

RIVM rapport 650010026/2002

**Betrouwbaarheid van PM₁₀-metingen in
Nederland: een samenvattend overzicht.**

E.M.van Putten, H.J.Th. Bloemen, A. van der
Meulen.

Dit onderzoek werd in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer,
Directie Klimaatverandering en Industrie in het kader van projectnr. 650010

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Abstract

The FAG-Eberline 62I-N automatic β -dust monitors operate within the framework of the Netherlands National Air Quality Monitoring Network (LML) to carry out PM_{10} measurements. A correction factor of 1.33 is adopted to compensate the 25% underestimation when using the β -method compared to the PM_{10} reference method (e.g. Klein Filter Gerät). Several series of laboratory and field experiments were performed to determine quality of the PM_{10} measurements and to explain the use of the correction factor.

Inlet heating and sampling on a relative warm filter causes some of the aerosol to vaporise. This seems to justify the compensation for the loss of ammonia nitrate aerosol and organic aerosol. However, the experiments also show the correction to be location dependent. The factor of 1.33 is too high for agricultural areas, where ammonia levels are relatively high and organic aerosol levels relatively low, and too low for urban areas with considerable traffic. For this reason we have taken the happy medium. The differences found between the measurements and the models can thus be partially explained by this discrepancy between agricultural and urban areas.

Inhoud

Samenvatting 4

1. Inleiding 5

2. Opzet 6

3. Resultaten 7

3.1 Vergelijking monitoren ten opzichte van de referentie 7

3.2 Invloed omgevingsfactoren 9

3.3 Verschillen ten opzichte van werkelijke concentratie 10

3.4 De combinatie 14

4. Conclusies 20

Bijlage 1 Verzendlijst 22

Bijlage 2 Ammonium in het lab 23

Bijlage 3 Vocht in het lab 24

Bijlage 4 Inlaat temperatuur 25

Bijlage 5 Invloed van de weegkamer 25

Bijlage 6 Zwarte rook correctie 26

Bijlage 7 Correctie met gassen 26

Samenvatting

Na een jaar van laboratoriumexperimenten en veldmetingen is veel duidelijk geworden over de kwaliteit van de fijnstofmetingen in Nederland. De oorzaak van de tot nu toe gebruikte correctiefactor van 1,33 lijkt te verklaren. Door verdamping van een deel van het aërosol, veroorzaakt door de inlaatverwarming en monsternamen op een relatief warm filter, ontstaan er verschillen ten opzichte van de referentiemethode.

Het is mogelijk om tot een betere vergelijking te komen door te compenseren voor het verlies van ammoniumnitraat aërosol en organisch aërosol. Er blijft echter een locatie afhankelijkheid, doordat de stofdeeltjes altijd in evenwicht zijn met in buitenlucht aanwezige relevante gassen en vocht.

De factor 1,33 is een gulden middenweg. Voor agrarische gebieden met ammonium en weinig organisch koolstof is de factor te hoog. Voor stedelijke omgevingen met veel verkeer is de factor te laag. Dit verklaart voor een deel de verschillen die gevonden worden tussen de metingen en de modellen.

1. Inleiding

De fijnstofmetingen (PM_{10}) in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) geschieden met FAG Eberline FH62 I-N β -stof monitoren. Na onderzoek is gebleken dat de concentraties die deze monitoren bepalen, te laag uit komen ten opzichte van de apparatuur die als referentie mag worden beschouwd (EN12341). Daarom worden de β -stof meetwaarden (zoals die in de database verschijnen) systematisch vermenigvuldigd met een empirisch vastgestelde factor van 1,33. Hiervoor is tot op heden geen nadere onderbouwing gegeven. Door de strengere EU-normen met betrekking tot PM_{10} is de behoefte aan een verklaring toegenomen. In drie etappes is onderzoek verricht om tot een verklaring en indien nodig tot een aanpassing van de factor te komen.

Het eerste rapport (Van Arkel, 2002; deel A) betreft laboratoriumexperimenten om de invloed van vocht en verdamping van vluchtig (ammonium) aërosol te bestuderen.

Het tweede rapport (Van Arkel, 2002; deel B) betreft veldexperimenten in de agrarische omgeving van Biest-Houtakker. Rond dit meetpunt in Brabant bevinden zich veel stallen en daarom wordt er een hoge concentratie ammoniumaërosol verwacht. De monitoren zijn hier ten opzichte van de PM_{10} -referentiemethode (KFG) getest. Tevens is het gedrag van de monitoren met verschillende instellingen uitvoerig bestudeerd.

In het derde en laatste rapport (Van Putten, 2002; deel C) worden veldexperimenten gepresenteerd in een stedelijke omgeving met veel verkeer. Ook hier zijn de monitoren vergeleken met de PM_{10} -referentiemethode (KFG). Verder wordt in deel C naar zwarte rook gekeken. In stedelijke gebieden is PM_{10} grotendeels opgebouwd uit deze zwarte fractie, die is opgebouwd uit elementair en vluchtiger organisch koolstof. De monitoren zijn hoofdzakelijk met standaard instellingen onderzocht.

Dit rapport is bedoeld als afronding van de drie eerdere rapporten, waarbij de verschillende benaderingen samengevat worden.

2. Opzet

De verklaring voor de factor wordt vooral gezocht in de meetopzet van de monitor. Het meetprincipe van de PM₁₀ β -stofmonitoren in LML berust op verzwakking van β -straling. Lucht wordt verzameld op een filterband, waarna de verzwakking van straling uit een radioactieve bron wordt bepaald. Dit is een standaard meetprincipe dat eenvoudig te kalibreren is met standaard folies. De afwijking wordt dan ook niet gezocht in de gevoeligheid van de β -meting, maar in de luchtbehandeling die aan de meting vooraf gaat. Er bevindt zich een inlaatverwarming (ingesteld op 50°C) vóór de monitor om vochteffecten te voorkomen. Die verwarming verschuift mogelijk de evenwichten tussen de gas- en deeltjesvormige componenten. Ook het verzamelen van de stofdeeltjes op een filterband bij een andere temperatuur dan de buitenlucht kan een verschuiving veroorzaken.

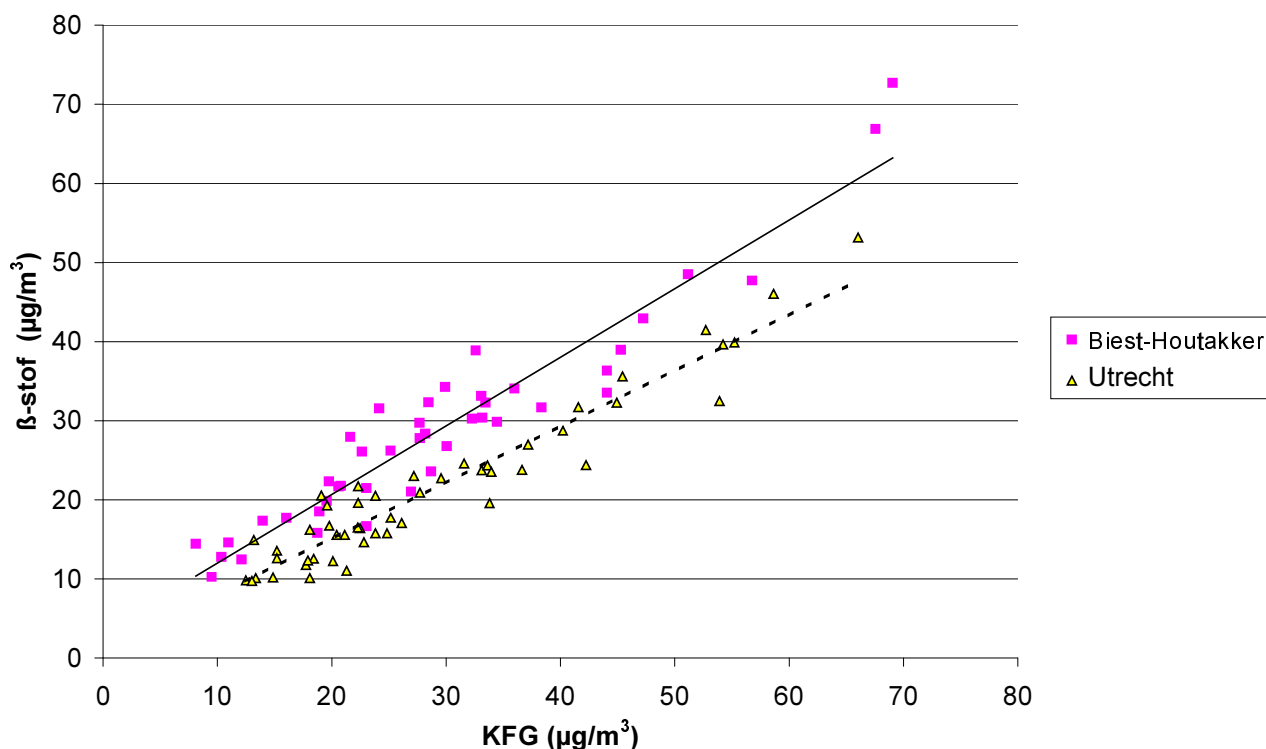
De referentiemethode (KFG) is een handmatige filtermethode. Het filter wordt vooraf en achteraf gewogen bij een standaard temperatuur en vochtigheid. Het filter bevindt zich tijdens de monsternamen echter in de buitenlucht onder steeds wisselende andere omstandigheden. Bij de vergelijking is ook de TEOM-1400A PM₁₀-monitor meegenomen. De TEOM berust op een totaal ander meetprincipe, maar verricht de concentratiemeting effectief bij 50°C. Als verdamping door de inlaatverwarming aan de orde is, moet dit vooral goed aan te tonen zijn met de TEOM. Een tweede reden om dit apparaat mee te nemen, is het feit dat deze in meerdere meetnetten operationeel is.

In de voorgaande drie rapporten staan de meetmethoden uitvoeriger beschreven (Van Arkel, 2002; Van Putten, 2002).

3. Resultaten

3.1 Vergelijking monitoren ten opzichte van de referentie

Op twee locaties is de β -stof monitor vergeleken met de referentiemonitor (KFG). Biest –Houtakker is een LML station in een agrarische omgeving. De Kromhout kazerne is een tijdelijk meetpunt aan de rand van de stad Utrecht met veel verkeer in de omgeving.



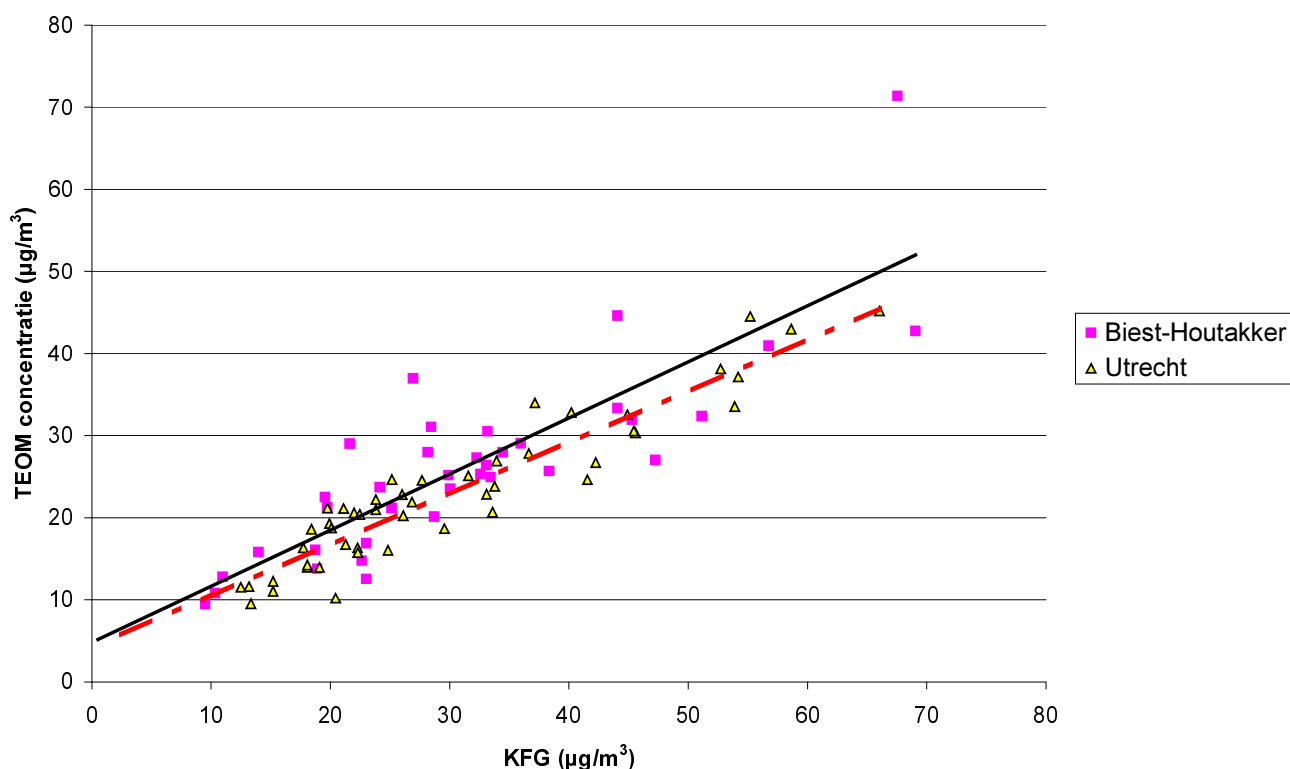
Figuur 1 β -stof monitor vergelijking met KFG in Biest-Houtakker en Utrecht

Tabel 1 Lineaire regressie β -stof vs KFG

	n	Lineaire regressie	R ²
β Biest-Houtakker	43	$y = 0.87 x + 3.4$	0.91
β Utrecht	51	$y = 0.71 x + 0.8$	0.92

Door de verschillen tussen de β -stofmonitor en de referentie die gevonden zijn op de twee locaties (figuur 1), lijkt de samenstelling van het stof van invloed op de concentratie meting. Het is ook niet uitgesloten dat de meteorologische omstandigheden van invloed zijn geweest. De metingen zijn in het voorjaar en in het najaar uitgevoerd. Extreem warme of koude meetdagen zijn in beide perioden niet voorgekomen.

Een zelfde vergelijking als met de β -stofmonitor kan ook voor de TEOM gemaakt worden. De afhankelijkheid van de locatie is voor de TEOM veel minder uitgesproken (figuur 2).



Figuur 2 TEOM vergelijkingen met het KFG in Utrecht en Biest-Houtakker

Tabel 2 Lineaire regressie TEOM vs KFG twee meetlocaties

	n	Lineaire regressie	R ²
TEOM Biest-Houtakker	43	$y = 0.69 x + 5$	0.72
TEOM Utrecht	49	$y = 0.63 x + 4$	0.89

De TEOM komt op beide locaties veel lager uit dan de referentie. Ook in andere studies (Laskus, MTK) worden soortgelijke regressies gevonden. In de genoemde studies werd daarbij ook een afhankelijkheid gevonden met de buitentemperatuur. Bij hogere temperaturen zijn de evenwichten al verschoven, d.w.z. geringer aandeel semi-vluchtige aërosolen, en heeft de inlaatverwarming minder invloed op het resultaat. Helaas zijn tijdens onze beide meetperiodes geen dagen voorgekomen met temperaturen hoger dan 18°C, laat staan 25°C die in voornoemde studie door Laskus als grens genomen wordt.

3.2 Invloed omgevingsfactoren

De afwijkingen van de β -stofmonitor ten opzicht van het KFG zijn verschillend per locatie. Andere in de lucht aanwezige gassen, aërosolen of de meteorologische omstandigheden kunnen van invloed zijn op het resultaat.

In deel C uit deze serie (Van Putten, 2002) is al een aanzet gemaakt om de concentraties van de β -stofmonitor te duiden aan de hand van de genoemde omgevingsfactoren, gassen en meteorologie. Onderstaand wordt gepoogd de gecombineerde invloed van zowel gassen, aërosolen en meteorologie te belichten. Bij het zoeken naar een mogelijk verband zijn de volgende parameters meegenomen:

1. gassen: NO, NO₂, SO₂, O₃, CO
2. aërosol: NO₃, SO₄, NH₄, Cl, zwarte rook
3. meteo: temperatuur, vochtigheid, luchtdruk, straling, neerslag, windsnelheid

β -stofmonitor

Voor Utrecht en Biest-Houtakker levert het zoeken naar relevante componenten het volgende beeld:

- Utrecht

In rapport C wordt verband gevonden met temperatuur, maximale windsnelheid, CO, NO₂ en SO₂. Dit was echter voor LVS gegevens die m.b.t. secundair aërosol beschikbaar waren. Analyse met alle gegevens erbij (inclusief de LVS) laat zien dat ook NO₃ van belang is.

- Biest-Houtakker

Hier laat analyse met alle gegevens een duidelijk verband zien met relatieve vochtigheid, luchtdruk, O₃, NO, NH₃ en SO₂.

Het verband met relatieve vochtigheid en luchtdruk kan ook uitgedrukt worden als wel of geen regen.

TEOM

De zoektocht naar correlaties leverde andere relevante componenten op:

- Utrecht

In rapport C wordt gevonden: regen, nettostraling, windsnelheid, CO, O₃, zwarte rook en SO₂. Met de LVS gegevens erbij zijn ook NO₃ en SO₄ van belang.

- Biest-Houtakker

temperatuur, relatieve vochtigheid, CO, O₃, NO en SO₂

Uit deze analyse wordt niet echt duidelijk wat de oorzaak van de verschillen is. De duidelijke afhankelijkheid van SO₂ is mogelijk een indirecte; het kan door andere op hetzelfde moment aanwezige componenten worden veroorzaakt. Er is geen technische reden om aan te nemen dat SO₂ zelf de oorzaak is van de noodzaak van een correctiefactor.

Het feit dat er verschillen blijven per locatie, bewijst dat er nog andere factoren meespelen.

3.3 Verschillen ten opzichte van werkelijke concentratie

De waargenomen verschillen tussen β -stof, TEOM en referentiemethode KFG worden veroorzaakt door de verschillen in meetprincipe. Door alle drie de meetmethoden wordt een andere grootte omschreven. Bij het bepalen van de vermoedelijk werkelijke waarde van PM_{10} -concentraties in de buitenlucht moet er rekening meegehouden worden dat ook het KFG, ondanks het feit dat deze de referentie is, een benadering van de werkelijke waarde is. Door het wegen bij een vaste temperatuur en vochtigheid (die anders is dan de buitenlucht) beschrijft dit apparaat altijd een andere situatie dan de β -stof bij 25°C of de TEOM bij 50 °C.

Voor alle drie de instrumenten is bekeken waar afwijkingen ten opzicht van een werkelijke waarde kunnen optreden. Dit wordt onderstaand toegelicht en is samengevat in tabel 3.

Afwijkingen van de concentratie van het **KFG** ten opzicht van de werkelijke concentratie kunnen door de volgende factoren optreden:

❖ Vocht

- Het filtermateriaal neemt vocht op. De weging geschiedt bij vaste vochtigheid; hierdoor kan dus geen verschil optreden. Een bezogen filter houdt echter meer vocht vast naarmate de vervuiling groter is. Bij het nawegen bij verschillende vochtigheden blijkt dat het meest vervuilde filter ook de grootste verschillen geeft (bijlage 5).
- Het secundair aerosol neemt vocht op. Als dit eenmaal boven het vervloeingspunt geweest is, laat dit moeilijk vocht los (hysteresis). Voor een stof als ammoniumnitraat ligt dit punt bij een relatieve vochtigheid van 60%. De filters die van buiten komen zijn bijna altijd vochtiger. Er moet eigenlijk eerst tot onder de 30% gedroogd worden om er zeker van te zijn dat het vocht er werkelijk uit is (Ten Brink en Veefkind, 1995).

❖ Temperatuur

- De massa bepaling vindt plaats onafhankelijk van de buiten temperatuur bij bemonsteren bij 23°C.
- De flowregeling geschiedt op basis van de werkelijke buitentemperatuur.

❖ Nitraataerosol

- De verliezen die optreden tijdens bemonstering omdat op dezelfde filterspot nog lucht passeert die van samenstelling is veranderd, vinden bij alle filter methoden plaats.
- Het filter bevindt zich nog enige tijd in de meetkop voordat het opgehaald wordt en zou dus nog warm kunnen worden. Ook tijdens transport kan de temperatuur oplopen waardoor ammoniumnitraat verloren kan gaan. In de praktijk worden gesloten cassettes gebruikt voor dit filtertransport, zodat er weinig uitwisseling met buitenlucht plaats vindt.
- Tijdens het acclimatiseren in de weegkamer veranderen de evenwichten op het filter. Er kan ammoniumnitraat verloren gaan als het filter opwarmt. De kans dat er een gewichtstoename optreedt is echter gering.

❖ Organisch aërosol van zwarte rook

- Tijdens bemonstering vindt net als voor nitraat, verdamping plaats van semi-vluchtig (voornamelijk verkeersgerelateerd) aërosol.
- Naarmate de belading met zwarte rook groter wordt, lijkt de kans op verlies van eerder verzameld stof op het KFG filter af te nemen. Dit is een niet-lineaire verandering.

Afwijkingen in de concentratie van de **β-stofmonitor** ten opzicht van de werkelijke concentratie worden grotendeels veroorzaakt door de inlaatverwarming.

❖ Vocht

- Het filter neemt ondanks de verwarming vocht op. In de laboratoriumexperimenten is de vocht-equivalente concentratie bepaald op $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bijlage 3). Hierbij is helaas niet meer gezocht naar een verband tussen vervuiling en extra vocht opname.
- De metingen worden beïnvloed door filterwissels. Als het wisselen van filters plaats vindt bij hoge vochtigheid zal het nieuwe filterdeel eerst (een variabele hoeveelheid) vocht opnemen. Het eerste uur wordt standaard weggegooid omdat het vaak afwijkt.
- Secundair aërosol kan veel vocht opnemen. Bij hogere relatieve vochtigheid zal de korte verwarming niet genoeg vermogen hebben om al het kristalvocht verwijderen. De vochtigheid bij het filter is onbekend.

❖ Temperatuur

- Massabepaling vindt plaats iets boven de temperatuur van de meetcabine (circa 25°C), maar is mogelijk toch nog buitentemperatuur afhankelijk (Jacobi et al., 2000). De verwarming is niet goed genoeg om daar iets aan te veranderen.
- Flowregeling vindt plaats in de monitor en dus bij monitor temperatuur. De afsnijding van de PM_{10} -inlaat kan daardoor afwijken. Er worden zeer ruime marges voor de flow toegestaan.

❖ Nitraat

- De verliezen die optreden tijdens bemonstering omdat op dezelfde filterspot nog lucht passeert die van samenstelling is veranderd, vinden bij alle filtermethoden plaats.
- De laboratoriumexperimenten laten zien dat bij droge lucht 50% van het ammoniumnitraat aërosol vervluchtigd door de standaard verwarming van 50°C . Hogere temperaturen en de nieuwe langere inlaatverwarmingen geven grotere verliezen (bijlage 2 en 4).
- Er zal minder nitraat verloren gaan naarmate de vochtigheid toeneemt. Het aërosol zal onder invloed van de verwarming, eerst drogen en dan pas uit elkaar vallen.

❖ Organisch aërosol van zwarte rook

- Het organisch aërosol zal (deels) verdampen voor het op het filter is afgevangen. De mate van verdamping is onbekend.

Bij de concentratiebepaling door de **TEOM** monitor ten opzichte van de werkelijke concentratie worden grotere verliezen verwacht, omdat de verwarming van de inlaat daadwerkelijk op 50°C staat en de meting bij 40°C geschiedt.

❖ Vocht

- Secundair aërosol neemt vocht op, verwarming zal mogelijk niet al het kristalvocht verwijderen. Bij laboratorium experimenten is echter geen afhankelijkheid vastgesteld, dus vermoedelijk is de verwarming hiervoor goed genoeg.

❖ Nitraat

- De laboratoriumexperimenten laten zien dat bij droge lucht ammoniumnitraat volledig verloren gaat door de verwarming. Er zal misschien minder nitraat verloren gaan naarmate de vochtigheid toeneemt; dit is niet getest.

❖ Organisch aërosol van zwarte rook

- Verwacht mag worden dat de verwarming ook een groot deel van de organische componenten verstoekt.

Tabel 3 Mogelijke toename of afname van de concentratie per instrument

Oorzaak	KFG	β –stofmonitor	TEOM
vochtopname filter	nihil tenzij verschil met de weegkamer te groot wordt	3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bij hoge vochtigheid extra, mogelijk minder door filterwissel	nihil
vocht opname belading/ vocht vasthouden secundair aërosol	3,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ belading per 10% relatieve vochtigheid toename, mate van droging onbekend	toename mogelijk bij grote belading op het filter	nihil
relatieve vochtigheid bij concentratie bepaling	50%	iets lager dan buitenlucht	laag
temperatuur bij concentratie bepaling	23°C	circa 25°C	40°C
temperatuur flowregeling	buitentemperatuur	monitor temperatuur	massflowcontrollers bij meethut temperatuur
nitraatverlies door actief bemonsteren	“standaard”	iets meer dan “standaard” omdat filter iets warmer is	
ammoniumnitraat bij labexperimenten	----	50% (labexperimenten droog) verlies	100% verlies
nitraatverlies voor ophalen filter	nihil, tenzij extreme verwarming door de zon	n.v.t.	n.v.t.
nitraatverlies en organisch aërosol verlies bij acclimatiseren	afhankelijk van temperatuur en relatieve vochtigheid verschil met buitenlucht	n.v.t.	n.v.t.
organisch aërosol		vast percentage	vast percentage

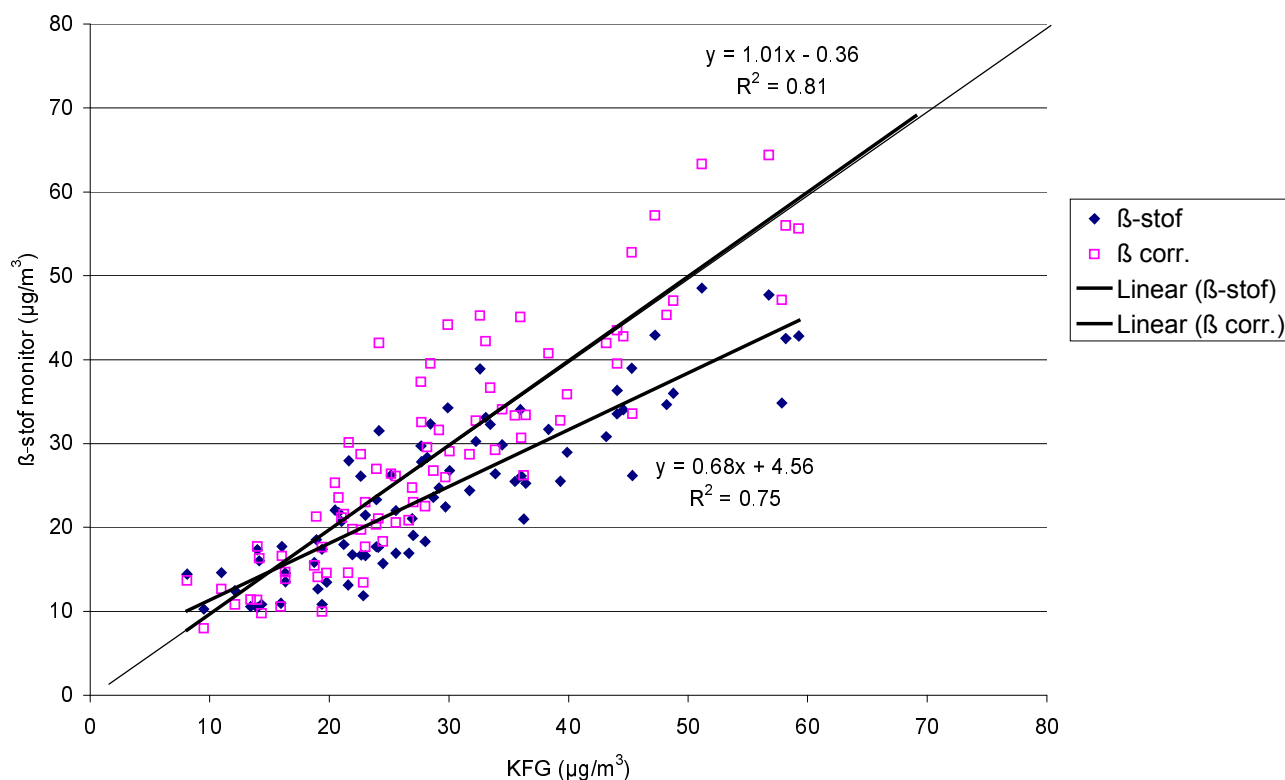
3.4 De combinatie

In paragraaf 3.3 zijn een aantal aspecten belicht, die mogelijk kunnen leiden tot afwijkingen bij het vaststellen van de vermoedelijk werkelijke PM_{10} -concentratie, i.e. KFG. Deze paragraaf beoogt het gecombineerde effect te belichten van deze diverse aspecten.

Voor de β -stof methode kunnen we ons beperken tot drie grootheden:

- ❖ Vochtopname door het filter
 - Op grond van onze laboratoriumexperimenten (toename van 3-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) wordt hiervoor gecorrigeerd door een offset te creëren van $-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- ❖ Verlies ammoniumnitraat
 - Op grond van onze laboratoriumexperimenten (50 % verlies) wordt hiervoor gecorrigeerd door de gemeten ammoniumnitraatbijdrage met een factor 2 te vermenigvuldigen
- ❖ Verlies organisch aërosol
 - Zoals aangegeven zal het organisch aërosol (deels) verdampen, voordat het op het filter afgevangen is. Op grond van onze veldexperimenten met zwarte rook (dat deels bestaat uit organisch kool; bijlage 6) wordt hiervoor gecorrigeerd door onder de 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ een offset te creëren van 0,32 maal de apart gemeten zwarte rook concentraties en boven de 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ een offset van 0,32 te creëren.

Het aldus gecorrigeerde resultaat voor beide locaties Utrecht en Biest-Houtakker gecombineerd is weergegeven in figuur 3 en tabel 4.



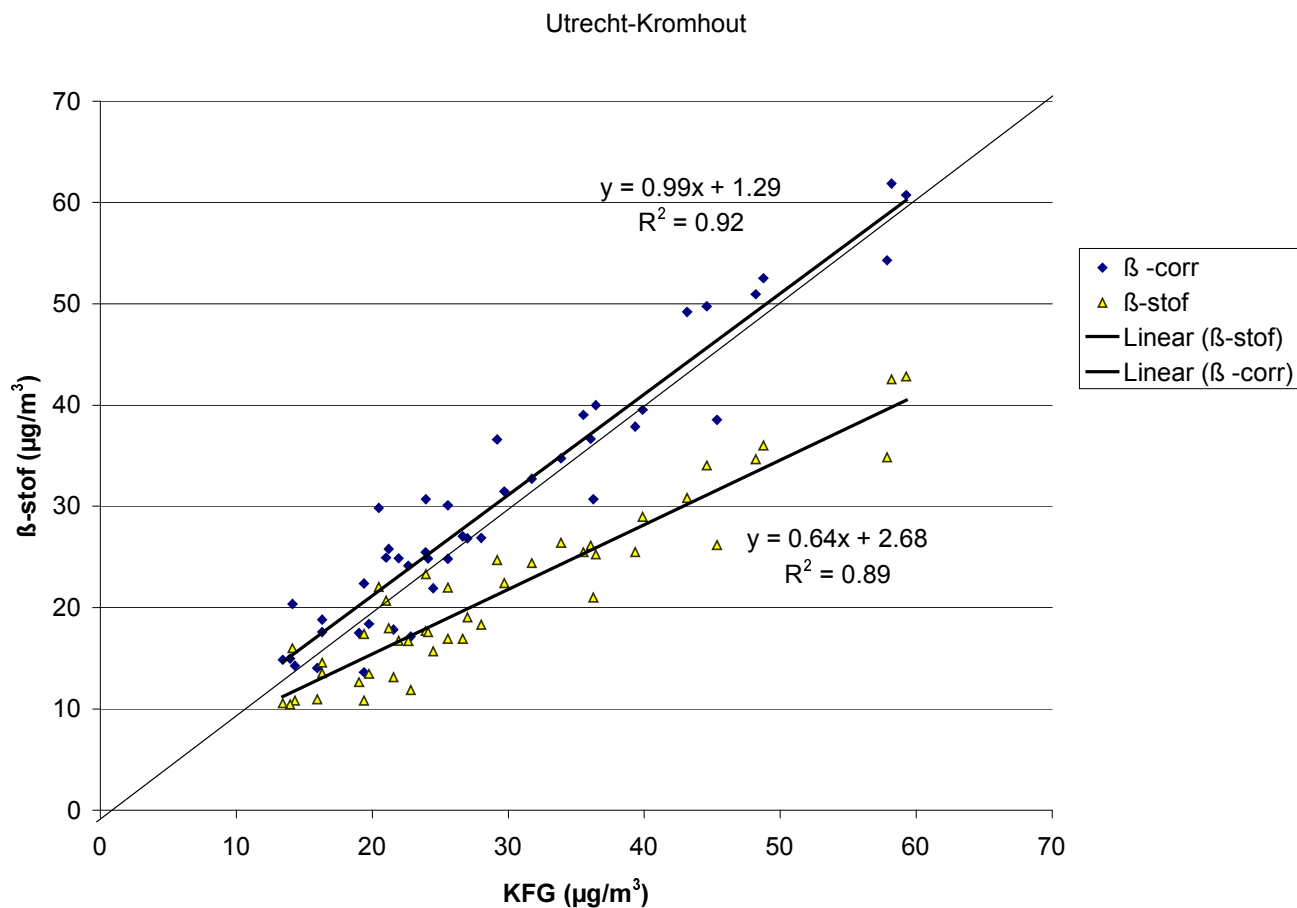
Figuur 3 β-stof gecorrigeerd vs. KFG

Tabel 4 Lineaire regressie β-stof gecorrigeerd vs. KFG

	lineaire regressie	R^2
β-stof	$0.68x + 4.6$	0.75
β-stof met correctie	$1.01x - 0.4$	0.81

De aldus uitgevoerde correctie leidt wel tot een goede (min-of-meer 1:1) overeenkomst tussen β-stof en KFG, echter de correlatie wordt niet zoveel beter.

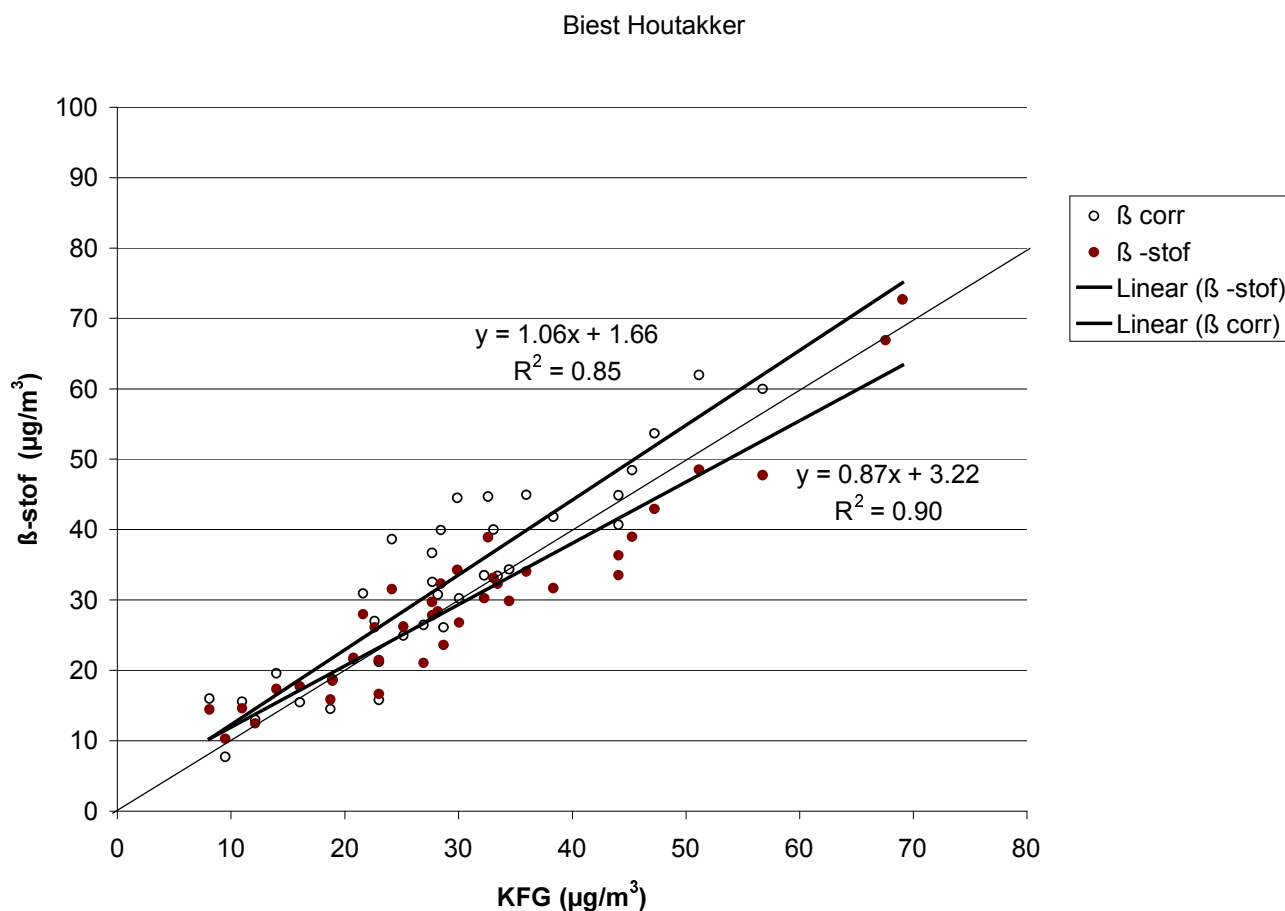
Dit zou kunnen duiden op locatie gebonden correctie factoren, gelet op verschillende karakteristieken van beide locaties. Dit levert het volgende resultaat op: figuur 4 en tabel 5 voor Utrecht, en figuur 5 en tabel 6 voor Biest-Houtakker.



Figuur 4 β-stof Utrecht correctie met vocht, nitraat en zwarte rook

Tabel 5 Gebruikte correcties voor β-stof Utrecht

	factor
vocht	0
nitraat	1
zwarte rook <1500	$0.32 * (\text{meting} / 1500)$
zwarte rook >1500	0.32



Figuur 5 β-stof Biest-Houtakker correctie met vocht, nitraat en zwarte rook

Tabel 6 Gebruikte correctie voor β-stof Biest-Houtakker

	factor
vocht RH>82%	-3
Nitraat	0.1
zwarte rook <1500	$0.32 * (\text{meting} / 1500)$
zwarte rook >1500	0.32

In Utrecht is de correctie met ammoniumaërosol, relatief gezien, veel groter dan in Biest-Houtakker. Door de hoge concentraties van (gasvormig) ammoniak in Biest-Houtakker is het evenwicht met ammoniumzouten volledig naar één kant verschoven (nl. de naar de kant van het ammoniumaërosol). Anders gezegd, in Biest-Houtakker zijn de verliezen van ammoniumnitraat uiteindelijk veel lager door de overmaat aan ammoniak die aanwezig is.

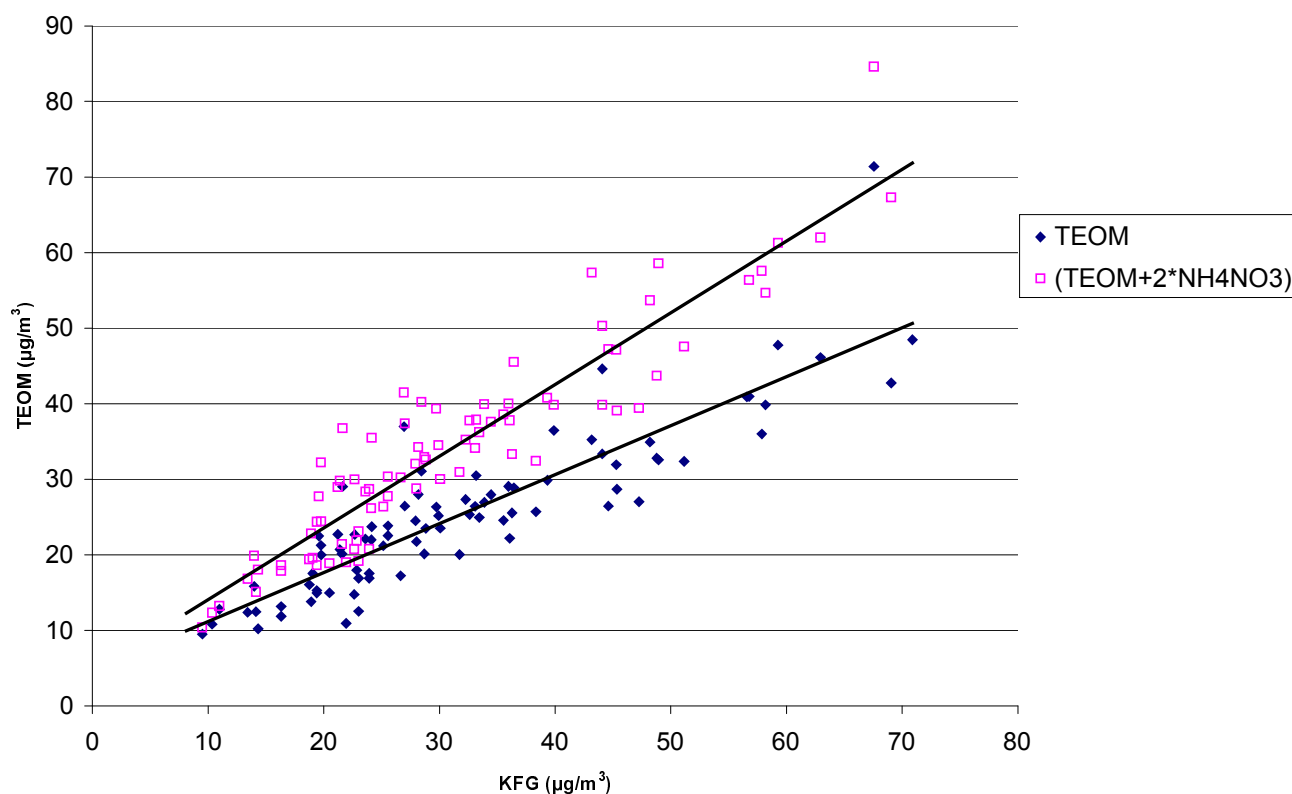
Voor wat betreft de regressie coëfficiënt en de correlatie voor Utrecht valt het volgende op. In deel C is gepoogd de vermoedelijk werkelijke KFG PM₁₀-concentraties te benaderen door te zoeken naar de beste correlatie met gassen (met name: SO₂, CO, NO₂) en meteorologische parameters (windsnelheid en buiten temperatuur). Dit in tegenstelling tot dit rapport, waarin de correlatie met vocht, temperatuur monitor, en aërosol als primaire parameters zijn meegenomen. De analyses van dit rapport en van rapport C (zie bijlage 7) leveren geen echt wezenlijk verschillend beeld op. De correcties zoals die in deelrapport C worden toegepast, lijken indirecte correcties voor vluchtige componenten uit het verkeer (met name de NO₂- en CO-correctie).

M.b.t. vocht is de volgende opmerking aan de orde. Bij hoge vochtigheden (> circa 80 %) zal er minder aërosol verdampen. De overeenkomstige correctiefactoren bedragen 0 respectievelijk -3.

Bij een mogelijk verlies van organisch aërosol, moet het volgende bedacht worden. Relatief veel ammoniumnitraat lijkt aanleiding te geven tot onderschatting van zwarte rook. Immers, de reflectie(zwartings)meting zal onderschat worden, doordat ammoniumzouten witter zijn. De aethalometer zal daarentegen eerder een overschatting geven, omdat de ammoniumzouten wel verzwakken. Voor de twee locaties zijn verschillende zwarte rook bepalingen gebruikt. Een onderlinge vergelijking van zwarte rook en aethalometer in Bilthoven gaf weliswaar een goede correlatie, maar het is de vraag of dat voor alle mogelijke stofmengsels geldt.

Voor de TEOM zou op grond van tabel 3 vervluchtiging van ammoniumnitraat de dominante verliesterm zijn. figuur 6 respectievelijk tabel 7 tonen de resultaten uitgaande van correctie met alleen ammoniumnitraat.

Utrecht en Biest-Houtakker



Figuur 6 TEOM Utrecht en Biest-Houtakker met ammoniumaërosol correctie

Tabel 7 Gebruikte correctie voor TEOM Utrecht en Biest-Houtakker

	lineaire regressie	R ²
TEOM	$0.65 * x + 4.7$	0.79
TEOM + 2 * NH ₄ NO ₃	$0.95 * x + 4.6$	0.87

Om tot een aanvaardbare overeenstemming met KFG te komen, moet de ammoniumaërosol concentratie 2 keer opgeteld worden. Dit is uiteraard irreëel, immers ten hoogste zou slechts 1 keer opgeteld kunnen worden (“er is niet meer ammoniumnitraat dan er is”, dus zeker geen 2 keer). De LVS die gebruikt is om op aparte wijze ammoniumnitraat te bepalen, geeft waarschijnlijk wel een onderschatting van de ammoniumaërosol concentratie (Van Putten, 1998), maar zeker geen factor 2 te laag. Integendeel, de schatting was dat de LVS slechts 10 tot 25 % te laag meet vergeleken met een referentie Annular Denuder Systeem (NEN, 2823). Ook Laskus (Laskus, 2000) meldt veel betere resultaten door ammoniumnitraat bij de TEOM op te tellen.

Kennelijk is vervluchtiging van ammoniumnitraat niet de enige factor van belang. Ook organische componenten die vervluchtigen, spelen hierbij mogelijk nog een belangrijke rol.

4. Conclusies

De vergelijking van de β -stofmonitor met het referentie Klein Filter Gerät op twee locaties levert een verschillende afhankelijkheid op.

Tabel 8 Factor per locatie

	factor
Biest-Houtakker	1.15
Utrecht	1.45

Extern wordt het PM_{10} -meetresultaat beïnvloed door met name de samenstelling van het stof en de meteorologische omstandigheden, onder andere vocht.

Daarnaast blijkt het meten van PM_{10} niet mogelijk te zijn zonder het resultaat te beïnvloeden door interne factoren in het meetapparaat als conditionering en/of het verzamelen van het stof op het filter. Het stof dat uit de buitenlucht is aangezogen, verandert altijd van samenstelling door droging of doordat het bemonsteren nog langere tijd duurt en bepaalde componenten vervluchtigen. Veranderingen in de buitenlucht hebben dan nog gevolgen voor het resultaat.

Een betere meetmethode voor PM_{10} is echter niet eenvoudig te formuleren, ook niet met de kennis van andere componenten. Door bijvoorbeeld altijd goed verwarmd te meten en te corrigeren voor de vervluchtigde componenten, blijft er een afhankelijkheid met de buitentemperatuur.

Voor het meetnet is een β -stofmonitor zonder verwarming geen oplossing. De meting wordt daarmee te sterk afhankelijk van vocht. De factor 1,33 die tot nu gehanteerd wordt, is voorlopig een compromis. Het corrigeren met verklaarbare fouten zoals vocht en de verliezen van ammoniumaërosol en vluchtig organisch aërosol, geeft nog geen sluitende correctie die voor alle locaties en omstandigheden geldig is. Deze factoren zijn namelijk ook nog van elkaar afhankelijk. Het werken met seizoensafhankelijke en plaatsgebonden factoren kan leiden tot een onoverzichtelijke database.

Literatuur

- Arkel FTh van (Buro Blauw), Putten EM van, Bloemen HJTh, Meulen A van der (RIVM). 2002. Vergelijkende PM₁₀-metingen in Nederland, deel A: laboratoriumexperimenten. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Rapport nr. 650010 023.
- Arkel FTh van (Buro Blauw), Putten EM van, Bloemen HJTh, Meulen A van der (RIVM). 2002. Vergelijkende PM₁₀-metingen in Nederland, deel B: landelijke omgeving. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Rapport nr. 650010 024.
- Brink HM ten, Veeffkind JP. 1995. Humidity dependence of the light scattering by ammonium nitrate. J of Aerosol Science 26: p553.
- Jacobi S, et al. 2000. Erfahrungen aus PM₁₀-Vergleichungsmessungen Messtechnisches Kolloquim Cottbus
- Laskus. 2000. Umweltbundesamt Anforderungen an PM₁₀/PM_{2,5} Messverfahren, Messtechnisches Kolloquim Cottbus
- Putten EM van, Bloemen HJTh, Meulen A van der. 2002. Vergelijkende PM₁₀-metingen in Nederland, deel C: stedelijke omgeving. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Rapport nr. 650010 025.
- Putten EM van, Mennen MG. 1998. Laboratory study of five methods for measuring ambient ammonium aerosol. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Rapport nr. 722601 004.

Bijlage 1 Verzendlijst

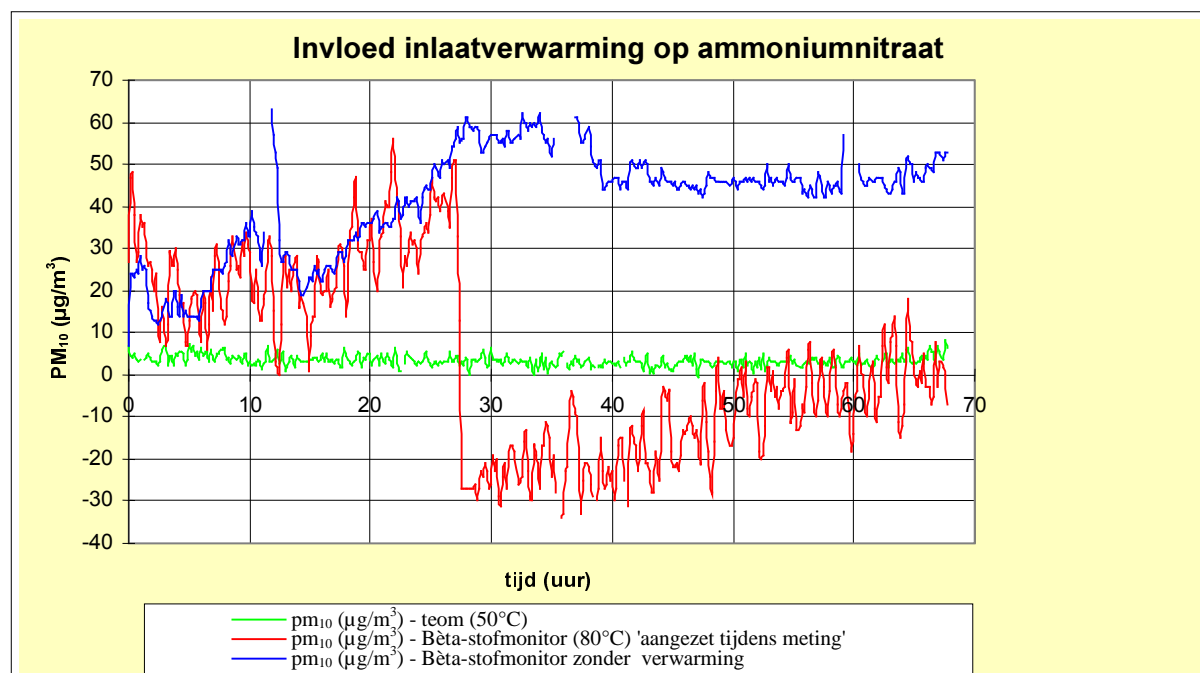
1. Ir. J. van der Vlist, VROM
2. Mw. Mr. C.M. Zwartepoorte, VROM
3. Dr. K. Krijgsheld, VROM
4. Ir. J.A. Herremans, VROM
5. Ir. A. Blom, VROM
6. Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
7. Hoofd Voorlichting en Public Relations RIVM
8. Dr. Ir. D. van Lith, hLLO
9. Ir. H.S.M.A Diederens, LLO
10. Ir. R.A.W. Albers, LLO
11. Dr. A. Opperhuizen, LEO
12. Dr. Ir. E Buringh, LEO
13. Bureau Rapportenregistratie
14. Bibliotheek RIVM
15. Depot van Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
16. Bibliotheek LLO

15-17 Auteurs

18-41 Bureau Rapportenbeheer

42-100 Reserve exemplaren

Bijlage 2 Ammonium in het lab



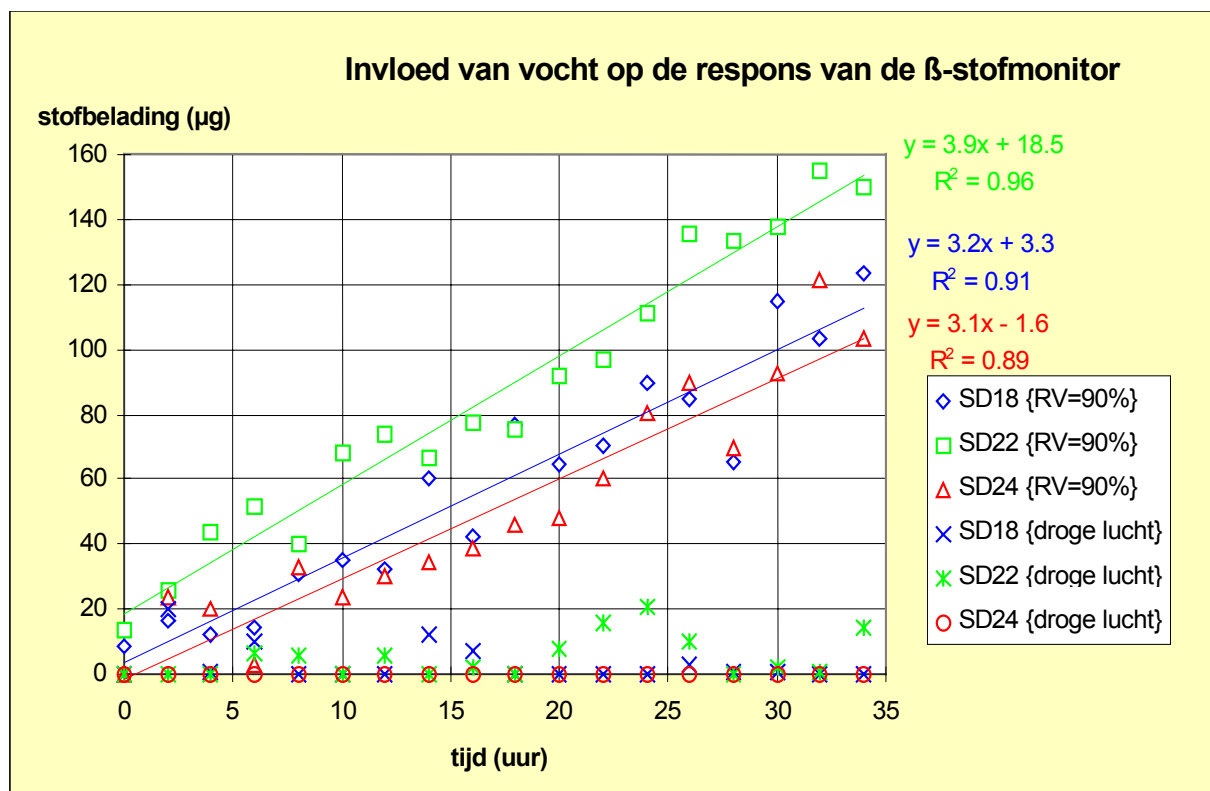
Figuur 7 Invloed van de inlaatverwarming op ammoniumnitraat

Tabel 9 Weergave fijnstofconcentraties ammoniumnitraat

monitor	PM ₁₀ (µg/m ³)
β-stof monitor zonder verwarming	72 ± 4 µg/m ³
β-stof monitor ingesteld op 50°C	38 ± 7 µg/m ³
TEOM ingesteld op 50°C	6 ± 3 µg/m ³

Verloop van de PM₁₀-concentratie tijdens laboratorium experimenten met ammonium nitraat. De concentratie is niet stabiel gebleven want de monitor opzonder verwarming blijft ook oplopen, maar de TEOM meet niets. De monitor waarvan de verwarming halverwege het experiment op 80°C geplaatst is produceert lange tijd negatieve waarden waarmee aangetoond wordt dat reeds verzameld aërosol afgestookt wordt. Een monitor op 50°C (niet in deze figuur opgenomen) blijft ergens halverwege hangen.

Bijlage 3 Vocht in het lab



Figuur 8 Vochtexperimenten

In deze figuur staat de stofbelading van verschillende β -stofmonitoren. Uit de stijging van de belading wordt de PM_{10} -concentratie bepaald. Het verloop van de belading bij zeer vochtige en bij droge lucht is bekeken. Gemiddeld zou dit betekenen dat de bijdrage van vocht aan de PM_{10} -concentratie circa $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ is.

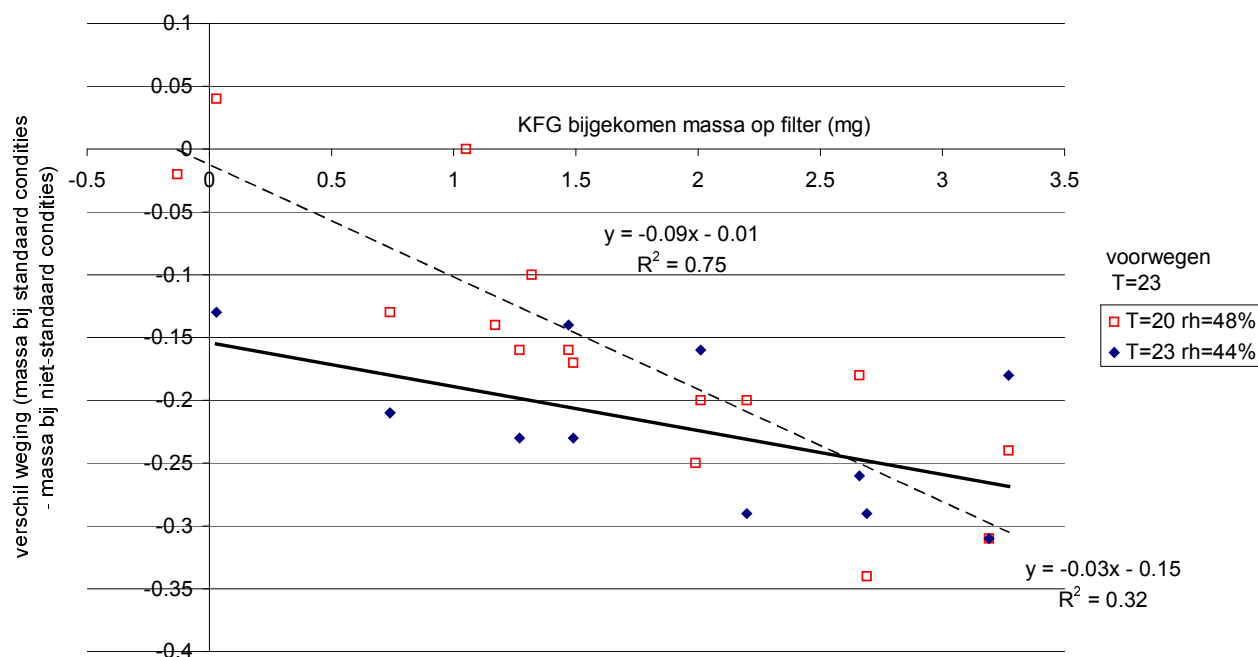
Bijlage 4 Inlaat temperatuur

Tabel 10 Invloed van de inlaat verwarming in Utrecht en Biest-Houtakker

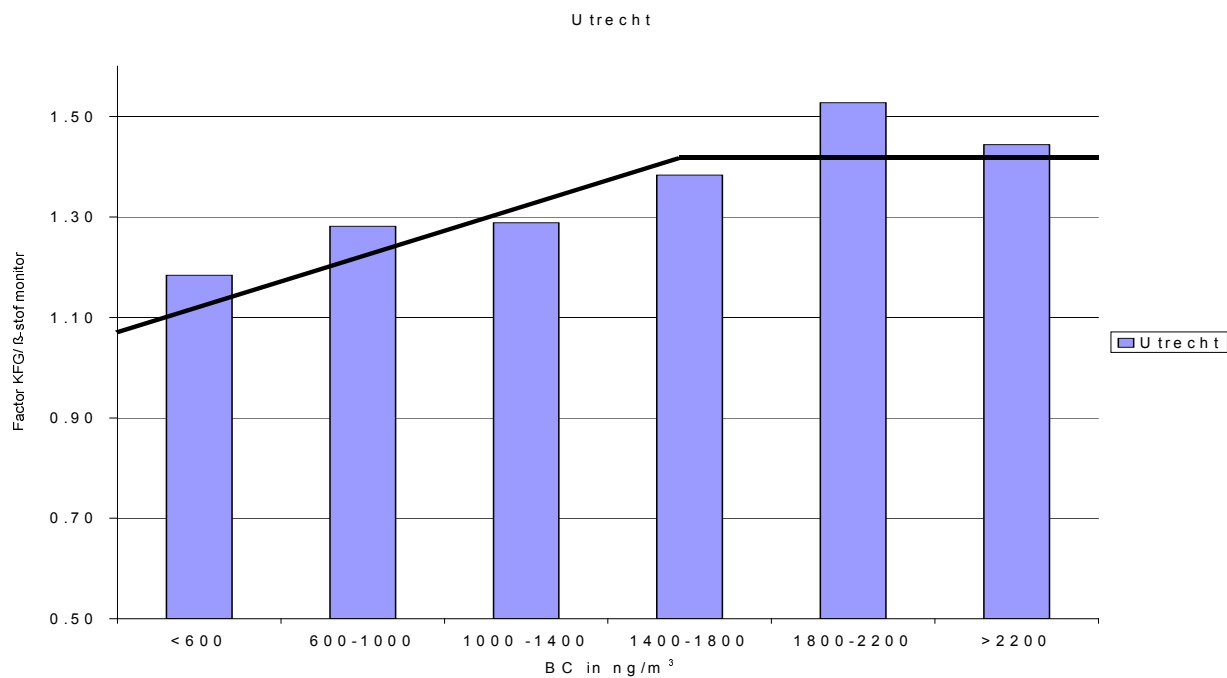
Utrecht	Lineaire regressie met standaard monitor	R ²	aantal dagen	Hoogst gemeten waarde $\mu\text{g}/\text{m}^3$
β geen verwarming	$y = 1.19 x + 3.9$	0.67	13	45
β standaard 50°C	$y = 0.94 x + 2.1$	0.93	91	70
β met lange 50°C	$y = 0.67 x + 8.8$	0.73	30	50
TEOM	$y = 0.68 x + 5.3$	0.83	90	70
β met 65°C	$y = 0.68 x + 7.1$	0.55	14	25
Biest-Houtakker	Lineaire regressie met standaard monitor	R ²	aantal dagen	Hoogst gemeten waarde $\mu\text{g}/\text{m}^3$
β geen verwarming	$y = 1.12 x - 6.9$	0.67	20	40
β standaard 50°C	$y = 0.97 x - 4.7$	0.79	73	70
β met lange 50°C	$y = 0.54 x + 7.7$	0.48	73	70
TEOM	$y = 0.74 x + 4.5$	0.60	115	70
β met 80°C	$y = 0.75 x - 1.1$	0.79	11	40

Bijlage 5 Invloed van de weegkamer

KFG -weging bij verschillende vochtigheden



Bijlage 6 Zwarte rook correctie



Bijlage 7 Correctie met gassen

