bodemtemperatuur en bodemvocht in rekening gebracht. Beide parameters hebben een belangrijke impact op de onderste lagen van de atmosfeer en zijn ook essentieel voor een goede beschrijving van de toestand van de vegetatie (o.a. stomatale weerstand). In de vegetatie module van Envi-met wordt o.a. op basis van de dichtheid van de kruin (bepaald op basis van LAD profielen) de bladtemperatuur en de schaduwvorming berekend. Daarnaast biedt de koppeling met het bodemmodel de mogelijkheid om een inschatting te maken van de evaporatie en transpiratie op het bladoppervlak.

Luchtkwaliteit- en vegetatiemodule

Envi-met is in staat om massa concentraties voor verschillende grootte klassen van fijnstof (PM10, PM2.5, PM1) en een aantal gasvormige componenten waaronder NO, NO₂ en O₃ en te modelleren. Hiervoor werd het bestaande model uitgebreid met een chemie module die o.a. de ozon – NO_x evenwichtsreactie beschrijft:



Afhankelijk van de meteorologische condities en de concentraties van de verschillende stoffen kent dit proces een typische reactietijd van enkele seconden tot een paar minuten. Dit is eveneens een typische tijdsschaal voor microschaal luchtkwaliteitanalyses (vergelijkbaar met residentietijden van pollutanten in street canyons, in vegetatie, verkeerseffecten, turbulentie effecten, ...). Vandaar dat dit één van de meest invloedrijke reacties is op straatniveau en als dusdanig zeker meegenomen dient te worden in de modelering. De reactie van NO met O₃ met de vorming van NO₂ als gevolg is een bimoleculaire reactie waarbij de reactiesnelheid bepaald wordt door de plaatselijke omgevingstemperatuur dewelke door Envi-met berekend wordt. De omgekeerde reactie, fotolyse van NO₂, is dan weer afhankelijk van de plaatselijke UV-intensiteit [4]. Ook deze wordt door Envi-met berekend, rekening houdende met de bewolgingsgraad, schaduwen en reflecties.

Voor wat betreft de modellering van fijnstof (PM₁₀, PM_{2.5}, ...), houdt het model expliciet rekening met de grootte van de deeltjes. Op deze manier kunnen verschillende grootte klassen van deeltjes berekend worden.

De uitgebreide luchtkwaliteit- en vegetatie module van Envi-met is in staat om de impact te beschrijven van vegetatie op luchtkwaliteit. Om deze interactie zo goed mogelijk in rekening te brengen, zijn de belangrijkste interactieprocessen tussen vegetatie enerzijds en deeltjes en gassen anderzijds opgenomen in de vegetatie module. Hierbij wordt zowel de absorptie van gassen door de stomata op het blad als de afvangst van deeltjes op het ruwe bladoppervlak in rekening gebracht. Hieronder worden de betrokken processen kort toegelicht. Een gedetailleerde beschrijving wordt gegeven in Vankerkom et al. [5].

Voor deeltjes wordt zowel de sedimentatie ten gevolge van het gravitatie veld als depositie in rekening gebracht. De sedimentatie is hierbij o.a. afhankelijk van de deeltjesgrootte van het fijnstof en de turbulentie in de atmosfeer. Hiervoor wordt op een iteratieve manier het Reynolds getal *Re* berekend voor de turbulente stroming rond de deeltjes.

Voor de depositiesnelheid wordt een weerstandschema gebruikt waarin zowel de aerodynamische weerstand *r_a*, de sublaag weerstand *r_b*, als een bijkomende oppervlakte weerstand *r_t* in verwerkt zijn.:

$$v_d = \frac{1}{r_a + r_b + r_t}$$

voor gasvormige pollutanten en

$$v_d = \frac{1}{r_a + r_b + r_a r_b v_s} + v_s$$

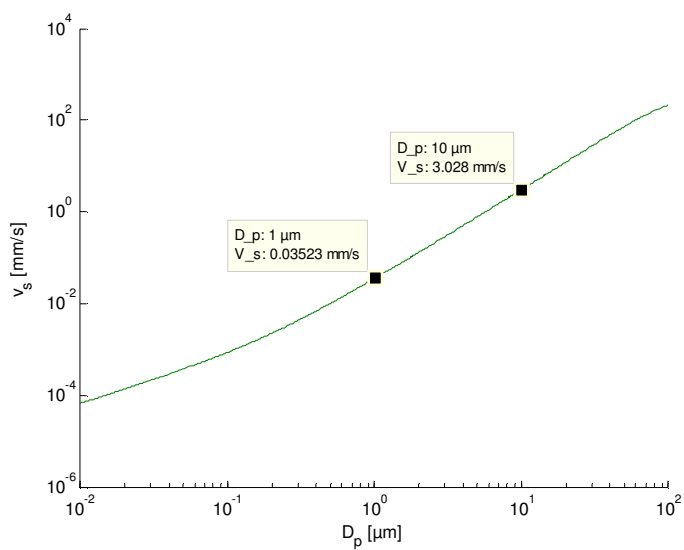
voor deeltjes met v_s de sedimentatiesnelheid. Voor de berekening van de aerodynamische weerstand r_a voor gassen en deeltjes wordt een analoog principe gebruikt als voor het warmte transport.

Hierbij wordt de weerstand direct gekoppeld aan de turbulente warmte uitwisselingscoëfficiënt aan de verschillende oppervlakken. Voor de aerodynamische weerstand aan bladoppervlakken wordt de typische bladdiameter in rekening genomen.

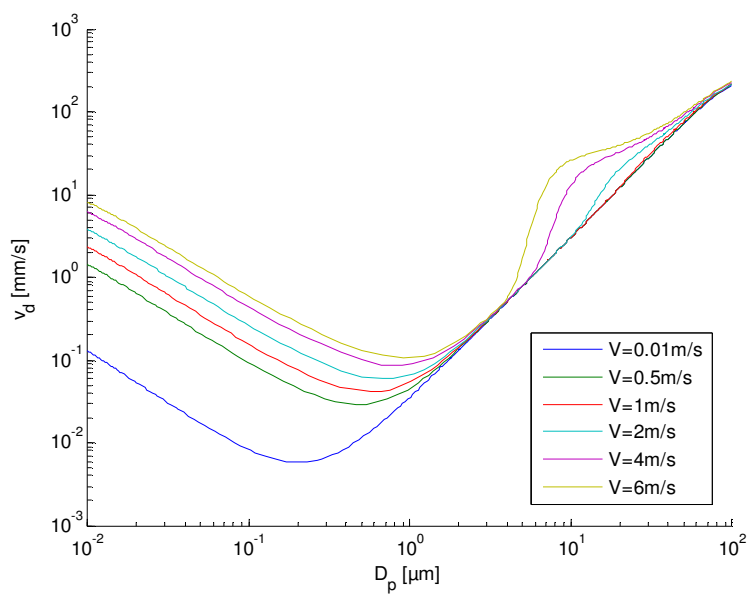
De sublaag weerstand r_b is een bijkomende weerstand die veroorzaakt wordt door de quasi laminaire stroming over het bladoppervlak. Voor gassen wordt deze weerstand berekend op basis van het Schimdt getal dat o.a. bepaald wordt door de Brownse diffusiecoëfficiënt van de betrokken pollutant. Voor deeltjes wordt bij de bepaling van deze weerstand naast de Brownse diffusie ook rekening gehouden met de mogelijkheid voor impact t.g.v. de inertie van de deeltjes. Om dit effect in rekening te brengen wordt het Stokes getal berekend voor de quasi laminaire grenslaag.

De bijkomende oppervlakte weerstand r_t wordt enkel toegepast voor de gasvormige deeltjes. Hierbij wordt er onderscheid gemaakt tussen onbegroeide of verharde oppervlak, wateroppervlak of vegetatie. Voor de parameterisatie van deze laatste wordt zowel een bijdrage van de stomatale als de mesophyll weerstand meegenomen. Beide weerstanden zijn eveneens sterk afhankelijk van het soort gas en bepalen dus in grote mate hoe goed en bepaald gas geabsorbeerd wordt door de vegetatie. Gezien dit grote belang van de stomatale weerstand bij de interactie met luchtvervuiling beschikt Envi-met over een geavanceerd model voor de berekening van deze stomatale weerstand (Jacobs, 1994). In deze module wordt o.a. rekening gehouden met het beschikbare bodemvocht en straling en de mogelijkheid voor CO₂ assimilatie. Deze grootheden hebben een grote impact op de korte- (en lange-) termijn fluctuaties van de stomata en zijn essentieel voor een goede beschrijving van wisselwerking tussen de vegetatie en de gasvormige pollutanten.

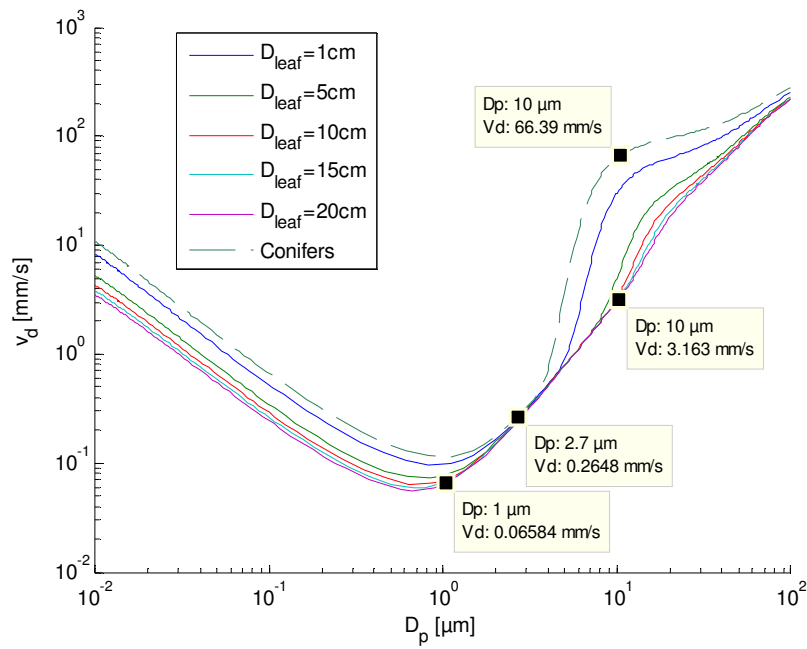
Figuur 28 geeft de sedimentatiesnelheid als functie van de deeltjesgrootte. Merk op dat voor een deeltje van 10µm de sedimentatiesnelheid een factor honderd hoger is dan voor een deeltje van 1µm. Figuur 29 en Figuur 30 tonen de depositiesnelheid als functie van de deeltjesgrootte, zoals deze berekend wordt door het model. De depositiesnelheid is niet enkel afhankelijk van de grootte van de deeltjes, maar ook van de windsnelheid door de vegetatie, Figuur 29, en de bladgrootte, Figuur 30. Onderling worden soms grote verschillen vastgesteld. Voor de volledigheid is ook de depositiesnelheid voor naaldbomen toegevoegd aan de figuur. Er moet opgemerkt worden dat volgens dit depositiemodel vooral naaldbomen een efficiëntere filterende werking heeft voor de grove fracties (diameter > 3µm), maar ook voor het ultrafijne stof (diameter < 1µm). Voor deeltjes tussenin is het verschil miniem. Uiteraard hangt de effectieve stof afvang ook af van de hoeveelheid blafooppervlak en de lokale stofconcentraties in de kruin van de vegetatie.



Figuur 28: Sedimentatiesnelheid fijnstof als functie van de deeltjesgrootte



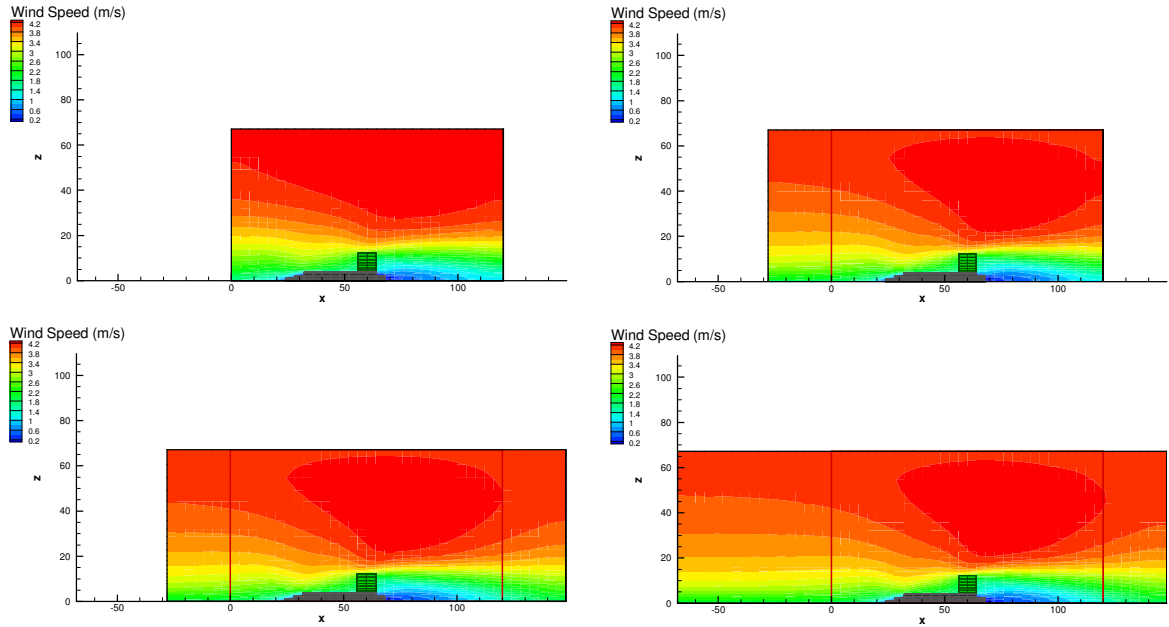
Figuur 29: Depositiesnelheid als functie van de deeltjesgrootte voor verschillende windsnelheden (in de kruin).



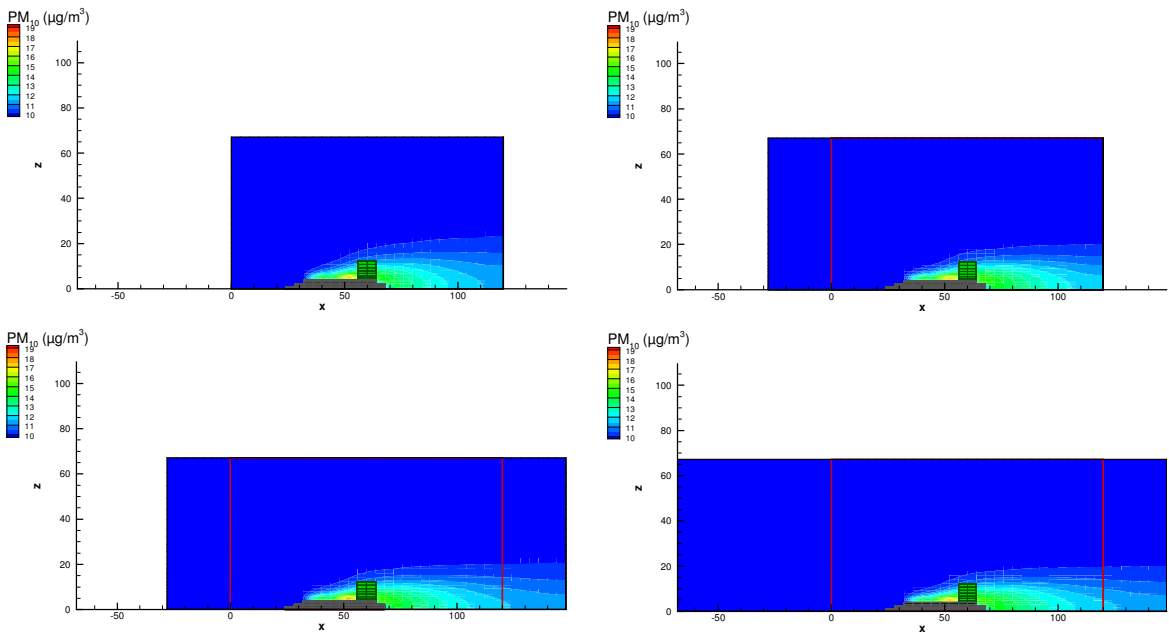
Figuur 30: Depositiesnelheid als functie van de deeltjesgrootte voor verschillende bladgroottes.

Bijlage 9 – Envimet
 bijlagen bij hoofdstuk B.3

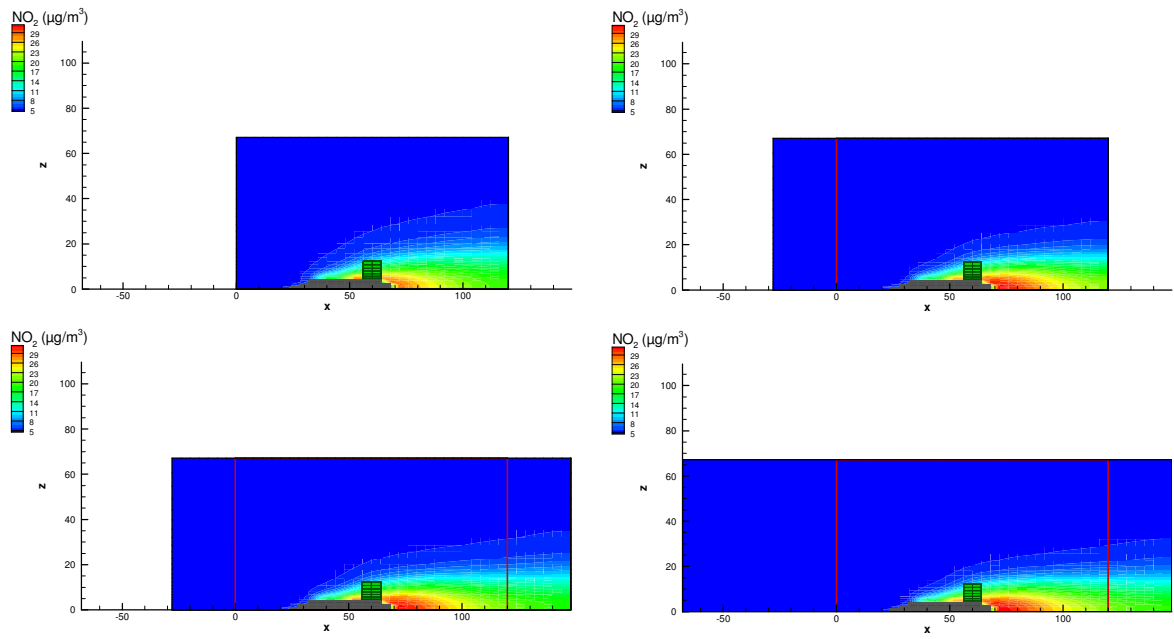
Grid -onvergentieanalyse



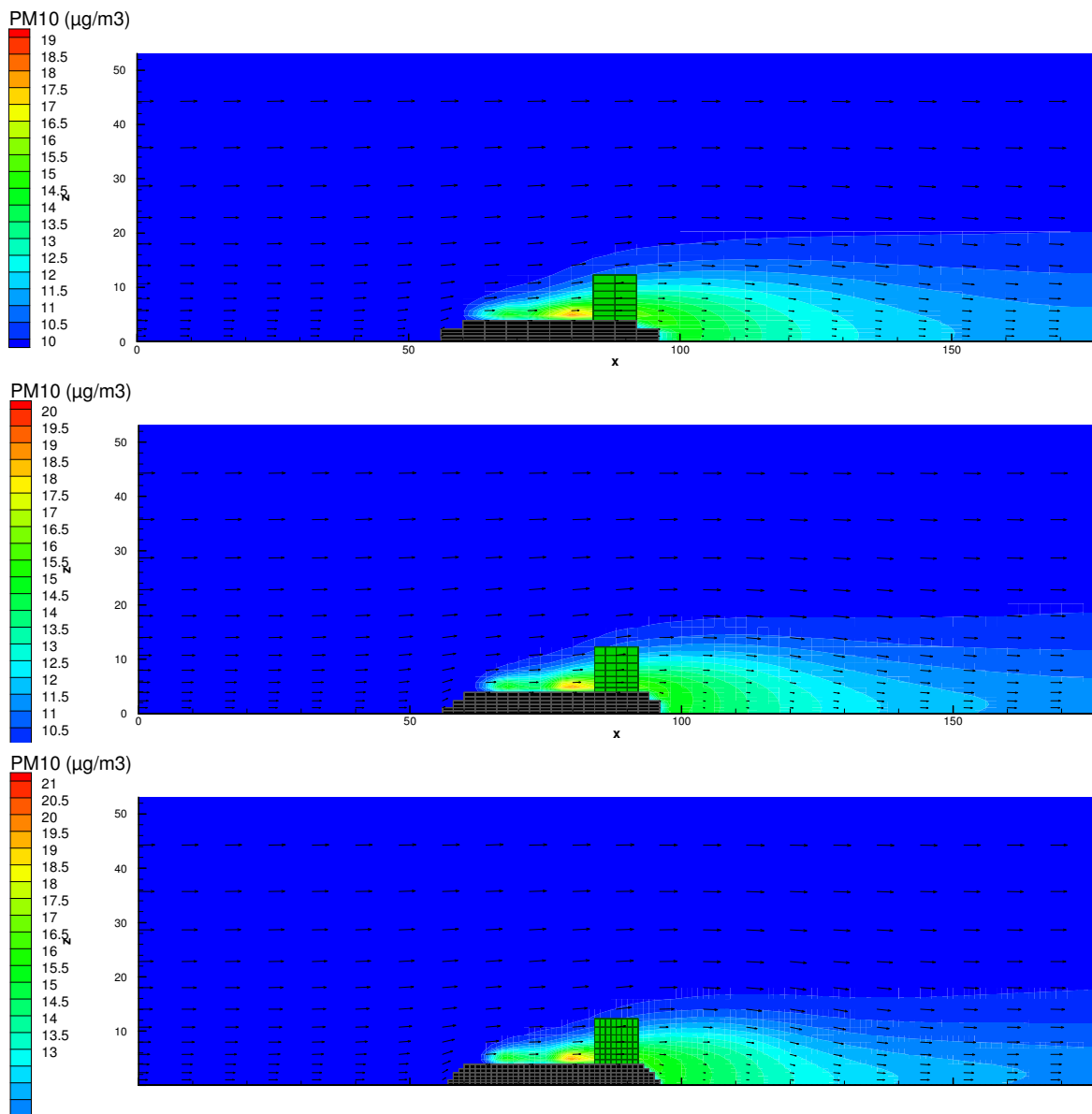
Figuur 31: Windveld en grid dimensies



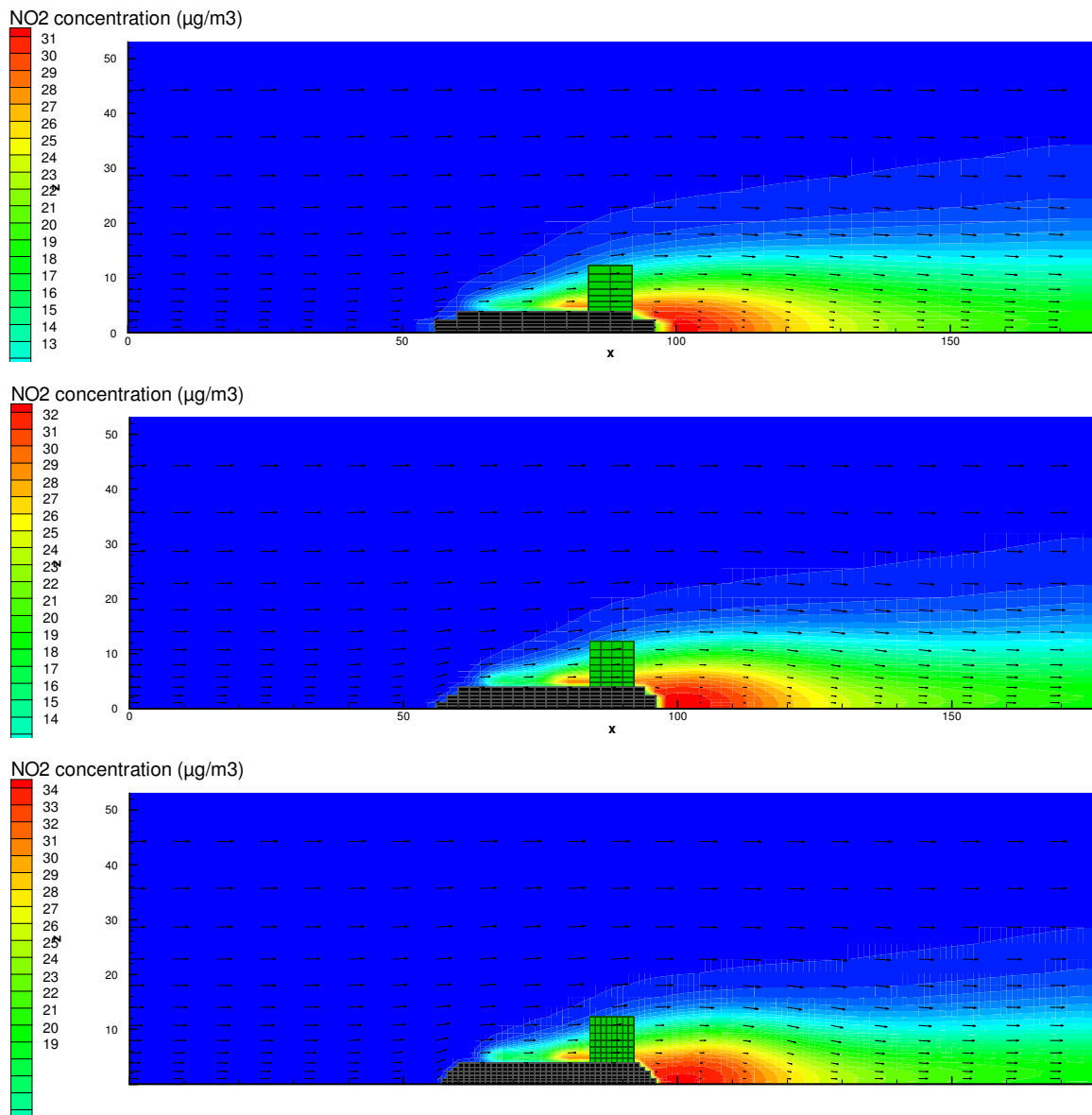
Figuur 32: PM₁₀ en grid dimensies



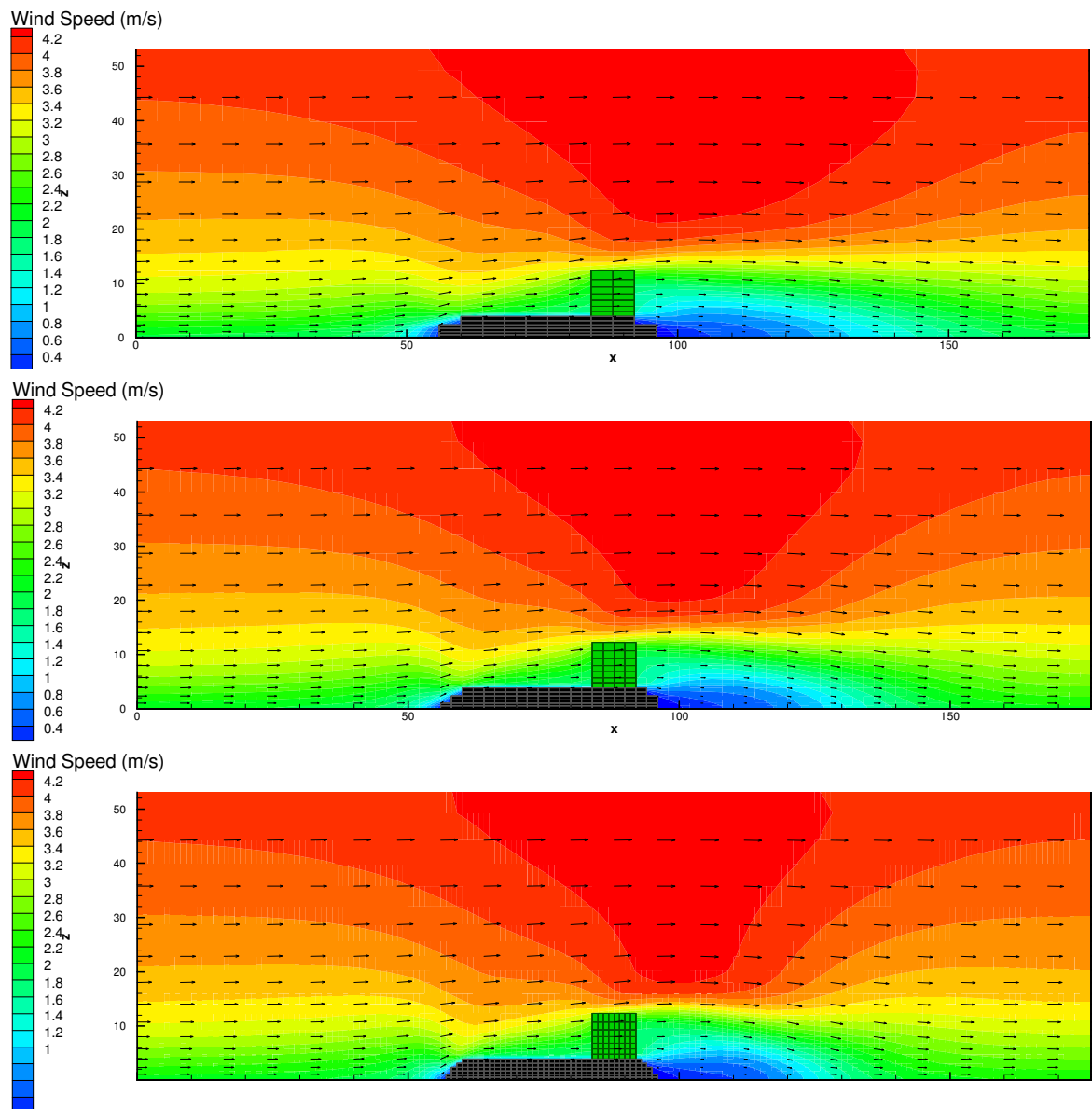
Figuur 33: NO₂ en grid dimensies



Figuur 34: Grid-convergentie analyse PM₁₀: boven 4x4x0.5 resolutie, midden 2x2x0.5, onder 1x1x0.5

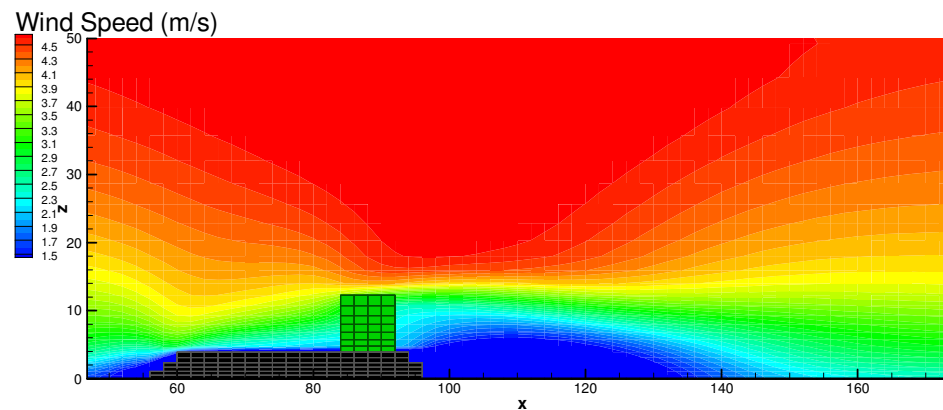
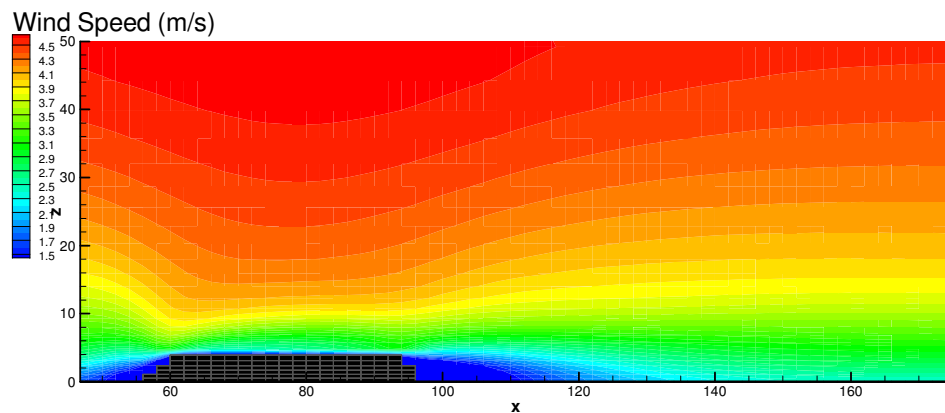
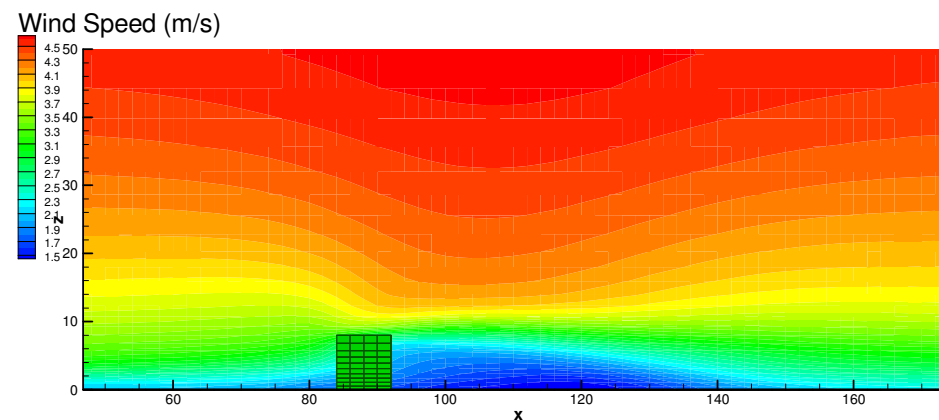
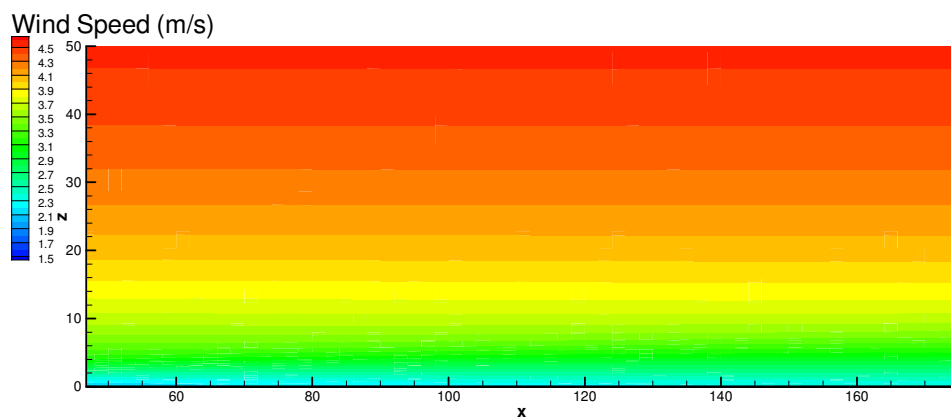


Figuur 35: Grid-convergentie analyse NO₂: boven 4x4x0.5 resolutie, midden 2x2x0.5, onder 1x1x0.5

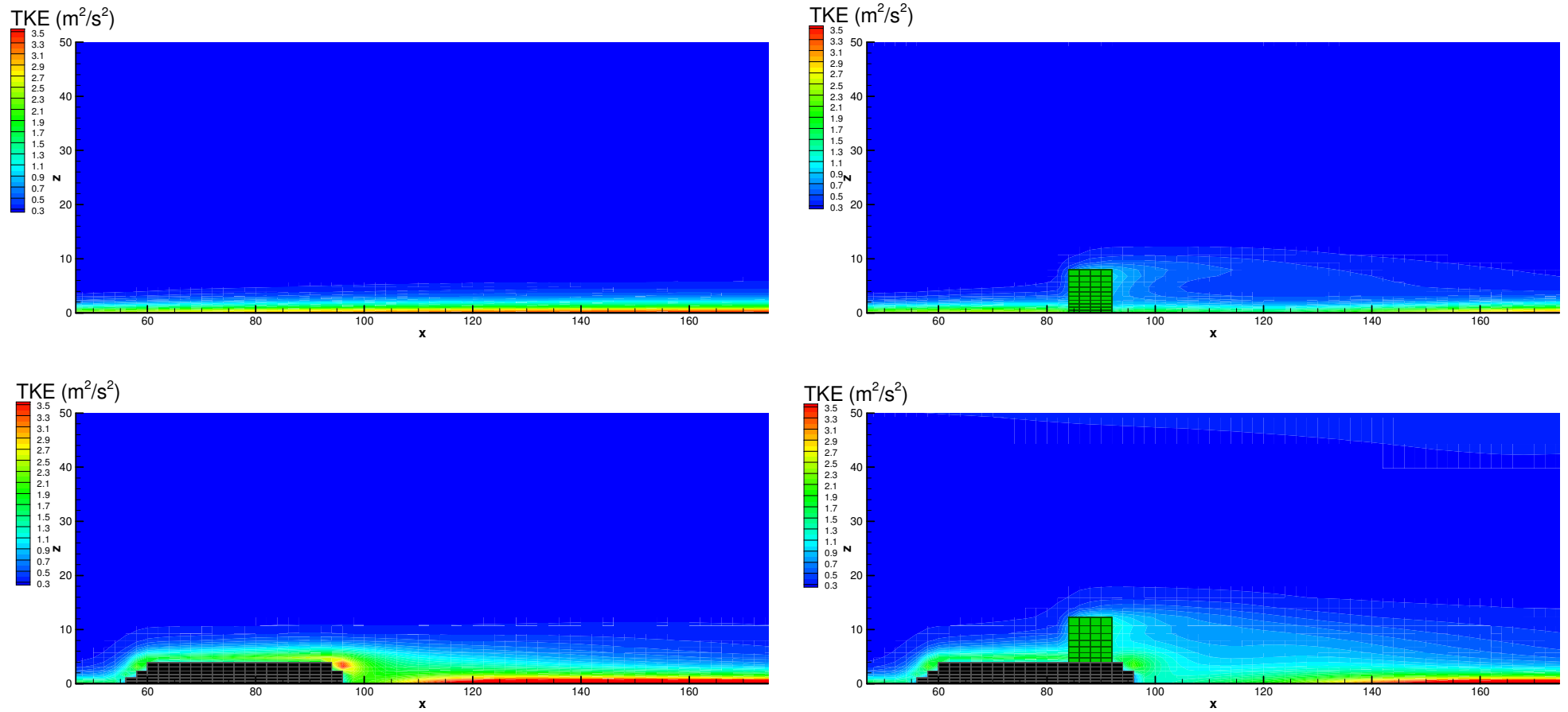


Figuur 36: Grid-convergentie analyse Windveld: boven 4x4x0.5 resolutie, midden 2x2x0.5, onder 1x1x0.5

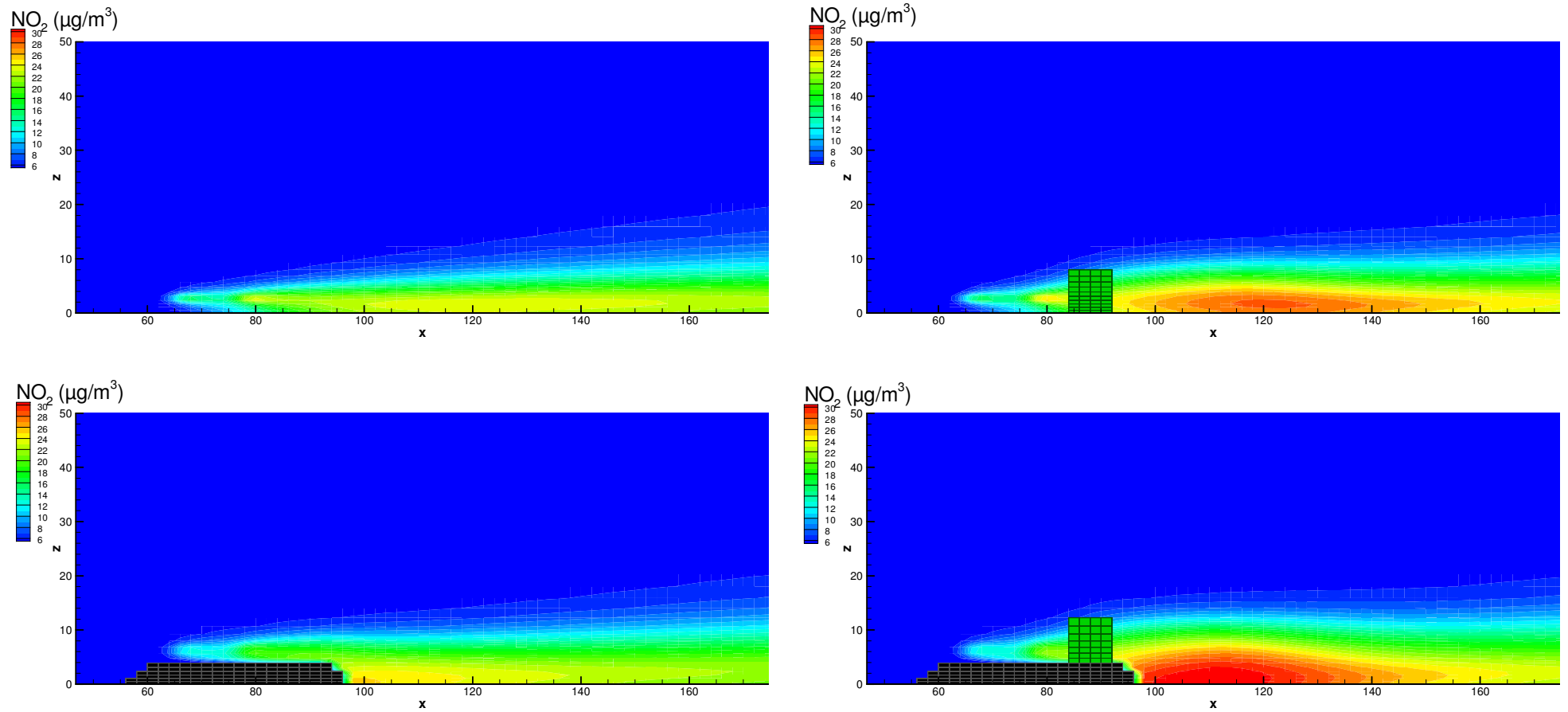
Effecten van de verhoogde weginrichting



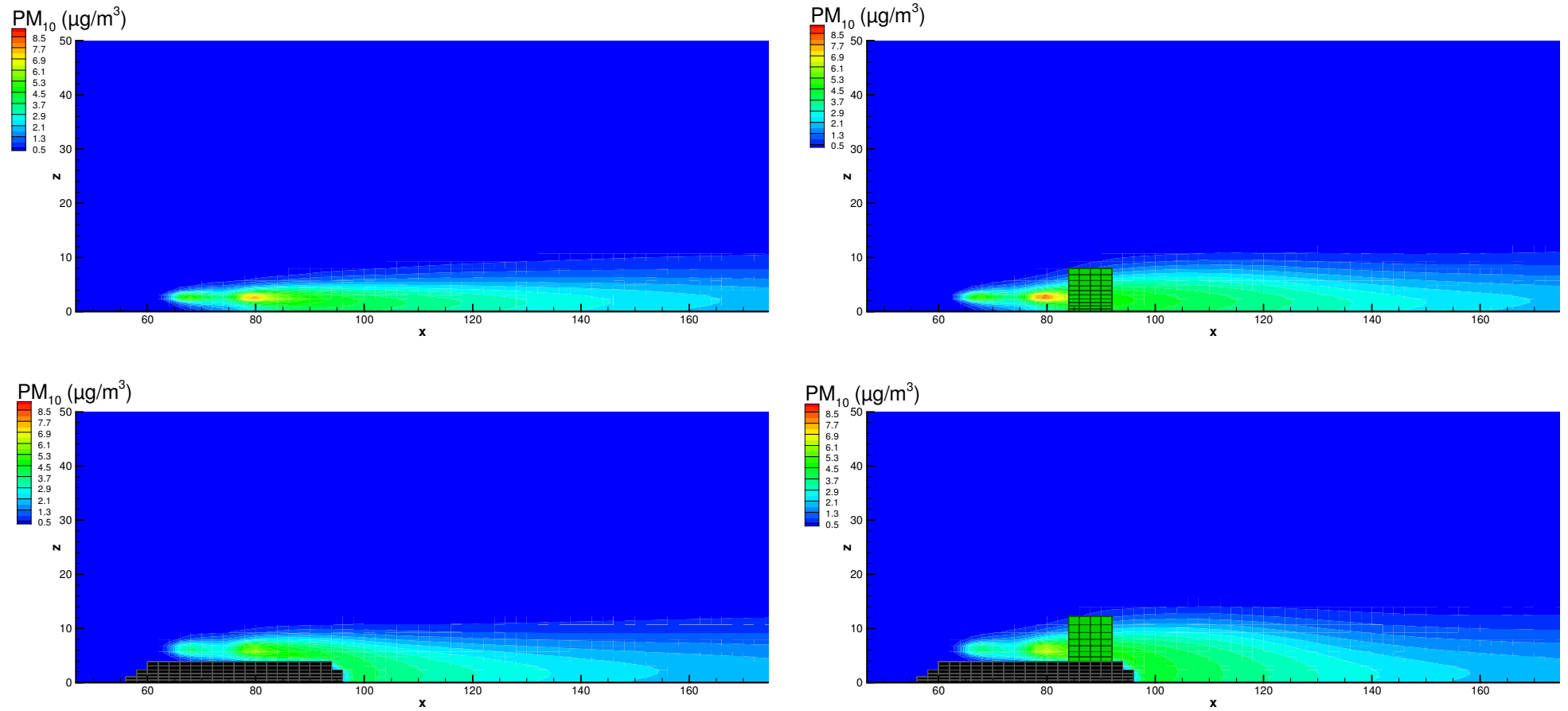
Figuur 37: Effect van talud en vegetatie op windveld



Figuur 38: Effect van talud en vegetatie op de turbulente kinetische energie



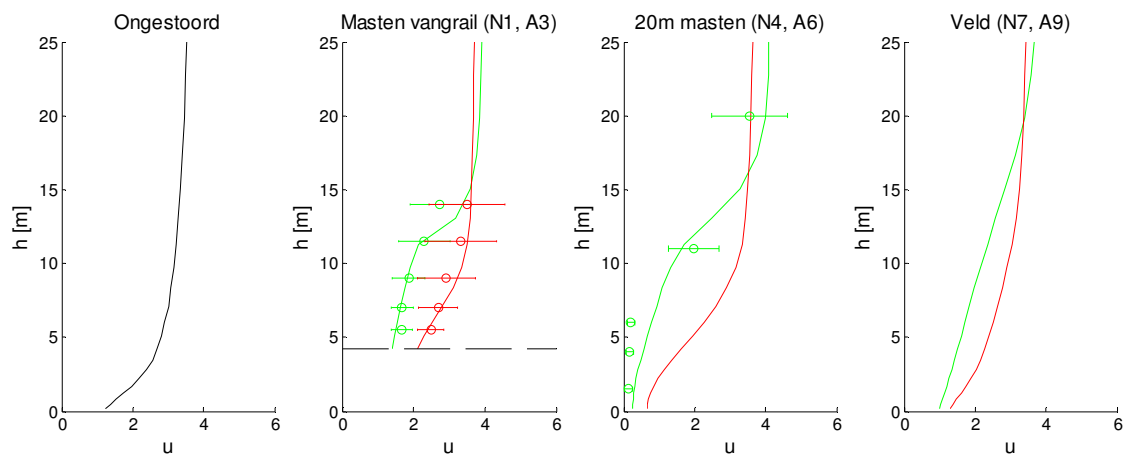
Figuur 39: Effect van talud en vegetatie op NO₂



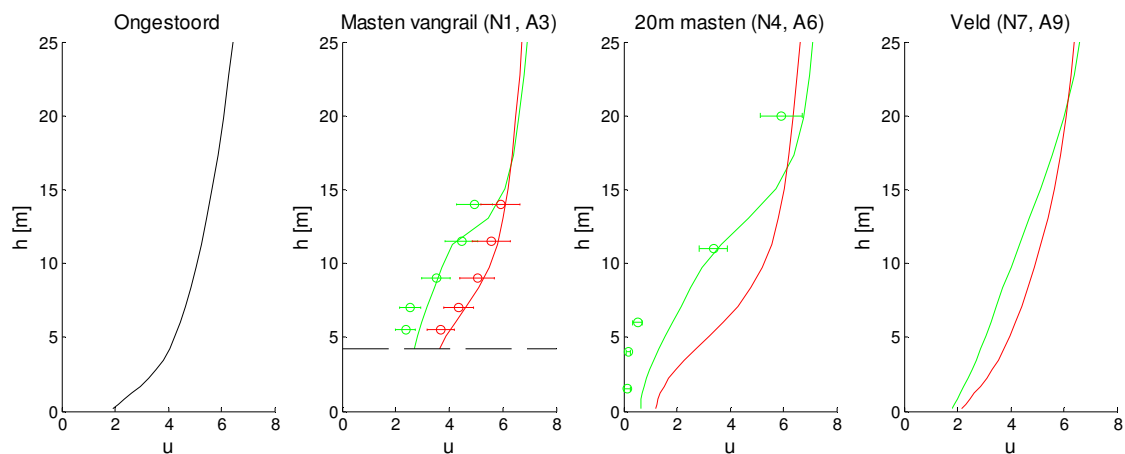
Figuur 40: Effect van talud en vegetatie op PM10

Modelvalidatie

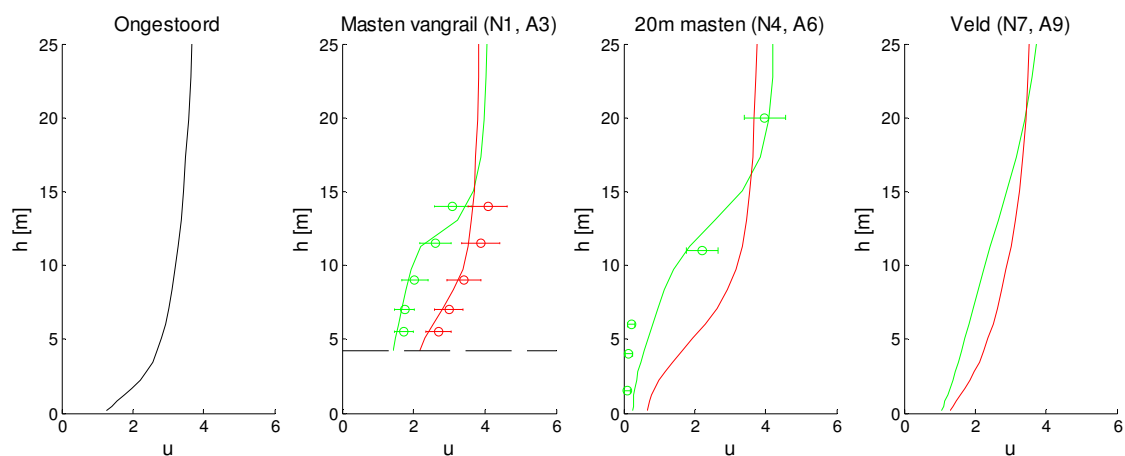
Validatie wind snelheden



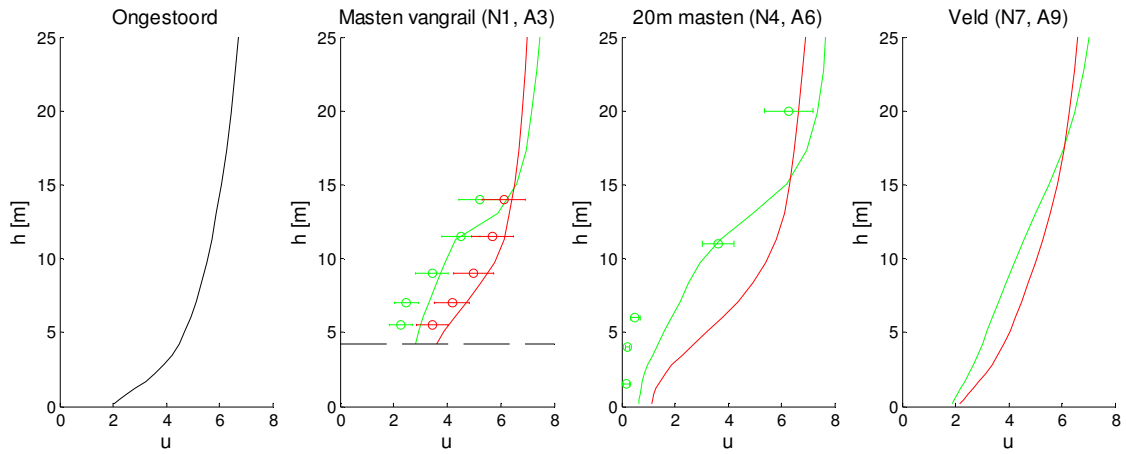
Figuur 41: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor D4 28/08/2008



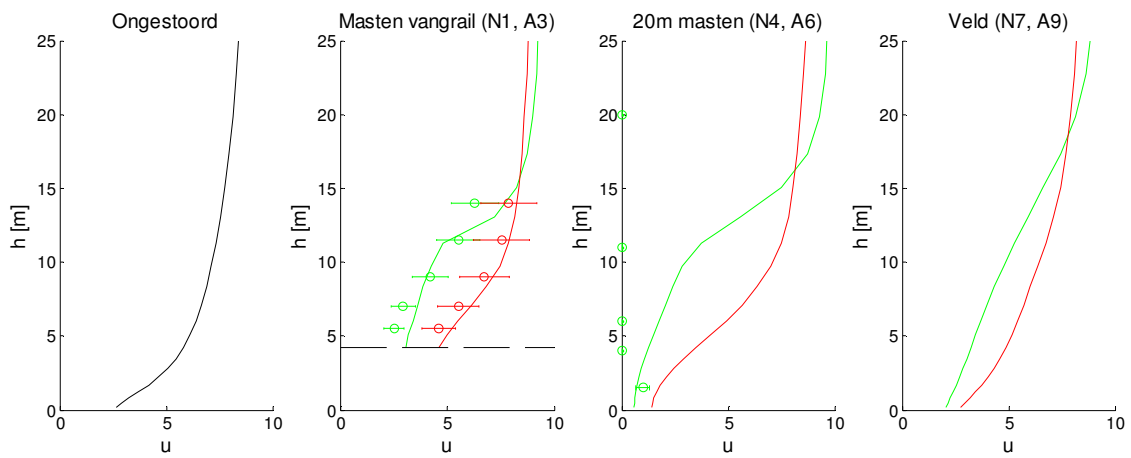
Figuur 42: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor D4 15/11/2008



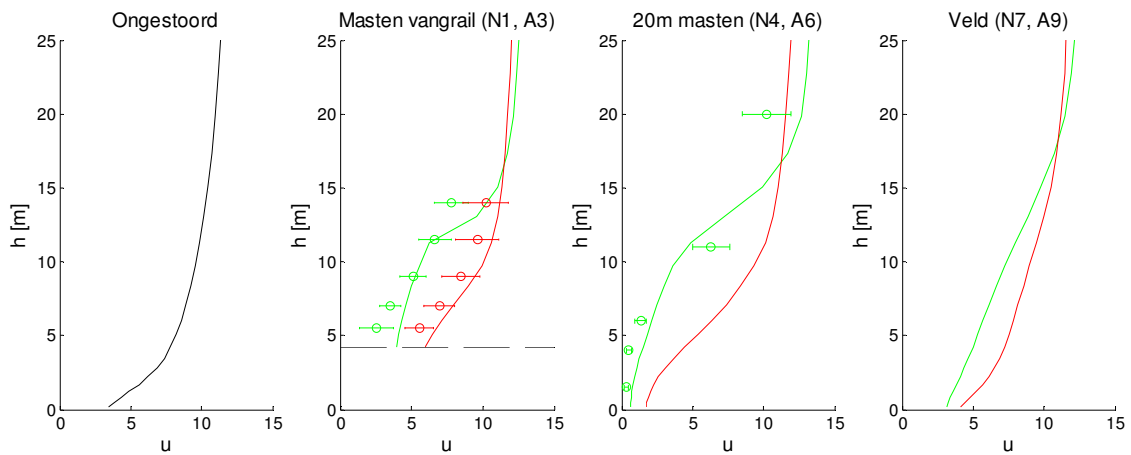
Figuur 43: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor D5 29/08/2008



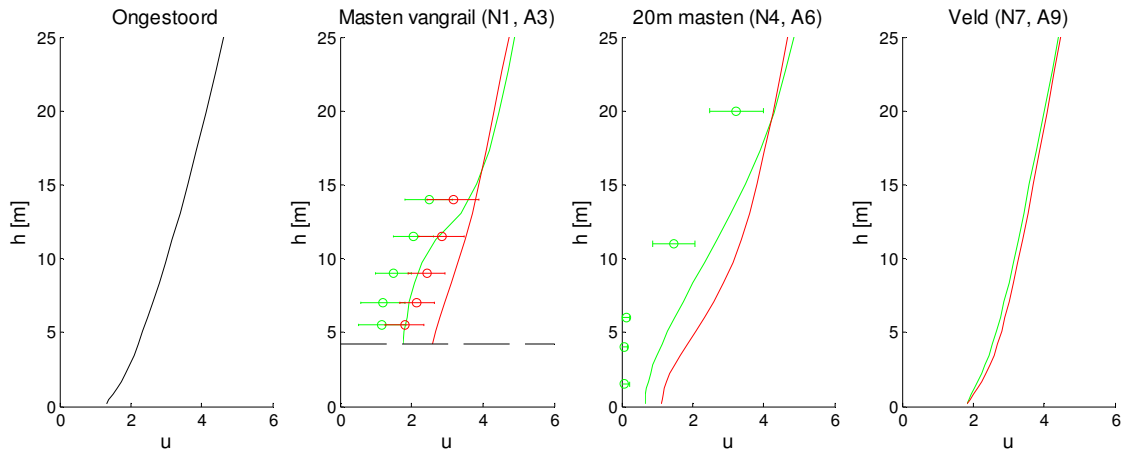
Figuur 44: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor D5 19/11/2008



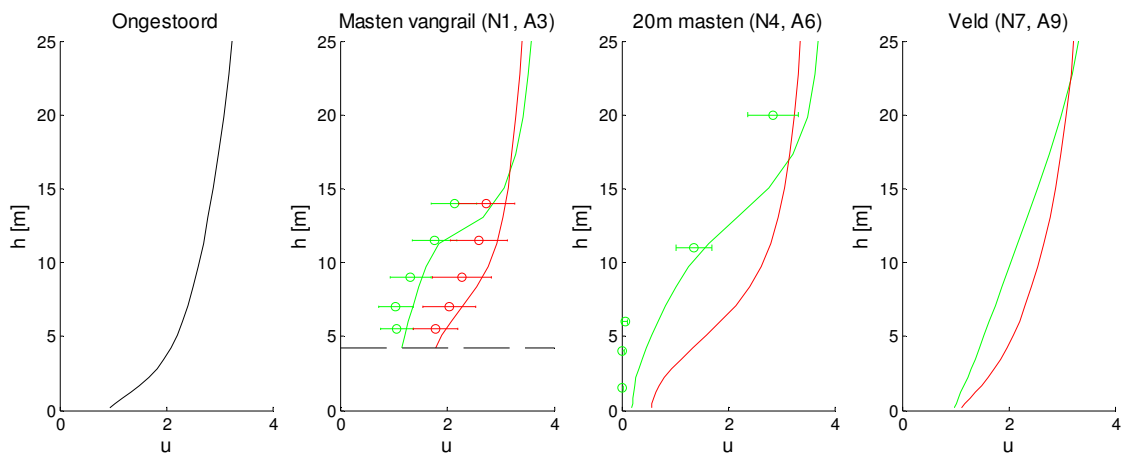
Figuur 45: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor D9 04/08/2008



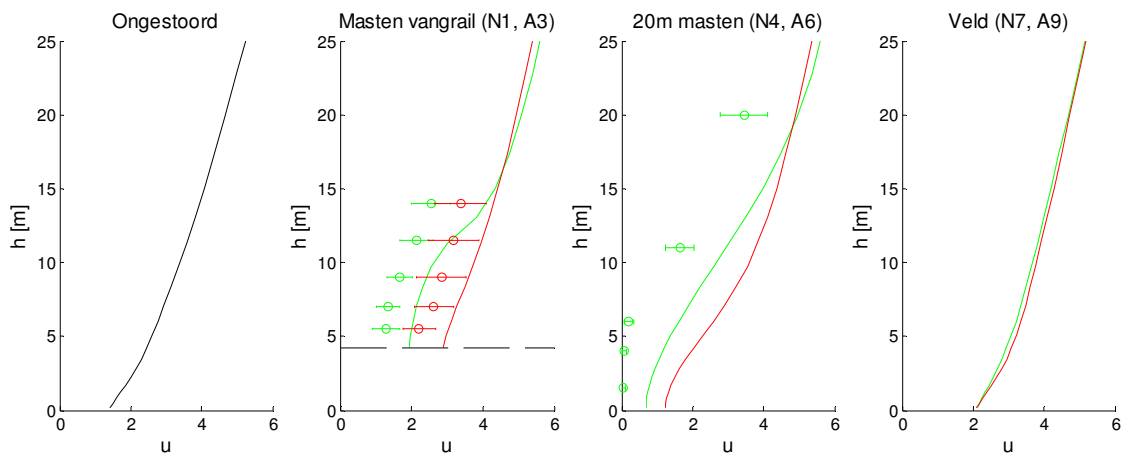
Figuur 46: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor D9 01/10/2008



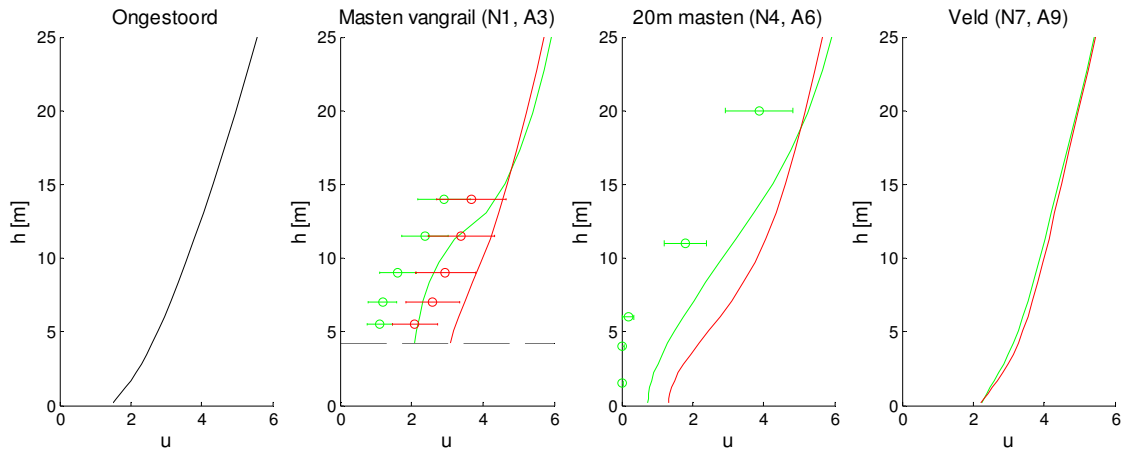
Figuur 47: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor N1 19/11/2008



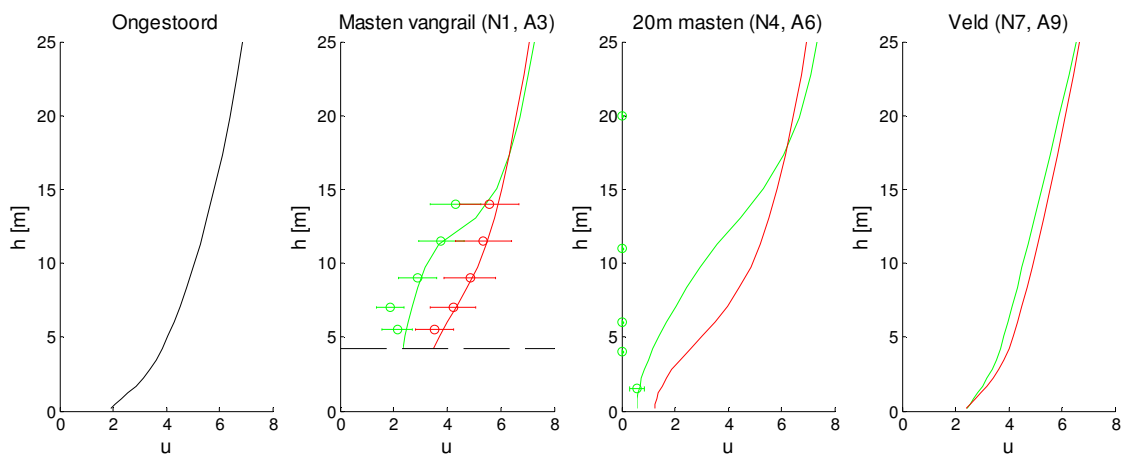
Figuur 48: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor N2 28/08/2008



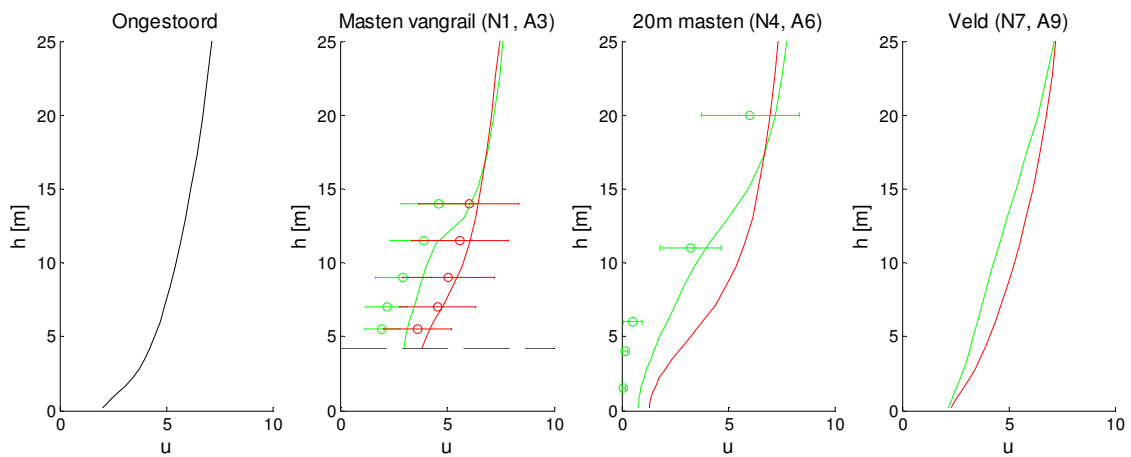
Figuur 49: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor N4 13/10/2008



Figuur 50: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor N4 16/10/2008

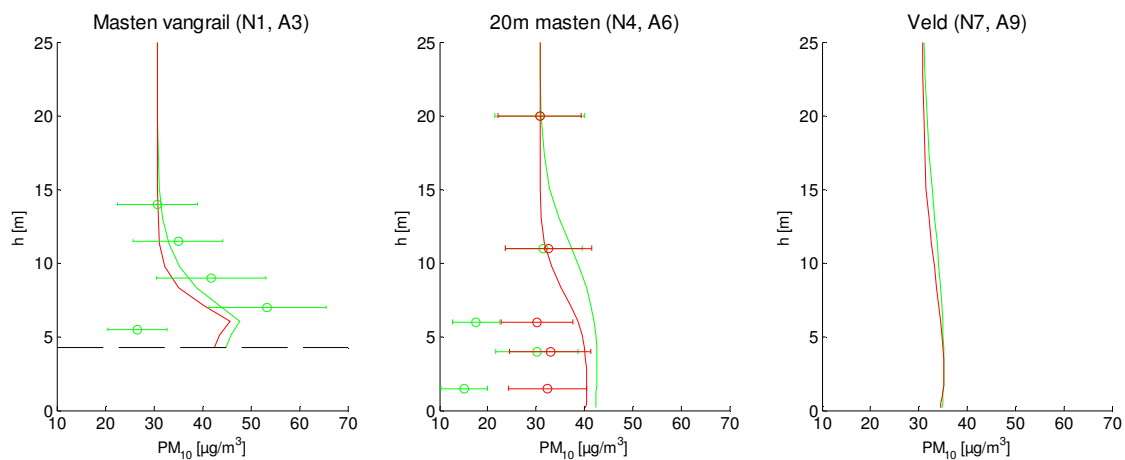


Figuur 51: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor N5 03/08/2008

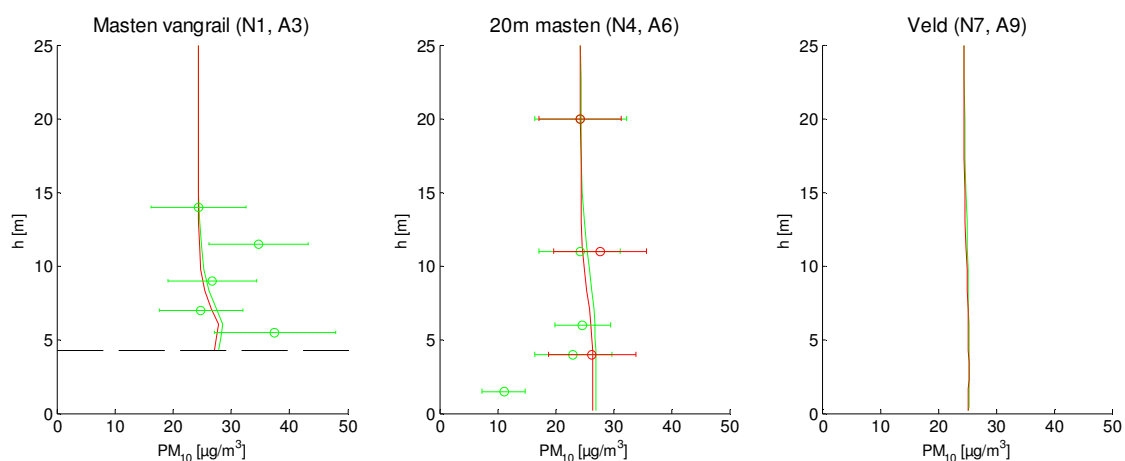


Figuur 52: Gemiddelde snelheidsprofielen en meetresultaten voor N5 01/10/2008

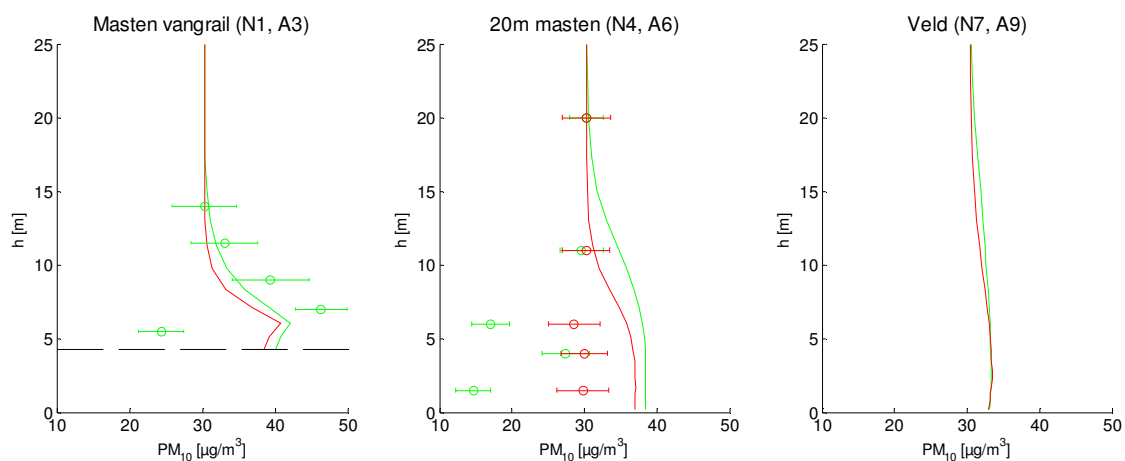
Validatie PM concentraties



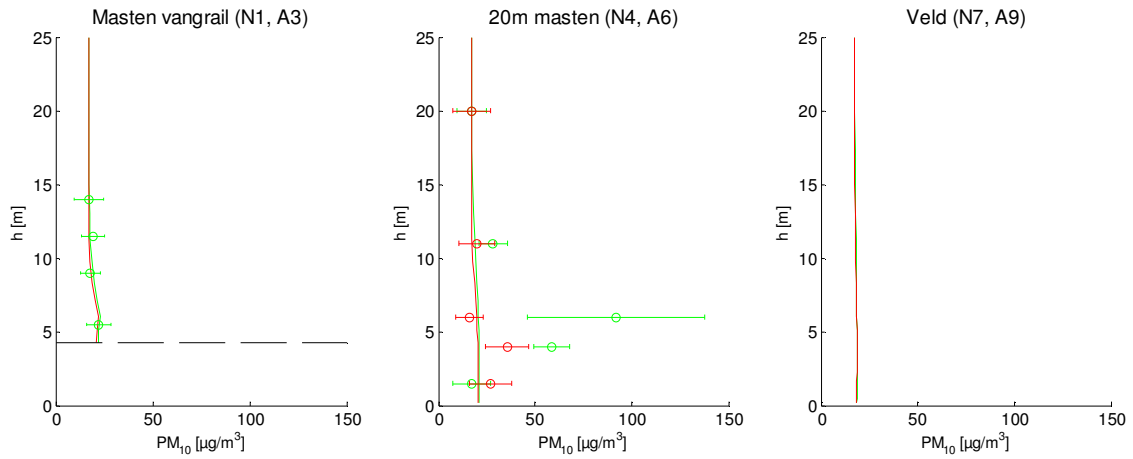
Figuur 53: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor D4 28/08/2008



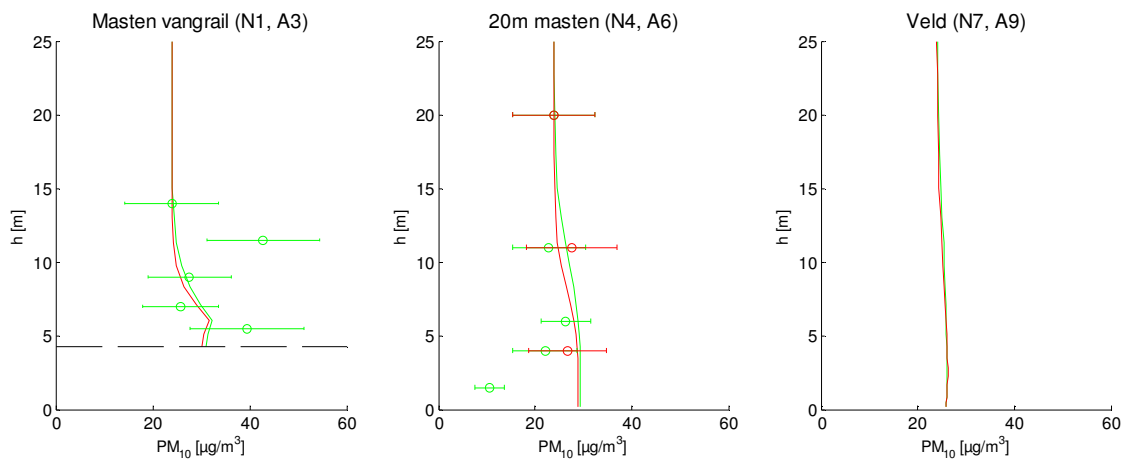
Figuur 54: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor D4 15/11/2008



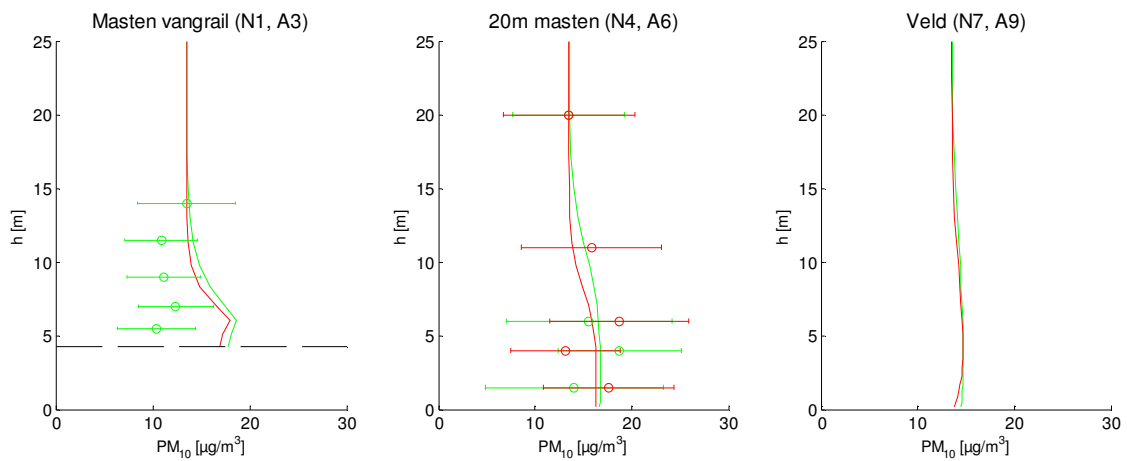
Figuur 55: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor D5 29/08/2008



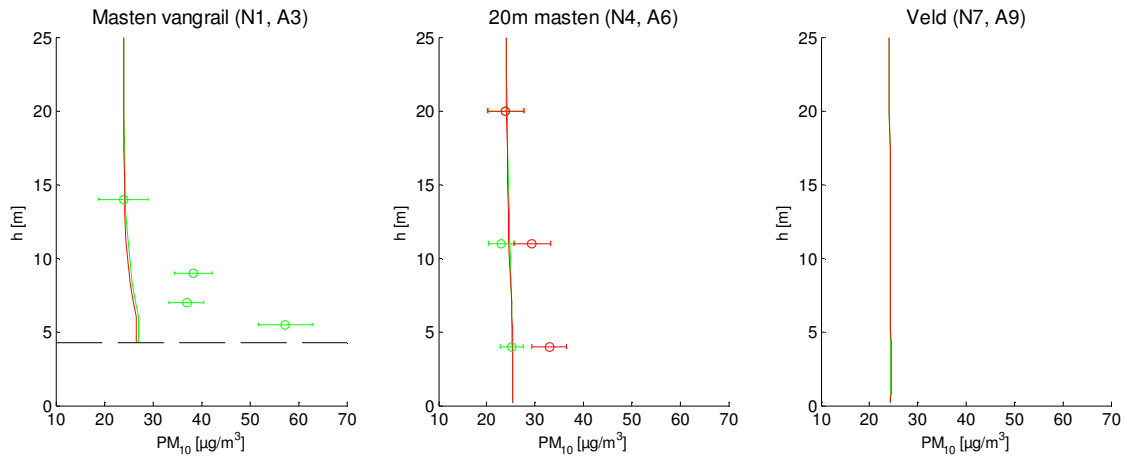
Figuur 56: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor D5 19/11/2008



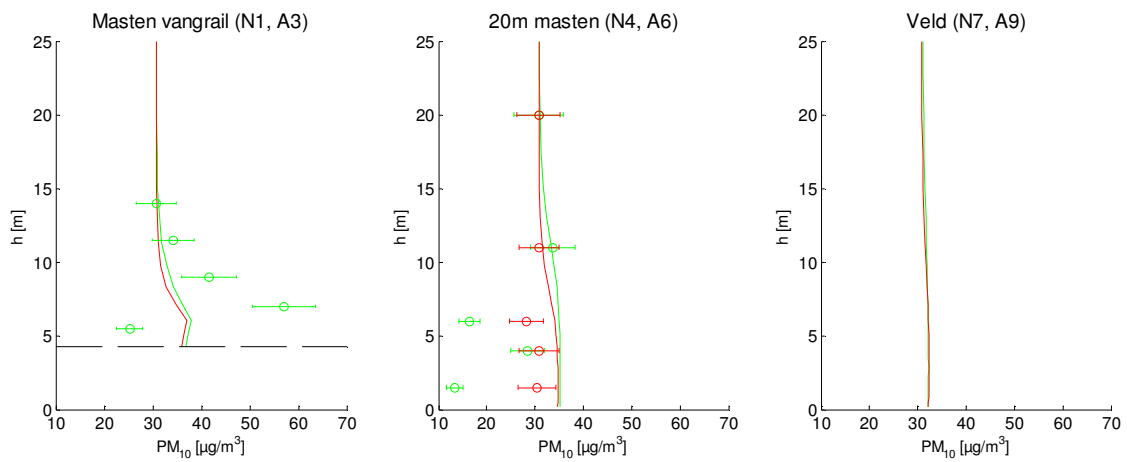
Figuur 57: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor D9 04/08/2008



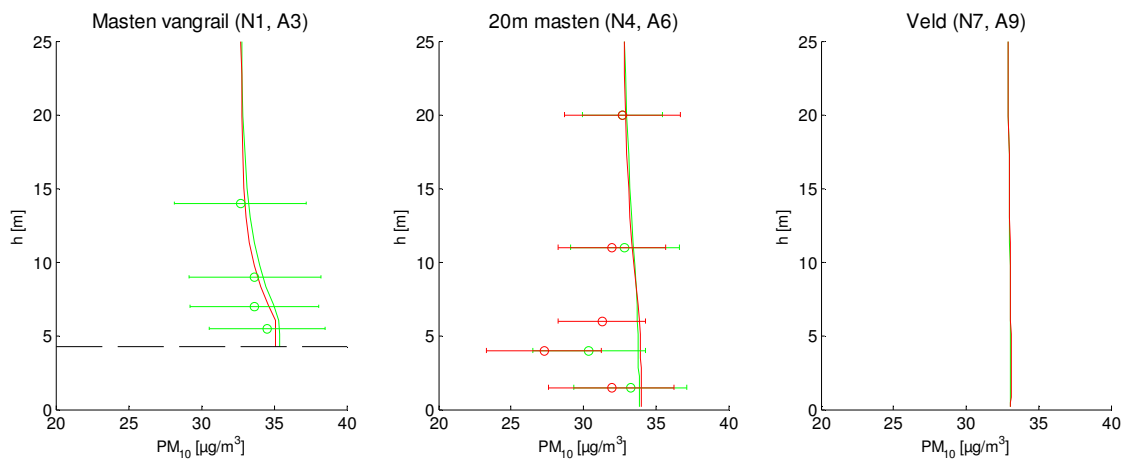
Figuur 58: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor D9 01/10/2008



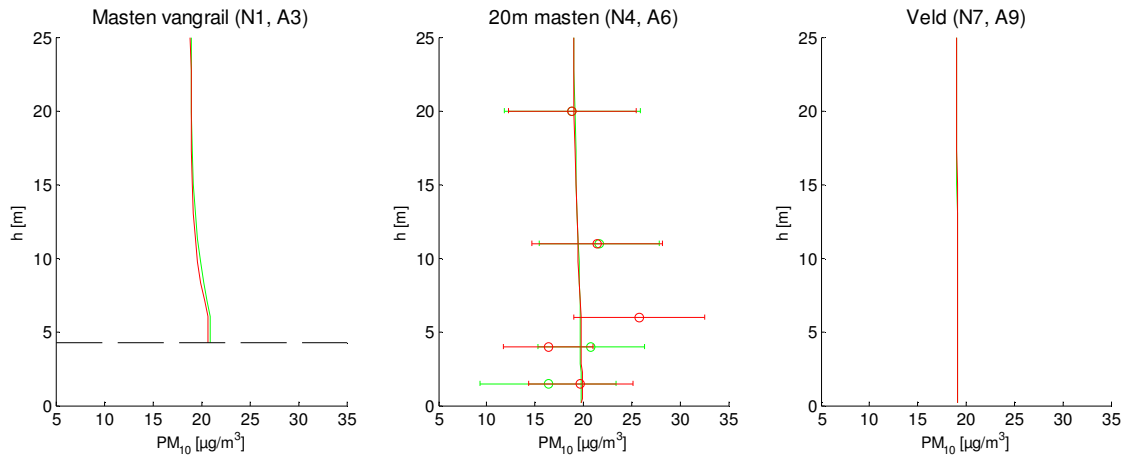
Figuur 59: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor N1 19/11/2008



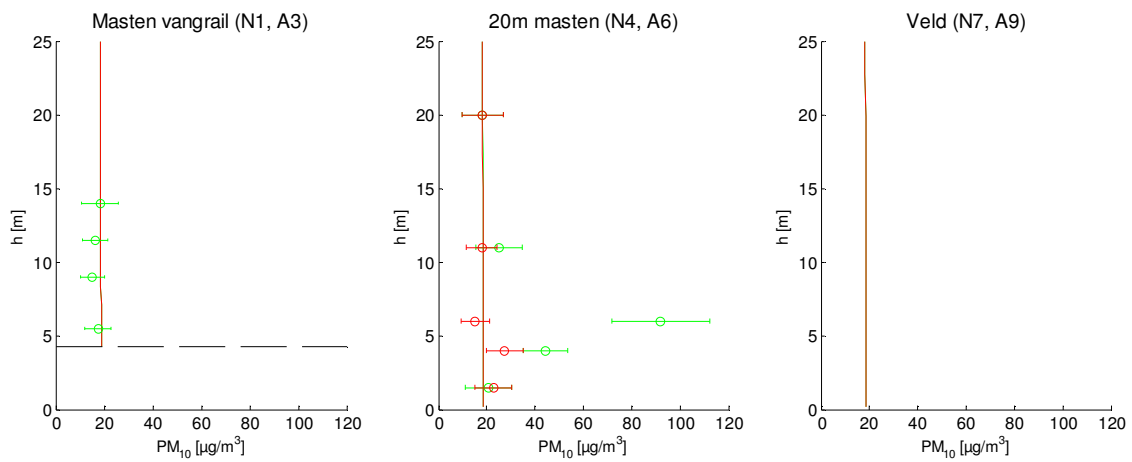
Figuur 60: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor N2 28/08/2008



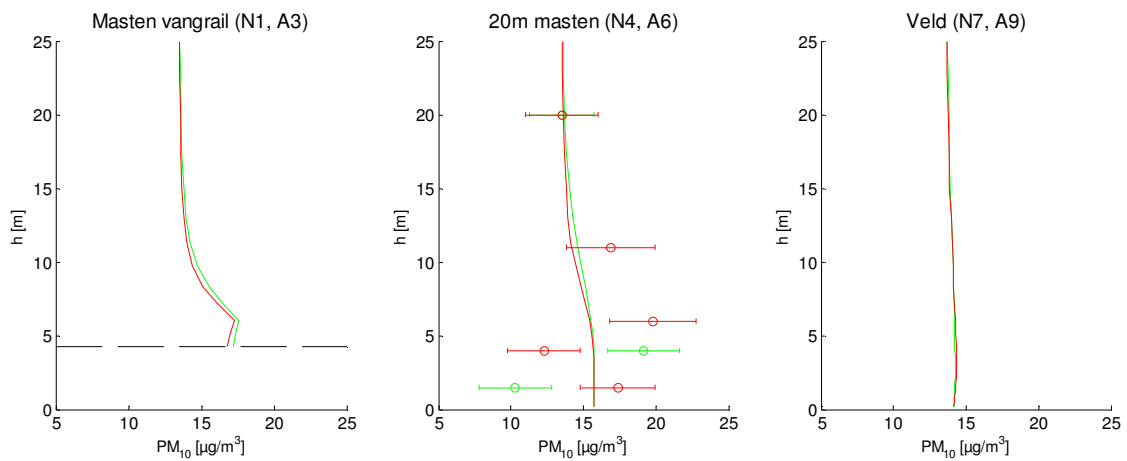
Figuur 61: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor N4 13/10/2008



Figuur 62: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor N4 16/10/2008

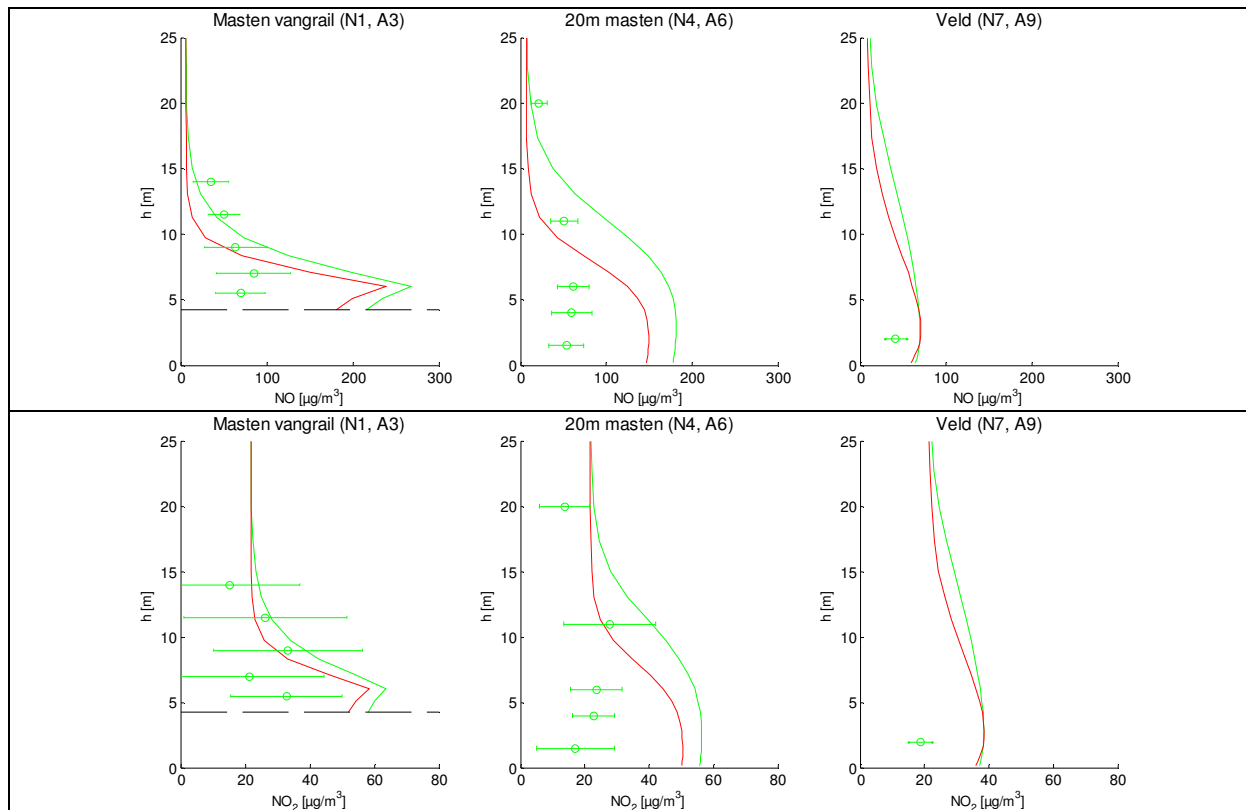


Figuur 63: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor N5 03/08/2008

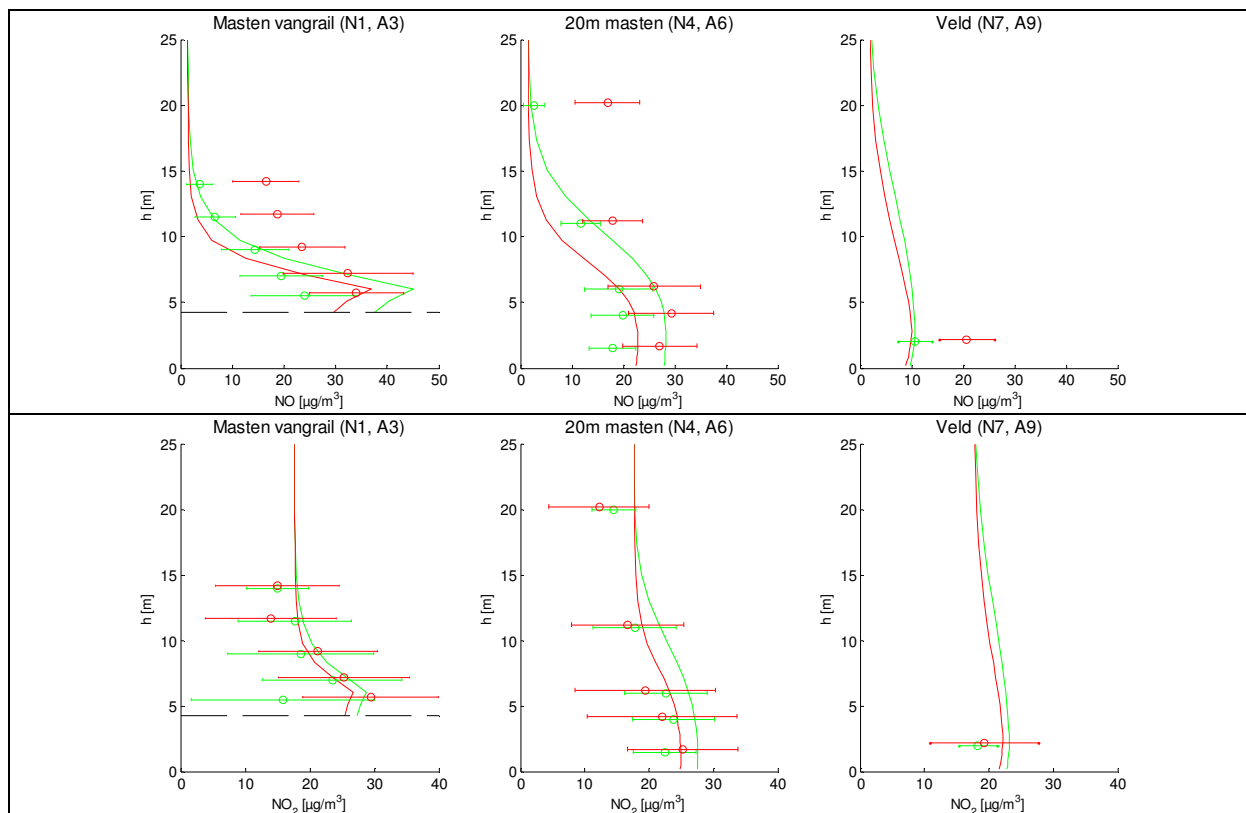


Figuur 64: Gemiddelde PM₁₀ concentratieprofielen voor N5 01/10/2008

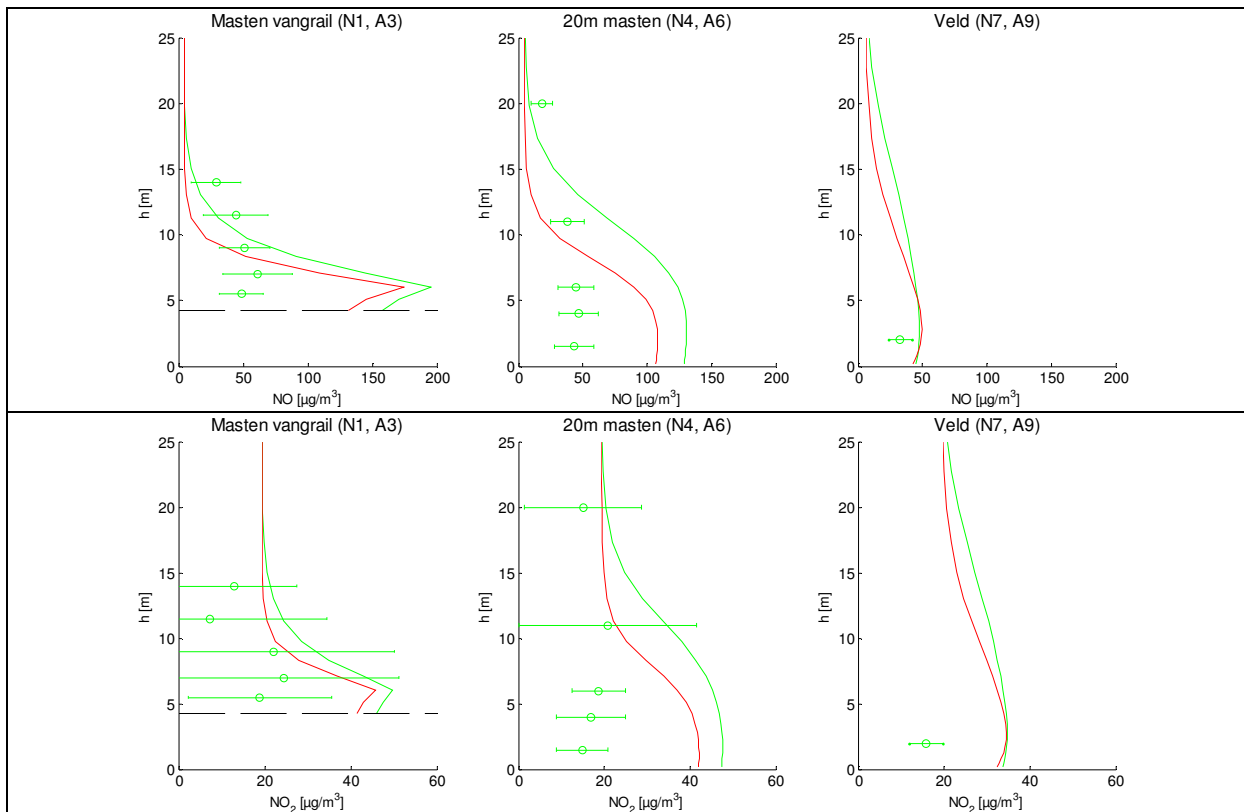
Validatie NO_x-concentraties



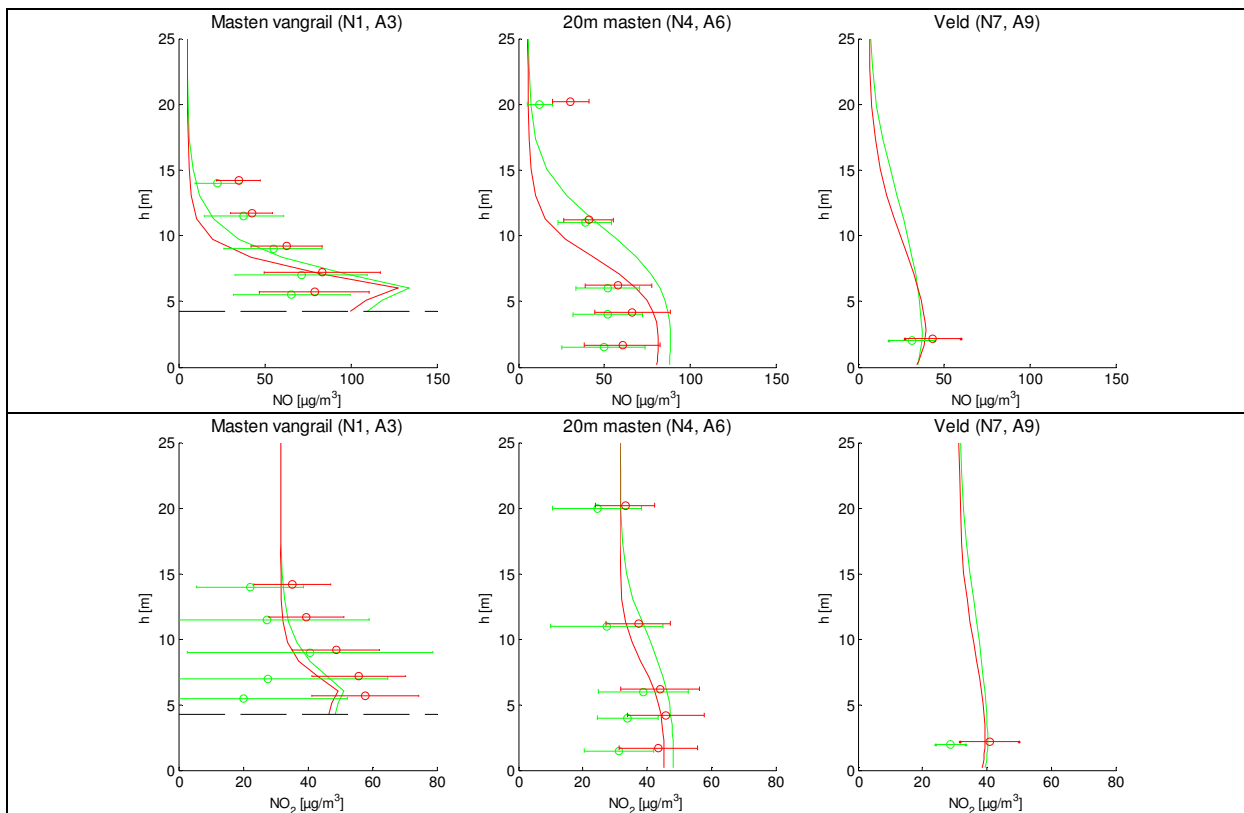
Figuur 65: Gemiddelde NO- en NO₂-concentratieprofielen voor D4 28/08/2008



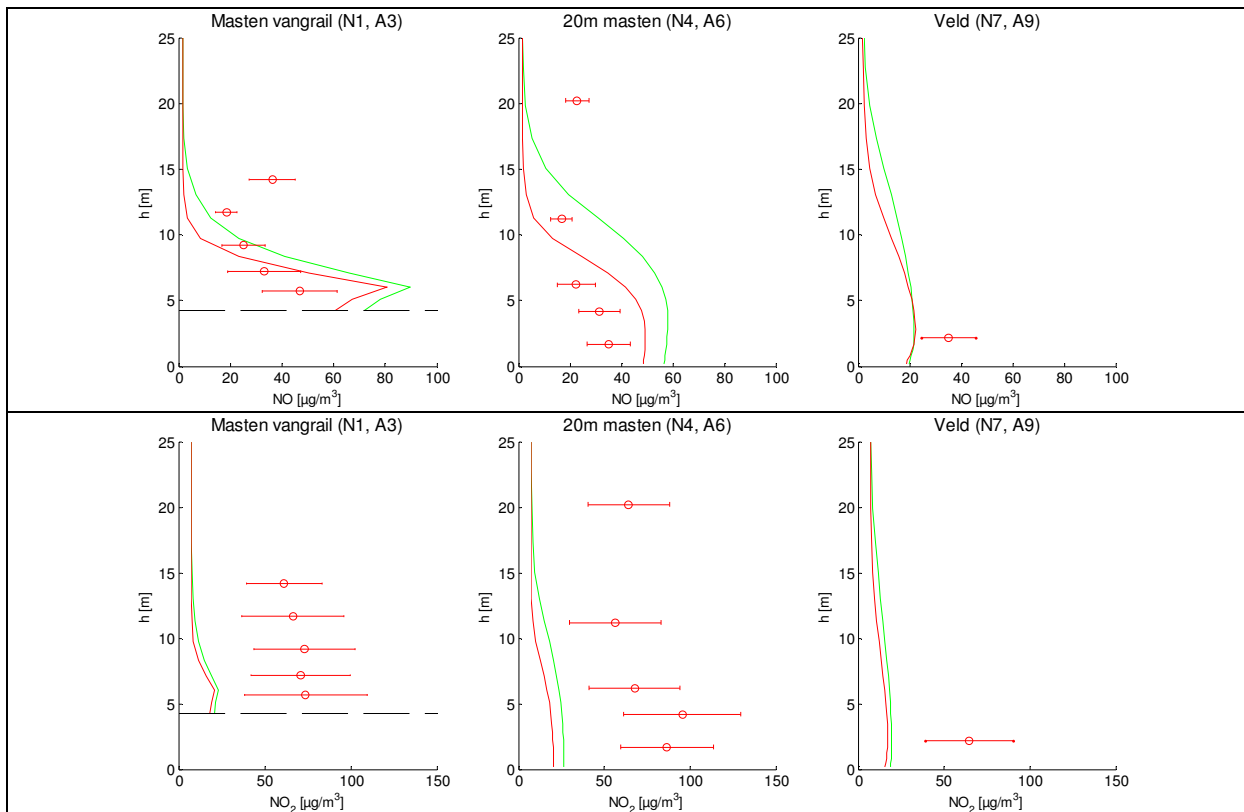
Figuur 66: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor D4 15/11/2008



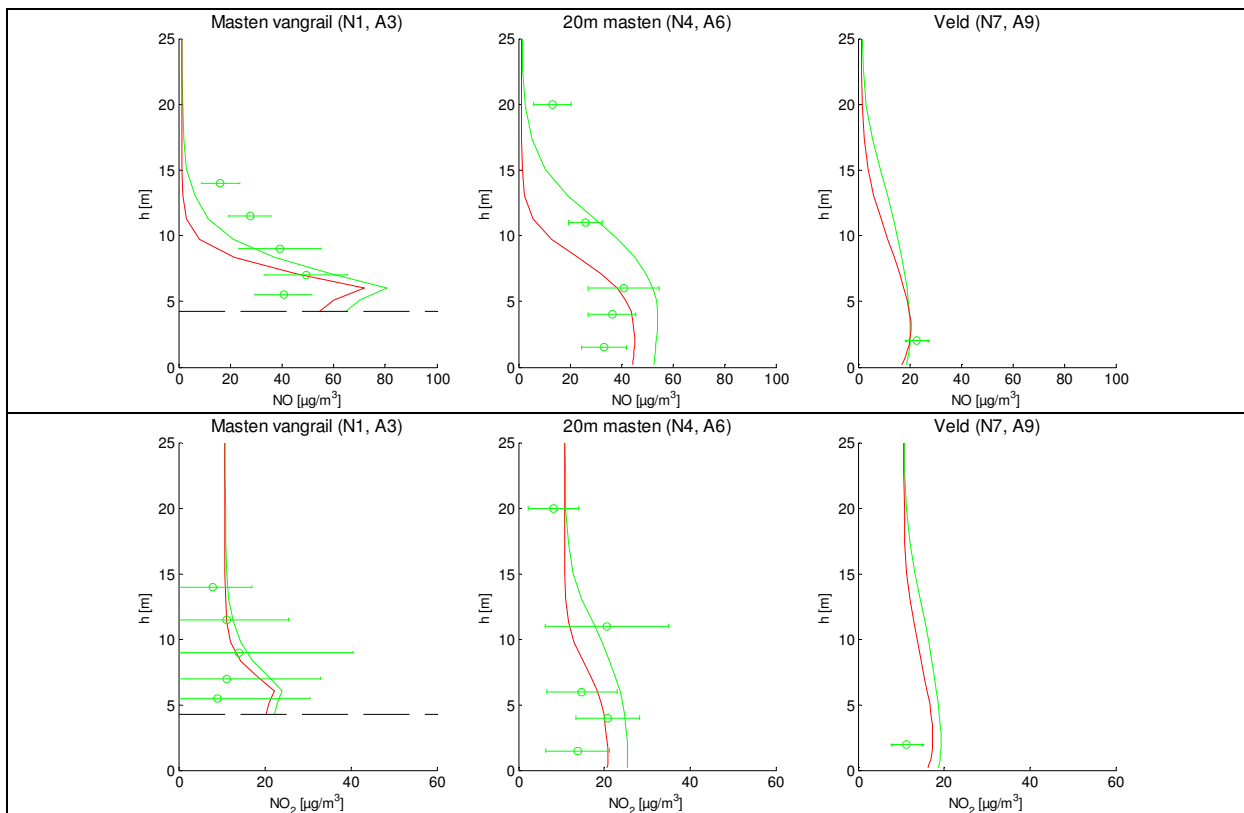
Figuur 67: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor D5 29/08/2008



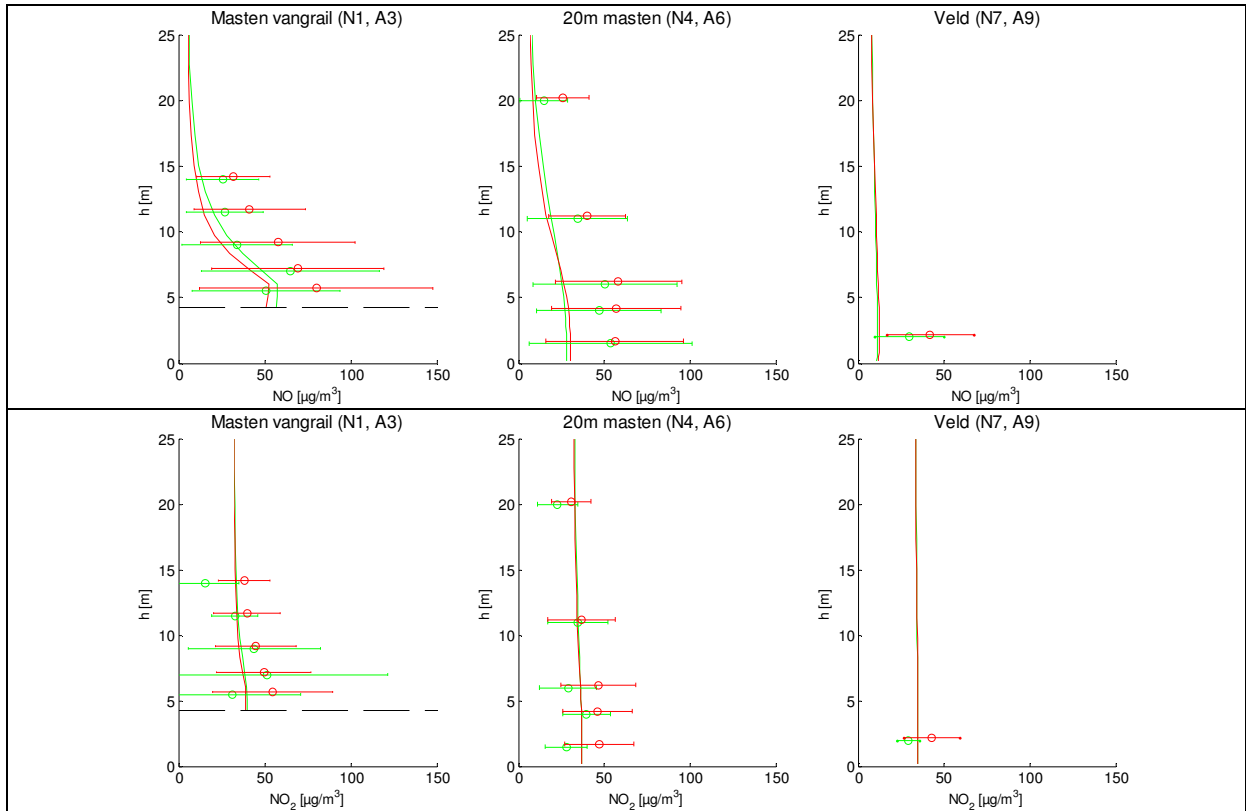
Figuur 68: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor D5 19/11/2008



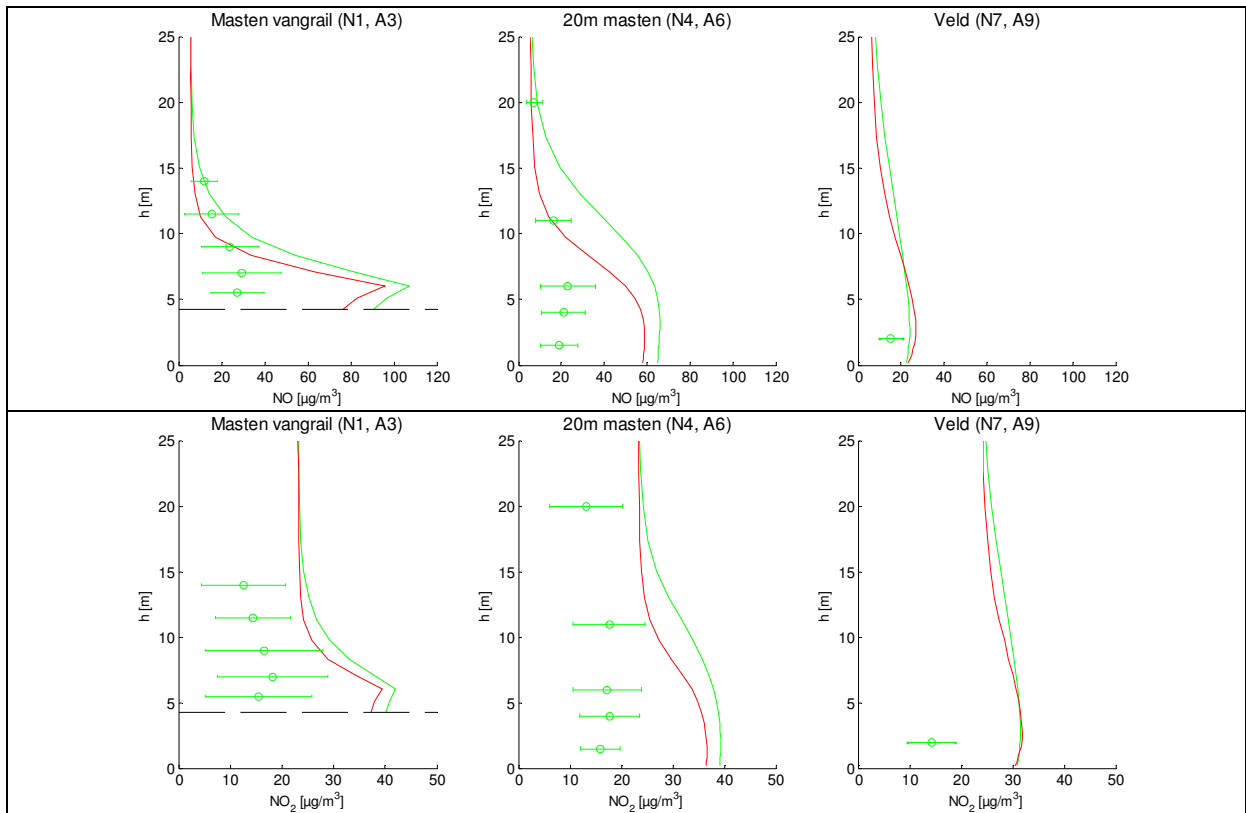
Figuur 69: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor D9 04/08/2008



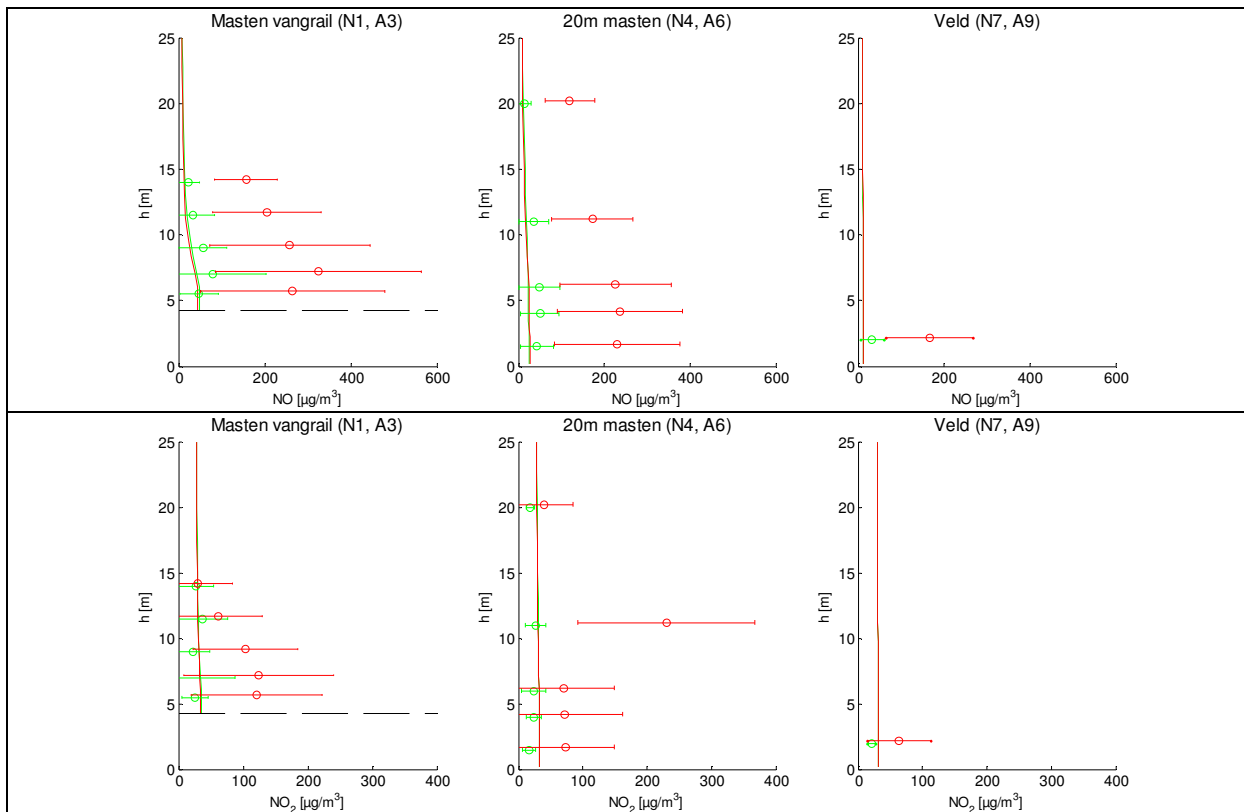
Figuur 70: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor D9 01/10/2008



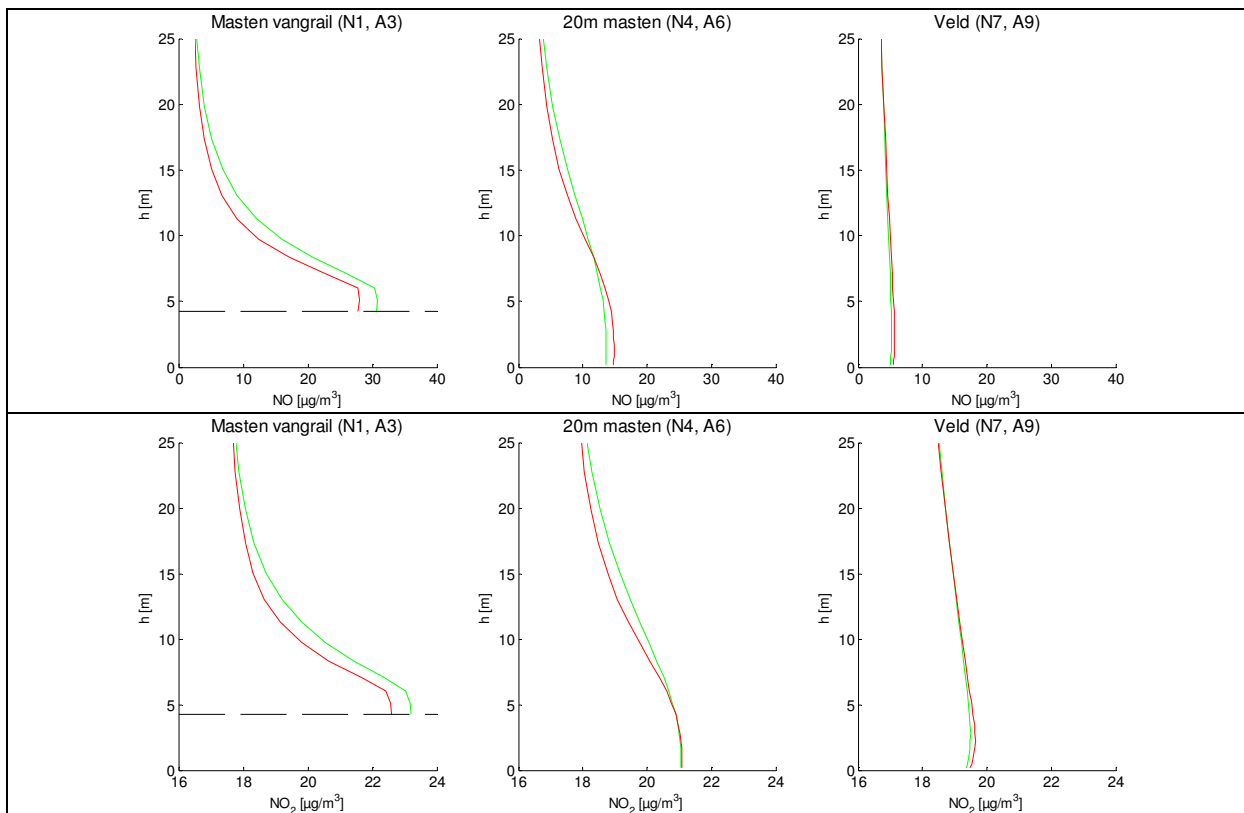
Figuur 71: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor N1 19/11/2008



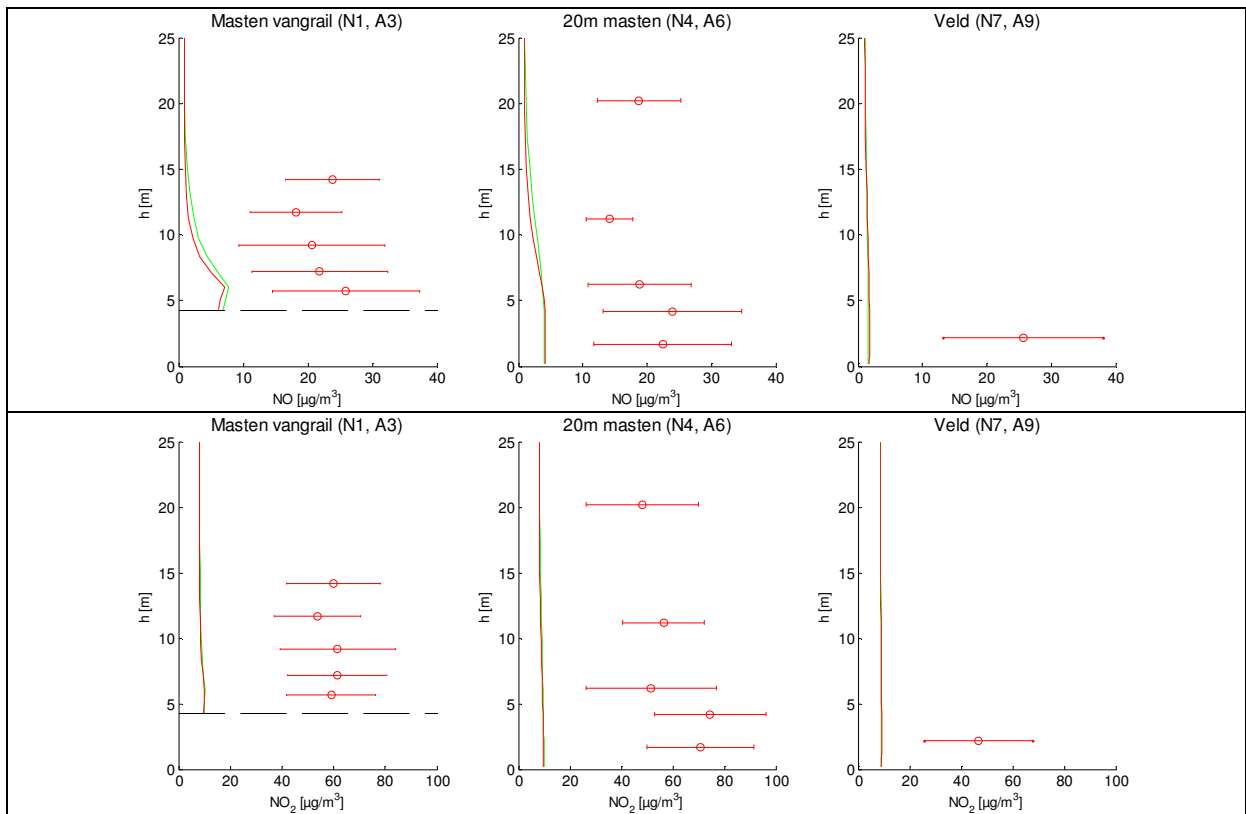
Figuur 72: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor N2 28/08/2008



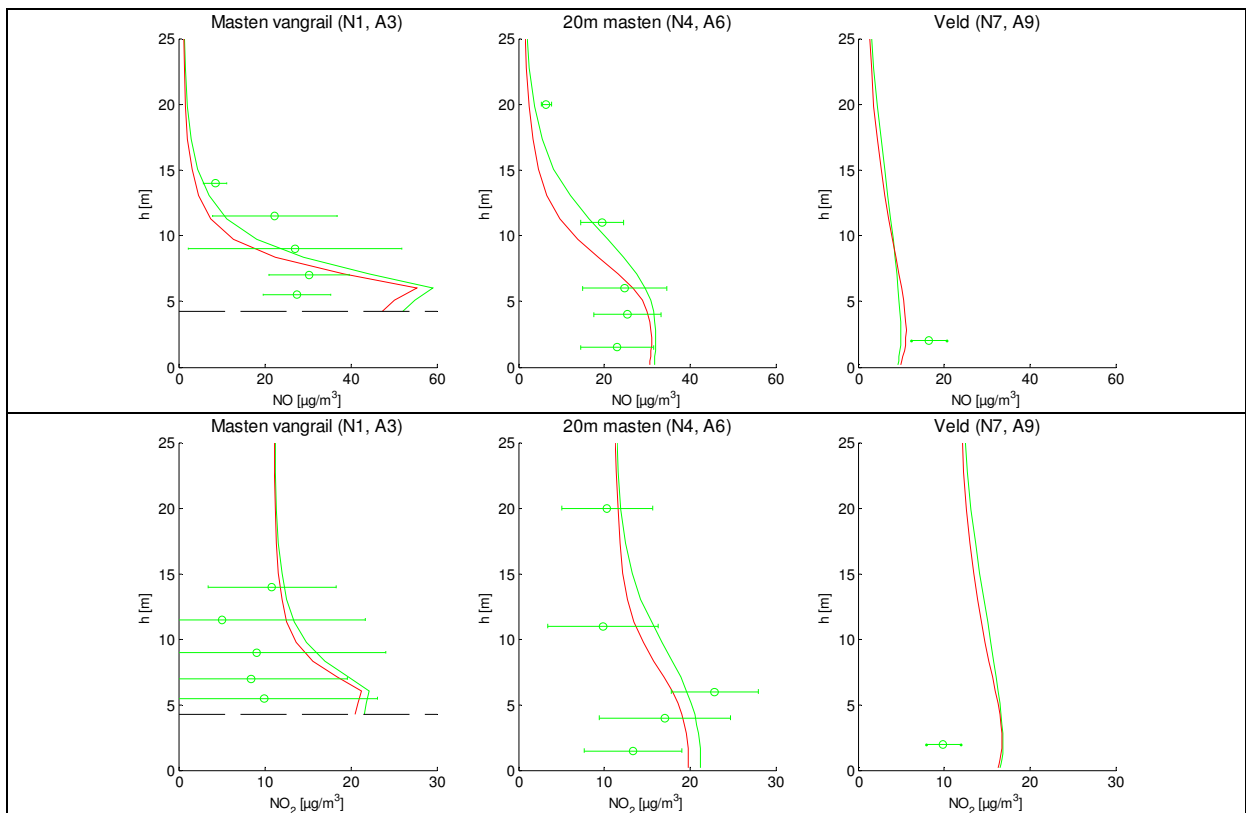
Figuur 73: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor N4 13/10/2008



Figuur 74: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor N4 16/10/2008



Figuur 75: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor N5 03/08/2008



Figuur 76: Gemiddelde NO en NO₂ concentratieprofielen voor N5 01/10/2008

Bijlage 10 - Vegetatiemodule

Literatuurstudie vegetatiemodule

In IPL-verband zijn voorstudies gedaan naar de effecten van vegetatie, de literatuurlijst geeft daarvan een (niet uitputtend) overzicht. Het onderhavige project is niet de eerste in zijn soort, wel de meest uitgebreide. Eerdere metingen zijn bij de A50 uitgevoerd en op diverse fronten zijn al studies verricht. Deskstudies betroffen bijvoorbeeld eerdere CFD berekeningen uitgevoerd door VITO in België, modelstudies door Wageningen Universiteit en een review door RIVM. In het navolgende worden enkele belangrijke elementen hieruit besproken.

Hofschreuder et al. (2005) zijn de invloed van al dan niet begroeide schermen nagegaan middels oriënterende modelberekeningen. Zij rapporteren reducties in de aerosol-concentratie van tientallen procenten wanneer een begroeid poreus scherm langs een snelweg wordt geplaatst. Deze berekende afname van aerosolconcentraties door depositie in het gewas komt veel hoger uit dan door andere auteurs gerapporteerd en uit metingen blijkt. Gezien het afwijkende gebruikte model, de resultaten hiervan voor de situatie van een kaal scherm en de aannames met betrekking tot het contact tussen de lucht en de begroeiing is het lastig in te schatten in hoeverre een realistisch beeld is gegeven van de situatie naast een weg met een scherm. Interessant is verder dat getracht is de pluimhoogte achter een scherm te formuleren, op basis van aangepaste waarden van u^* . Bovendien worden er min of meer gefingeerde functies gegeven voor de verdunning achter een geluidsscherm met begroeiing. Geconcludeerd wordt dat begroeide schermen, en dan vooral poreuze begroeide schermen, een flinke reductie van de luchtverontreinigingsconcentraties kunnen geven.

In het Kennisdocument (DWW, 2006) wordt een overzicht gegeven van de rekenmodellen luchtkwaliteit voor verkeer. Beplanting op heel locale schaal speelt alleen in ENVI-Met van VITO (België) een belangrijke rol. In de overige modellen speelt de beïnvloeding door beplanting een heel globale rol waarbij als variabele alleen een ruwheidslengte ingevoerd kan worden (naast de bekende 'bomenfactor' in het CAR model). Wel kan in enkele modellen het effect van (overigens dichte) afscherming (geluidsschermen) berekend worden. Het is duidelijk dat dit onvoldoende is om het effect van vegetatiestroken te kunnen bepalen: een vegetatiestrook is meer dan een geluidsscherm en heeft het potentieel om verontreiniging weg te nemen, terwijl geluidsschermen verontreinigingen slechts verplaatsen en verdunnen. Met uitzondering van ENVI-Met is dus geen van de modellen op dit moment ingericht voor depositieschatting, terwijl depositie een wezenlijk onderdeel kan zijn van het effect dat vegetatie heeft op de luchtkwaliteit. Dat aspect zal bij ontwikkeling van een groenmodel/module zeker een rol spelen. Waar de meeste modellen ook geschikt zijn om uitspraken te doen in grootschalige situaties, is ENVI-Met meer geschikt voor uitspraken in fijnmazige kleinschalige situaties. In hoofdstuk drie van het Kennisdocument wordt een vrij positief beeld geschetst van het effect van groenstroken op de luchtkwaliteit.

Dit positieve beeld wordt ook neergezet in het document "Groen voor lucht, Van theorie naar groene praktijk, toepassingen om lucht te zuiveren", uitgegeven door Alterra. Reductiepercentages van 25% worden gemeld voor optimaal ingerichte groenvoorzieningen.

In een praktijkstudie van RIVM in Nieuwegein, waar metingen aan NO₂ en modelberekeningen worden geanalyseerd wordt geconcludeerd dat "De invloed van de vegetatie op de geluidswal aan de westzijde van de A2 is zeer gering tot afwezig. De begroeiing versterkt wel de obstructie van de doorstroming zoals die optreedt door de invloed van een (dichte) geluidswal. De vegetatie kan suboptimaal zijn geweest voor het onderzochte

effect, adsorptie van luchtverontreinigende componenten.” En is dus voorzichtiger met het aangeven van een duidelijk positief effect van vegetatie.

In de eindrapportage over de IPL-metingen langs de A50 bij Vaassen door ECN (2006), wordt voorzichtig geconcludeerd dat de groenelementen een gunstig effect zullen hebben op de fijnstof concentraties (er wordt stof weggenomen), maar dat dit niet aangetoond kon worden in de metingen. Voor NO₂ was wel een positief effect gemeten: een afname tot 20% is waargenomen; indien doorvertaald naar een jaargemiddeld effect, leidt dit tot een verlaging van enkele microgrammen.

Recent is een overzicht gegeven door RIVM (2008) van lopende initiatieven om de invloed van vegetatie op de luchtkwaliteit langs wegen te bepalen, zowel in Nederland als in het buitenland. Het RIVM geeft daarin een overzicht van de beschikbare concrete gegevens ten aanzien van groen, bomen en planten, en de luchtkwaliteit. Enkele belangrijke bevindingen die in dit rapport staan vermeld, zijn de volgende.

- Over een studie van RIVM naar de effecten van groen op de luchtkwaliteit bij de A2 nabij Nieuwegein. ‘De invloed van vegetatie (op een geluidswal) is niet aangetoond en moet voor de onderhavige situatie als zeer gering worden gesteld. Nader onderzoek waarbij de structuur van de vegetatie verder wordt geoptimaliseerd kan wellicht uitsluitsel geven over de mogelijke positieve invloed hiervan.’
- TNO heeft tegelijk op basis van literatuurgegevens een verkennende berekening gemaakt van het positieve effect van de bomen in een straat. Volgens deze grove berekening is de door bomen verwijderde emissie in de orde van ‘honderdsten van procenten’.
- ‘TNO heeft recent de resultaten van een windtunnelonderzoek naar de bomenfactor in CAR II gerapporteerd. Hierbij is geconcludeerd dat er geen reden is om de bomenfactor in CAR II, en dus het negatieve effect van bomenrijen waarvan de kruinen van weerszijden elkaar raken op de luchtkwaliteit, te veranderen. Bomenrijen met elkaar rakende kruinen beperken de verversing van lucht in de door de bomen gevormde tunnel en leiden op die manier tot hogere concentraties.’

Het overzicht eindigt met de conclusie dat er een beperkt effect mogelijk kan zijn, waarbij wordt aangegeven dat ook een verhoging van de concentraties tot de mogelijkheden behoort.

Literatuur Vegetatiemodule

RIVM, 2008. Effecten van groen op de luchtkwaliteit. Status 2008. RIVM rapport 680705012/2008.

RIVM, 2007. De invloed van bebouwing en vegetatie op luchtkwaliteit. Scanning en scouting lucht. RIVM Rapport 729999003/2007.

VITO, 2007. Voorstudie ten behoeve van het uitvoeren van een pilot project langs rijkswegen: Update en gevoeligheidsanalyse van de vegetatiemodule in het ENVI-met model. Jean Vankerkom, Bart De Maerschallck, Stijn Janssen en Fred Tonneijck. IPL rapport DVS-2008-001.

David J. Nowak. The effects of urban trees on air quality. USDA Forest Service, Syracuse, NY. web site: www.fs.fed.us/ne/syracuse.

P. Hofschreuder (A&F), F. Tonneijck (PRI), E. Hofschreuder (Sight). Optimalisatie van geluidsschermen voor verbetering van de Luchtkwaliteit. Eindrapport RWS-WDD 630-5490100, August 2005.

DWW, 2006. Kennisdocument Vegetatie-luchtkwaliteit ten behoeve van het uitvoeren van een pilot project langs rijkswegen. DWW 2006-094 /IPL 06.00019.

VITO, 2008. Modelanalyse van de IPL meetcampagne langs de A50 te Vaassen ter bepaling van het effect van vegetatie op luchtkwaliteit langs snelwegen ENVI-met modellering van de ECN 2006 meetcampagne te Vaassen. Eindrapport, mei 2008.

KEMA, 2008. Uitbreiding verspreidingsmodellen voor situaties in stedelijke omgeving en toetsing met CFD berekeningen, KEMA rapport 50700548-TOS/ECC 08-9254, in opdracht van Senter/Novem/InfoMil.

formules vegetatie

Dit is een belangrijke stap in de opbouw van een operationeel model. Uitgaande van de relevante processen en parameters worden de wiskundige formuleringen hiervan opgezet met het oog op de inbouw in een operationeel model (elementen zijn bijvoorbeeld: windprofiel, turbulentieprofiel, recirculatievolume achter de vegetatie, verdelingscoëfficiënt lucht-door vegetatie versus lucht-over vegetatie) als functie van diverse parameters die geacht worden bekend te zijn.

Het gaussisch dispersiemodel

In deze studie beperken we ons tot de gaussische dispersiemodellen

$$c(x, y, z) = \text{constant} \frac{1}{\sqrt{(2\pi)} \sigma_y} e^{-\frac{1}{2} \frac{y^2}{\sigma_y^2}} \frac{1}{\sqrt{(2\pi)} \sigma_z} e^{-\frac{1}{2} \frac{(h_e - z)^2}{\sigma_z^2}} \quad (1)$$

waarin de sigmawaarden σ_y en σ_z de dispersie parameters voor horizontale en verticale verspreiding voorstellen. De constante is dan Q/u. De emissiehoogte is h en is voor verkeer 1,5 m. De dispersie parameters worden berekend uit turbulentieparameters in de atmosfeer via:

$$\sigma_y^2 = 2 \sigma_v^2 T_l^2 \left(\frac{t}{T_l} + e^{-\frac{t}{T_l}} - 1 \right) \quad (2)$$

en

$$\sigma_z^2 = 2 \sigma_w^2 T_l^2 \left(\frac{t}{T_l} + e^{-\frac{t}{T_l}} - 1 \right) \quad (3)$$

waarbij σ_v en σ_w turbulente fluctuaties van de wind in horizontale en verticale richting voorstellen en waarbij T_l de tijdschaal voor turbulentie voorstelt. Deze parameters op hun beurt worden weer berekend uit schalingsparameters voor de atmosfeer: de Monin-Obukhov lengte (een stabiliteitsmaat) en de wrijvingsnelheid u^* . Deze schalingsparameters variëren van uur tot uur, maar veranderen niet door de vegetatiestrook (mislust de vegetatiestrook smal is). De waarden van σ_v en σ_w veranderen heel lokaal wel door de aanwezigheid van de vegetatie die als een obstakel opgevat kan worden. Het is gebruikelijk de verandering niet in de waarden van σ_v en σ_w te verrekenen, maar direct in de waarden van σ_y en σ_z . De waarde van de tijdschaal wordt berekend uit:

$$T_e = 65 \left[\frac{\sigma_v}{u} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \right]^2 \quad (4)$$

$$\text{met } T_l = 3 * T_e. \quad (5)$$

Lijnbron

De rekenmethode voor vrijliggende wegen (dat wil zeggen geen (merkbare) invloed van afzonderlijke obstakels) sluit aan bij de rekenmethode van het Paarse boek. In principe wordt de lijnbronbenadering van een verkeersweg gevolgd. De concentratie benedenwinds van de oppervlaktebron wordt berekend met de 'normale' gaussische verspreidingsformule, maar met een aangepaste bronterm:

$$Q_{\text{lijnbron}}(y) = Q_{\text{org}} \frac{\sigma_y \sqrt{2\pi} \left(\operatorname{erf} \left(\frac{b-y}{\sigma_y \sqrt{2}} \right) + \operatorname{erf} \left(\frac{b+y}{\sigma_y \sqrt{2}} \right) \right)}{4b * e^{\frac{1}{2} \frac{y^2}{\sigma_y^2}}} \quad (6)$$

Hierin is y de afstand van het receptorpunt tot een fictieve gaussische pluimas, afkomstig van een fictieve gaussische pluim in het centrum van de oppervlaktebron. b is de halve breedte (loodrecht op de windrichting), Q_{org} is de bronsterkte en Q_{lijnbron} de voor de oppervlaktebron gecorrigeerde bronsterkte op deze positie. In principe wordt dan gewerkt met een positieafhankelijke bronsterktercorrectie $Q_{\text{lijnbron}}/Q_{\text{org}}$, zodat toch weer met het gaussische pluimconcept kan worden gewerkt, hoewel de pluim dan een van de gauss-kromme afwijkende vorm bezit. In feite geeft de formule aan, dat een oppervlaktebron te benaderen is als een oneindig aantal puntbronnen over de effectieve breedte van de oppervlaktebron; de erf-functie is de integrale voorstelling van deze benadering. Als benadering van deze error-functie is gekozen voor de formulering, gebaseerd op de Chebyshev fit, vermeld in Press et al. (1992); deze is voldoende nauwkeurig om over een redelijk breed scala van y/σ_y waarden de functiewaarden uit te rekenen (fractionele fout steeds $< 10^{-7}$). Toch zullen ook hier aan de randen van de oppervlaktebron in sommige gevallen afwijkingen zichtbaar kunnen zijn (wanneer bijvoorbeeld $y/\sigma_y > 20$ is). Indien de weglengte en de locatie van het receptorpunt dusdanig zijn dat de weg als een oneindige lijnbron is op te vatten, dan gaat formule (6) over in:

$$C(z, H) = Q \frac{e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z} \right)^2}}{u \sigma_z \sqrt{2\pi}} \quad (7)$$

Turbulentie door verkeer

Rijdende voertuigen veroorzaken zelf enige turbulentie. Vrachtverkeer doet dit sterker dan personenverkeer. Het effect van deze extra turbulentie komt tot uitdrukking in een verhoogde waarde van σ_z . Binnen KEMA STACKS+ is gekozen voor de benadering die in het CALINE4 model is gekozen. In de USA is in Californië gewerkt aan modelontwikkelingen en dan vooral voor highways. Het meest geaccepteerde model is het Californian Linesource model (CALINE), waarvan intussen een stuk of 5 versies bestaan, CALINE4 is het momenteel het door EPA aanbevolen model. De basis van het model is niet zo recent: het stamt uit de jaren zeventig en bevat dus ook de dispersie-inzichten van die tijd (vergelijkbaar met TNO VM). Maar het heeft wel veel modules voor allerlei obstakels, verlaagde wegen, bruggen, parkeerplaatsen etc. De initiële dispersieparameter σ_z is in dit model een functie van de verblijftijd van de uitlaatgassen in de zone boven het wegdek, dus van de wegbreedte en de windsnelheid (vectorieel met hoek φ) volgens:

$$\sigma_z = (1 - F_{vr}) * \left(1.5 + \frac{T_r}{10} \right) + F_{vr} * \left(4 + \frac{T_r}{10} \right) \quad (8)$$

met:

$$T_r = \frac{W}{u \sin(\varphi)} \quad (9)$$

en F_{vr} is de fractie vrachtverkeer en W is de wegbreedte. Deze formulering is gebruikt vanwege de eenvoud en omdat deze voor een snelweg geldt.

Modelelementen van de vegetatie

De modelonderdelen die beïnvloed worden door de vegetatie zijn de volgende:

- Het windprofiel, en dus de windsnelheid direct in, boven en achter de vegetatie
- De dispersieparameter σ_z .
- De hoogte van de verontreinigings-pluimas
- De bronterm (dus de massahoeveelheid) door opname in het gewas.

De dispersieparameter σ_y wordt in een model met een oneindige lijnbron niet gewijzigd, het model is dus semi-tweedimensionaal (alleen de hoogtevariaties langs de richting van de wind), dat wil zeggen, er wordt wel een vertikaal wind- en concentratieprofiel gemodelleerd, maar de verdere parametrisatie is er niet op gericht concentraties te berekenen, anders dan op leefniveau (1,5 m).

Het windprofiel

Het windprofiel in gaussische modellen heeft doorgaans de functie:

$$u(z) = \frac{u^*}{\kappa} \left[\ln \frac{z}{z_0} - \psi_m \left(\frac{z}{L} \right) \right] \quad (10)$$

met

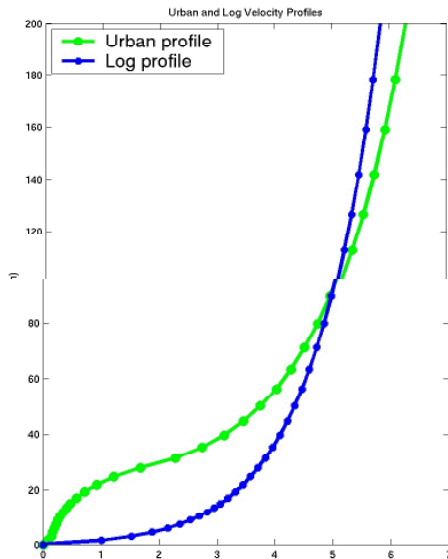
$$\psi_m(z/L) = \ln \left[\frac{1+x^2}{2} \left(\frac{1+x}{2} \right)^2 \right] - 2 \arctan(x) + \frac{\pi}{2} \quad (11)$$

$$\text{met : } x = \left(1 - 16 \frac{z}{L} \right)^{1/4}$$

voor instabiel condities (overdag), voor stabiele situaties geldt:

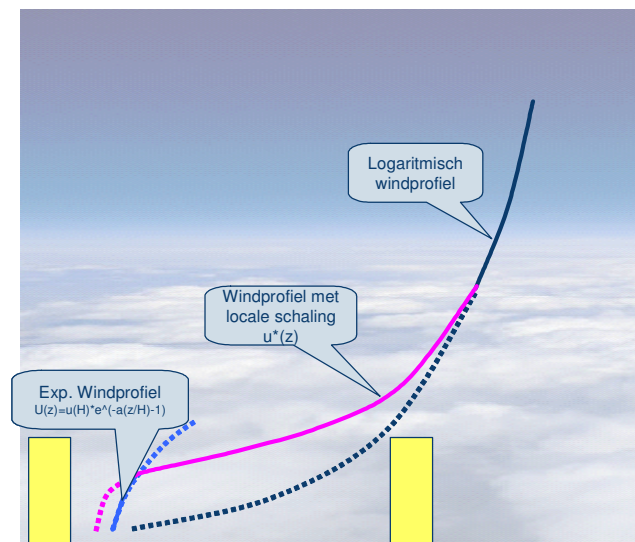
$$\Psi_m = -5 \frac{z}{L} \quad (12)$$

Het windprofiel wordt door een vertikaal geplaatst scherm zodanig beïnvloed dat er geen echte sprake meer is van het logaritmisch windprofiel. Uit recente studies in COST-715 verband worden andere aanbevelingen gegeven voor de formulering van het windprofiel in stedelijk gebied. Een kwalitatieve vorm van het windprofiel is gegeven in figuur 2



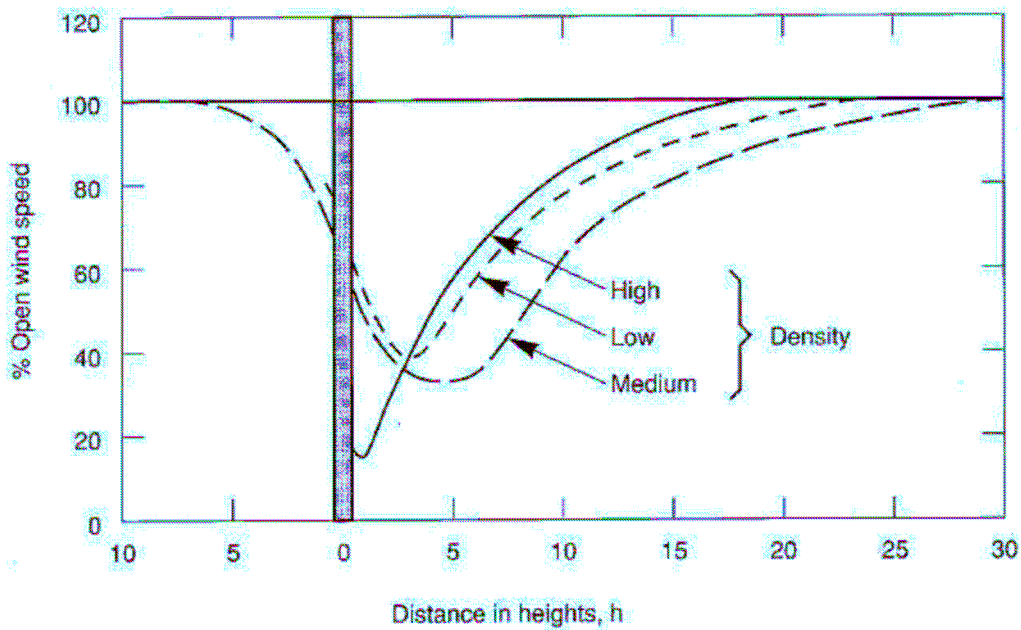
Figuur 2 Windprofiel in een stedelijk gebied (bron: J. leach et al.)

In een KEMA studie (KEMA, 2008) naar aangepaste windprofielen in stedelijk gebied wordt voorgesteld het windprofiel op te bouwen in de vorm van drie deelmodellen, zie figuur 3:



Figuur 3. Het windprofiel voor hoge ruwheden (stedelijk gebied): opgebouwd uit drie deelformuleringen.

Deze aanpak gaat uit van een sterk verhoogde ruwheid (> 1,0 m). Voor vegetatiestroken in stedelijk gebied kan hierop aangesloten worden: immers het windprofiel is dan niet alleen door de vegetatie, maar vooral door de andere obstakels sterk beïnvloed. Voor een geïsoleerd staande vegetatiestrook in een open gebied zal niet voldaan worden aan de eis dat de omgevingsruwheid 1,0 m of hoger moet zijn. Heel lokaal zal het windprofiel een S-vorm aannemen, maar voor berekeningen van de concentraties langs een snelweg met vegetatie, is deze aanpak weinig geschikt voor een gauss-model waarin ruimtelijk veranderende windvelden niet opgenomen kunnen worden. De windsnelheid achter het scherm zal overigens ook sterk bepaald worden door de doorlaatbaarheid van de vegetatie strook en is dus seizoensafhankelijk (voor loofbomen tenminste). Als functie van de afstand tot een (al of niet begroeid) gesloten scherm zijn er wel duidelijke veranderingen waar te nemen, zoals geïllustreerd door Hofschreuder et al (2005) hetgeen ook bevestigd wordt door metingen en CFD berekeningen.



Figuur.4 Kwalitatieve voorstelling van het windsnelheidsverloop voor en achter een scherm op geringe hoogte.

In een Gaussisch model is dit lokaal veranderlijke windprofiel dus niet goed te implementeren. Immers, een gauss model gaat uit van stationaire, uniforme omstandigheden; lokaal veranderende windvelden kunnen daarin niet opgenomen worden. Het effect van verlaagde windsnelheden zal daarom op een andere wijze in een gaussisch model terug moeten komen, via min of meer experimentele parameters. De eenvoudigste oplossing is een correctie (tussen 0-1) te nemen waarmee de windsnelheid in de vegetatie verlaagd wordt, als functie van de bladdichtheid en diepte van de vegetatiestrook. De windsnelheid achter de vegetatie wordt uit oogpunt van eenvoud ongewijzigd gelaten hoewel deze lokaal aanzienlijk minder kan zijn dan in de ongestoorde situatie.

De splitfractie door en over de vegetatie

De stroming die gedeeltelijk door en gedeeltelijk over een vegetatiestrook stroomt, maakt dat in een Gaussisch model de bronterm gesplitst dient te worden in *twee* termen: de massa die *door* de vegetatie stroomt ($Q \cdot F_{veg}$), en de massa die *over* de vegetatie ($Q \cdot (1 - F_{veg})$) wordt getild door de stroomlijnen van het windveld. In de fractiebepaling wordt de gaussische pluim benaderd volgens een zg. top-hat model, waarbij de pluimbreedte ongeveer $3\sigma_z$ bedraagt (en dus $1.5\sigma_z$ voor een punt bij de grond – vanwege algehele reflectie tegen de bodem).



Figuur.5. Top-hat benadering van het gaussisch profiel; de Gauss-curve laat zich benaderen met een blokvorm waarvan de breedte drie sigma-Z bedraagt. Links ter illustratie de staande gehele Gauss-curve en links de voor lage bronnen zoals verkeer relevante liggende halve Gauss-curve.

Het deel van de verontreiniging dat door de vegetatie stroomt, is afhankelijk van de initiële verticale afmetingen van de instromende verontreinigingen, van de hoogte van de vegetatie en van de weerstand van de vegetatie:

$$F_{veg} = \min\left(\frac{H_{veg}}{1.5\sigma_z(x_{weg})}, 1\right) * \frac{C}{C + R_{veg}} \quad (13)$$

Het deel dat òver de vegetatie stroomt is dan $(1-F_{veg})$. X_{weg} is hierbij de afstand van wegrand tot vegetatiestrook in de lengterichting van de windrichting. Over deze afstand zal de verticale afmeting van de pluim (σ_z) toenemen. De constante C zal afhangen van de dimensionering van R_{veg} ; met andere woorden, deze twee zullen in dezelfde eenheden moeten worden uitgedrukt, omdat de breuk immers dimensieloos moet zijn. R_{veg} is een functie van de LAD, de leaf area density, hetgeen een maat is voor de dichtheid van de vegetatie. De LAD is dimensieloos en is de verhouding tussen bladoppervlak per eenheid van grondoppervlak ($X*Y$) in de vegetatie en aanstroomoppervlak: ($H*Y$) en varieert van 0 tot 5 a 10 voor zeer dichte bebossing. Om de invloed van de vegetatieweerstand merkbaar te krijgen zal C een relatief kleine waarde hebben, arbitrair kiezen we hier de waarde van 1. Logischerwijs nemen we aan dat de weerstand lineair met de LAD correleert, zodat de laatste term in vergelijking (11) reduceert tot $1/(1+LAD)$.

De weerstand van de vegetatie neemt ook toe met de diepte van de vegetatiestrook. Deze relatie is opnieuw redelijkerwijs lineair verondersteld, met ook weer een evenredigheidsconstante. Bovendien is het waarschijnlijk dat de weerstand door de vegetatie afhankelijk is van de windsnelheid. De effectieve LAD zou daarom van de windsnelheid kunnen afhangen:

$$F_{veg} = \min\left(\frac{H_{veg}}{1.5\sigma_z(x_{weg})}, 1\right) * \frac{1}{1 + LAD(u)} * \frac{C_3}{C_3 + D} \quad (14)$$

Als eerde orde benadering wordt deze windsnelheidsafhankelijkheid $LAD(u)$ niet beschouwd. D is hierin de diepte van de vegetatie en C_3 de bijbehorende parameter. In feite gaat het om het product van LAD en D (deze versterken elkaar) en niet van alleen D. In plaats van de twee rechter termen is het logischer te schrijven:

$$F_{veg} = \min\left(\frac{H_{veg}}{1.5\sigma_z(x_{weg})}, 1\right) * \frac{C_3}{C_3 + D * LAD} \quad (15)$$

waarin C_3 nu een andere waarde en de dimensie [m] heeft. C_3 dient uit de experimentele resultaten te worden bepaald. In deze uitdrukking blijkt immers dat als D of LAD groot worden, de fractie die door de vegetatie gaat, naar nul te naderen. En als de vegetatiestrook wegvalt of geen weerstand meer heeft, wordt deze term 1 en hangt de F_{veg} alleen nog van de waarde van sigma-z af.

De dispersieparameter σ_z

De dispersie parameter σ_z kan verhoogd worden door deze een extra (eventueel) initiële waarde mee te geven waarmee rekening wordt gehouden met de extra menging in en om de vegetatiestrook. Achter de vegetatie treedt extra vermenging op door twee oorzaken: a) de stroming *door* het gewas geeft in principe een extra bijdrage aan de verticale verspreiding en b) de stroming *over* de vegetatie zorgt voor een extra vermenging door turbulentie achter de vegetatiezone waarbij ook relatief schone lucht uit hogere luchtlagen wordt ingezogen. Door de keuze te maken om de verontreiniging in twee brontermen te splitsen, wordt het relatief eenvoudig om voor beide termen een extra verdunning te introduceren via een bijdrage aan σ_{z0} .

De bijdrage van de stroming *door* het gewas is afhankelijk van de diepte van de vegetatiestrook (in lengterichting van de windrichting) en is gelimiteerd tot de hoogte van het gewas. We nemen daarbij aan dat de diepte van de vegetatiestrook nooit zoveel zal zijn dat de verontreiniging op significante wijze vanuit het gewas tot boven het gewas gaat uitstijgen. De mate van toename van σ_{z0} hangt niet af van de atmosferische turbulentie, zoals normaal, maar van het product van $D * LAD$:

$$\sigma_{z,veg}^2(x_{weg+D}) = \sigma_{z,veg,0}^2(x_{weg}) + \max(H/3, C_2 * D * LAD)^2 \quad (16)$$

Daarbij wordt de hoogte van de vegetatie verondersteld terug te voeren te zijn tot een gaussische verdeling via de waarde van $\sigma_z = H/3$ (top hat benadering). C_2 is de evenredigheidsconstante die de bladdichtheid vertaalt naar een toename van de verticale dispersie en wordt afgeleid uit de CFD metingen. D is de diepte van de vegetatiestrook. De normale waarde van σ_z (eerste term in de vergelijking) is de waarde die $\sigma_z(x)$ heeft op een afstand x (in de richting van de windrichting) vanaf de weg. De waarden van σ_z 's worden altijd kwadratisch opgeteld, het betreft immers varianties. Op grotere waarden van x (dus achter de vegetatiestrook neemt de atmosferische turbulentie de toename van $\sigma_z(x)$ weer over via:

$$\sigma_z^2(x) = \sigma_{z,veg}^2(x_{weg+D}) + \sigma_{z,atm}^2(x - x_{weg} - D) \quad (17)$$

De afname van de bronterm kan verrekend worden door:

$$Q_{veg}(x) = F_{veg} * Q_0 \cdot \exp\left(-k_{veg} \cdot \frac{x - x_{weg}}{u_{veg}}\right) \quad (18)$$

waarbij k_{veg} de exponentiele afname van de massahoeveelheid in de vegetatiestrook voorstelt (met dimensie s^{-1}) en dus door de depositie in het gewas wordt bepaald: een experimenteel vast te stellen parameter. Uit de fijnstof metingen zijn sterke aanwijzingen dat het aërosol in de vegetatie aangroeit door vochtopname uit de atmosfeer. Dit is van belang omdat de depositie bepaald wordt door de aërodynamische eigenschappen van de deeltjes en daarbij is het vochtmanteltje van belang. Voor de uiteindelijke PM10 massa afname moet het vocht weer niet meegeteld worden. De aangroei van de deeltjes is een functie van de relatieve vochtigheid en dus is ook de depositiesnelheid een functie van de RH.

Achter de vegetatie wordt een lijwervel verondersteld met afmetingen $H + \xi H$, H is de hoogte van vegetatie. De lengte van deze wervel is L_{wervel} . Beide parameters (ξ en L_{wervel}) dienen uit CFD berekeningen te volgen. De tweede extra bijdrage aan σ_z vindt zijn oorsprong in de extra turbulentie achter de vegetatiestrook. Deze waarde is nul, indien de windsnelheden over en door de vegetatie (nagenoeg) gelijk zijn en neemt toe naarmate de windsnelheden verschillend zijn. De windsnelheid door de vegetatie is een functie van de LAD en van de diepte van de vegetatiestrook. De extra bijdrage aan σ_z is niet zo gemakkelijk vast te stellen:

aangenomen wordt dat de gemiddelde concentratie over een hoogtetraject van $\xi \cdot H$ wordt opgemengd over de hoogte van de vegetatie $H + \xi H$. Deze wervel achter de vegetatie heeft een lengte L_{wervel} en kan uit de experimenten of CFD berekeningen worden afgeleid. De verdunning van deze verontreiniging is dan $\xi/(1+\xi)$. De gemiddelde concentratie over het hoogtetraject ξ is af te leiden uit integratie van formule (7), zodat de concentratie in de werveling net achter de vegetatie wordt:

$$C_w = C_{veg} + C_{air} \quad (19)$$

$$C_{veg} = F_{veg} \exp\left(-k_s \cdot \frac{x}{u_{veg}}\right) \frac{1}{1 + \xi} \frac{Q}{u_{veg} \sigma_{z_veg} \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z-h}{\sigma_{z_veg}}\right)^2}$$

(20)

Deze bijdrage geeft dus de concentratiebijdrage aan direct achter de vegetatie door de verdunning en opname (depositie) in de vegetatie.

$$C_{air} = (1 - F_{veg}) \frac{\xi}{1 + \xi} \frac{\left[\int_{z=H}^{z=H+\xi H} \frac{Q}{u(z) \sigma_z \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z}{\sigma_z}\right)^2} dz \right]}{(H + \xi - H)} \quad (21)$$

vereenvoudigd tot:

$$C_{air} = (1 - F_{veg}) \frac{\left[\int_{z=H}^{z=H+\xi H} \frac{Q}{u(z) \sigma_z \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z}{\sigma_z}\right)^2} dz \right]}{1 + \xi} \quad (22)$$

In deze uitdrukking wordt σ_z berekend met de normale formules voor de afleiding van σ_z uit de omgevingsturbulentie, alhoewel de werkelijke waarden van de turbulentieparameters zullen afwijken door de hoogte afhankelijke turbulentie en gewijzigde windsnelheid. Het effect ervan wordt niet erg groot ingeschat en een σ_z berekenen uit lokale turbulentieparameters betekent dat er met lokale waarden van $u^*(x,z)$ gerekend moet worden, hetgeen het model sterk compliceert. Deze formule geeft dus de concentratiebijdrage aan door inmenging via de bovenzijde. In woorden: C_{air} is de fractie die over de vegetatie gaat en waarvan de gemiddelde concentratie van H tot $H+\xi$ verdund wordt over de hoogte 0 tot $H+\xi$. Verder weg van de vegetatie wordt deze concentratie opgevat als een nieuwe bron met massa $(1-F_{veg}) \cdot Q$ en initiële verticale afmetingen $(1+\xi) \cdot H$; en dus via de top hat benadering $\sigma_z = (1+\xi) \cdot H/1.5$.

Indien er geen werveling optreedt achter de vegetatie, omdat de LAD te laag is, dan is deze bijdrage vanuit de bovenlucht direct achter de vegetatie dus nul. In dat geval wordt de dispersie berekend door de normale verspreiding te berekenen, zonder dat de bronterm gesplitst wordt in twee afzonderlijke termen. De toename van σ_z door de vegetatiestrook is dan immers verwaarloosbaar: in formule (14) is het product van $D \cdot LAD$ zo laag dat er geen reële extra toename is van σ_z . Wel blijkt uit metingen dat de windsnelheid achter de open vegetatie lager kan zijn dan zonder vegetatie, hiermee kan eventueel rekening gehouden worden door een aangepast windprofiel te hanteren in plaats van het normale logaritmische windprofiel. In paragraaf 2.2.1 is betoogd dat dit lastig is te implementeren in een stationair Gaussisch pluimmodel. Daarom wordt voorgesteld het windprofiel zelf niet aan te passen, maar in het model indien nodig correctie factoren op de windsnelheid toe te passen die afhangen van de $D \cdot LAD$ en H en van de afstand $x - D - x_{veg}$. Deze correctie factoren zullen dan afgeleid moeten

worden uit de metingen en/of uit de CFD berekeningen. Indien deze te weinig aanwijzingen hiervoor opleveren wordt dit effect vooralsnog verwaarloosd.

De concentratieberekening verder weg achter de werveling wordt berekend door deze twee termen (C_{air} en C_{veg}) bij elkaar op te tellen (zie formule 19). Dit is analoog aan de procedure zoals die wordt toegepast bij de berekening van dispersie met gebouwinvloed. Ook daar worden de pluim in nodig in twee brontermen gesplitst en wordt de berekening windafwaarts voortgezet met deze twee brontermen.

Effect windrichting

Bovenstaande formules gelden in principe voor stromingen die vanaf de weg over de vegetatie gaan en min of meer loodrecht zijn. Het is duidelijk dat bij andere windrichtingen het effect van vegetatiestrook minder zal zijn. Twee oplossingen zijn mogelijk:

- Een aan-uit schakeling: de beïnvloeding treedt alleen op bij windrichtingen tussen een arbitraire windrichtingsector bijvoorbeeld tussen -60 en $+60$ graden ten opzichte van de loodrechte lijn. Bij aanstroming in de lengterichting van de weg heeft de beplantingsstrook geen / weinig invloed.
- Een continue functie voor de mate van beïnvloeding. Dit is mogelijk door de lengteafmetingen in de richting te hanteren tot bijna parallelle stromingen (bijvoorbeeld van $+10$ tot -10 graden). De lengte van de wervel achter de groenstrook wordt dan versmald tot $L_{\text{wervel}} \cdot \cos(\theta)$. De overige parametrisering blijft ongewijzigd.

De laatste formulering heeft de voorkeur, omdat hierdoor geen storende discontinuïteiten ontstaan in het model.

Bijlage 11 - Beheerplan beplanting en meetapparatuur

Beheerplan beplanting

Het beheer tijdens de meetperiode bestaat uit:

- Regelmatig (de eerste op 11 juni 2008) en wanneer nodig vindt er overleg plaats tussen de producenten van het plantmateriaal, de aannemer en Integralis PP.
- Het water geven wordt gecontroleerd door de aannemer. De hoeveelheden water, de tijdstippen waarop water wordt gegeven wordt door de aannemer in een logboek bijgehouden.
- Integralis PP bezoekt regelmatig het project en brengt het consortium op de hoogte van de stand van zaken.
- Er worden controles uitgevoerd niet alleen op de 'frisheid' van de planten maar ook op mogelijke ziekten of andere aantastingen.
- Er worden tijdens de meetproef geen snoei- of maaiwerkzaamheden in de plantvakken uitgevoerd.
- Mochten er onverhoopt bomen of struiken uitvallen dan wordt overwogen deze planten zo snel mogelijk te vervangen om de porositeit van de beplanting in stand te houden.

Beheerplan meetapparatuur

Technisch beheer

Een eerste controle op het functioneren van de meetapparatuur wordt uitgevoerd door dagelijks de data via telemetrie van de dataloggers binnen te halen op de werkplekken binnen de WUR. Voor de ozonmonitoren van VITO lukt dit niet, omdat die via een eigen datalogger werken. VITO oefent op dezelfde wijze via telemetrie controle uit.

Wekelijks wordt de apparatuur in het veld bezocht. Daarbij wordt visuele controle uitgevoerd en worden de ingangsfilters van de monsterleidingen vervangen. De pompdebieten worden gecontroleerd en ook de verwarming van de leidingen wordt gecontroleerd. Op de werkplek worden profielen van de data geplot om te zien of afwijkingen van verwachte profielen optreden. Als dit het geval is, wordt het betreffende instrument in het veld gecontroleerd en eventueel vervangen. Bij de wekelijkse rondgang worden ook de stagen en tuidraden van de masten gecontroleerd, zowel met het oog op de verkeersveiligheid, maar ook in verband met de klimveiligheid voor medewerkers.

Ijking van de meetapparatuur voor de luchtkwaliteit vindt op vier tijdstippen plaats door het aanbieden van ijkgassen ter plaatse. Bij de start van de metingen, in juli, in september en aan het eind van het project. Voor ozon gaat dit niet, omdat deze ijking via gasfasetitratie dient te worden uitgevoerd. Er wordt tussen monitoren van VITO en van de WUR gewisseld. Bij iedere wisseling zal ijking door VITO respectievelijk WUR plaatsvinden. Voor de meteorologische meetapparatuur volstaat ijking bij de start en aan het einde van het project. Voor de Dustraks is een speciale behuizing ontworpen om deze in de buitenlucht te kunnen gebruiken. Vergelijking door plaatsing op 1 hoogte naast elkaar dient één maal per maand te geschieden om systematische verschillen tussen de instrumenten te achterhalen. Vertaling van het "optische massa" signaal naar een echt massa signaal vindt plaats door vergelijking met de meetresultaten van de EU-stofmonitoren. Er wordt overwogen een gedeelte van de tijd drie TEOM's bij te plaatsen voor een meer continue vergelijking in de tijd.

Na gemiddeld twee weken meten voor en achter de naaldbomen wordt de meetapparatuur van de 10 en 20 m masten overgezet naar de masten voor en achter de loofbomen. De aanzuigleidingen van zowel naald- als loofbomen worden continue verwarmd en doorgezogen om geen problemen bij de omzetting te ondervinden (ophoping van condens bijvoorbeeld). De

verwarming van de leidingen, die op dat moment niet worden gebruikt voor metingen, worden uitgezet op het moment van de meetcampagnes. Dit om het net niet over te belasten.

De pompen voor de meetcampagnes worden in gesloten aanhangers ondergebracht, die voorzien zijn van geforceerde ventilatie voor de koeling. De aanhangers worden voorzien van disselsloten tegen diefstal. De meetkoppen en aanzuigleidingen worden voor de campagne neergelegd en na afloop weer meegenomen.

De uitschuifbare masten op de meetwagens lijken het meest kwetsbaar tijdens hevige storm. Bij extreem weer zullen de masten worden ingeschoven. Omdat de luchtconcentraties tijdens hoge luchtsnelheden zeer gering zullen zijn, gaan hier geen bruikbare data mee verloren.