

(Contract 91889)

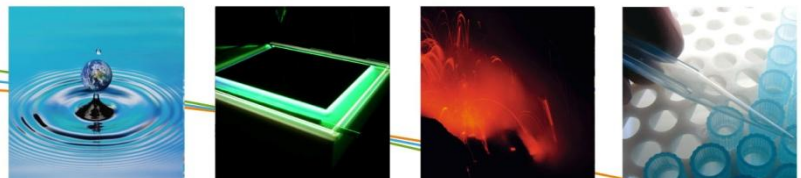
EINDRAPPORT

Opmaak van plan van aanpak voor de kwantitatieve inschatting van blootstelling aan en gezondheidseffecten van verkeersblootstelling in Vlaanderen, met speciale aandacht voor Ultra Fijne Partikels (UFP)

G. Koppen, P. Berghmans, E. Dons, L. Int Panis, M. Van Poppel, B. De Maerschallck, M. Stranger, J. Theunis, T. Nawrot

Studie uitgevoerd in opdracht van LNE
2010/Unit/R/

Oktober 2010



VITO NV

Boeretang 200 – 2400 MOL – BELGIE
Tel. + 32 14 33 55 11 – Fax + 32 14 33 55 99
vito@vito.be – www.vito.be

BTW BE-0244.195.916 RPR (Turnhout)
Bank 435-4508191-02 KBC (Brussel)
BE32 4354 5081 9102 (IBAN) KREDBEBB (BIC)



DOEL VAN DE STUDIE

Internationaal onderzoek geeft aan dat fijn stof negatieve gezondheidseffecten kan veroorzaken bij de mens. In welke mate de diverse chemische bestanddelen en fracties van grootte van het fijn stof aan de veroorzaakte gezondheidsschade bijdragen, is slechts gedeeltelijk bekend. Er is op dit moment voldoende wetenschappelijk bewijs voor een verband tussen verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en negatieve gezondheidseffecten. De voornaamste stoffen van de verkeersgerelateerde luchtverontreiniging die voor de gezondheid van belang zijn, zijn de roetdeeltjes, koolmonoxide, stikstofdioxide, benzeen en polycyclische koolwaterstoffen.

Ter hoogte van de weg zijn de concentraties van deze stoffen het hoogst en de niveaus dalen met toenemende afstand tot de weg. Van deeltjes als PM₁₀ en PM_{2.5} wordt aangenomen dat er geen drempelwaarde kan worden aangegeven waaronder geen gezondheidseffecten meer zullen optreden. Het is aannemelijk dat dit ook het geval is voor de verkeersgerelateerde roetdeeltjes. Recentelijk krijgt de fractie 'ultrafijn stof' (de fractie < PM₁ en PM_{0.1}) meer aandacht. Het ontstaan en voorkomen van ultrafijn stof (UFP) is immers sterker gerelateerd aan verkeersblootstelling dan de fracties PM₁₀ en PM_{2,5}.

Ook in milieu- en gezondheidsstudies worden UFP meer onderzocht. Zij worden gekenmerkt door een enorm adsorptieoppervlak in vergelijking met hun deeltjesgrootte. Deze oppervlakte speelt een belangrijke rol in de interactie in de long. Daarnaast fungeren deze deeltjes als dragers voor andere stoffen naar de alveoli. Bovendien zijn er wetenschappelijke aanwijzingen dat deze ultrafijne deeltjes vanuit de longen de bloedcirculatie kunnen bereiken en zo andere doelorganen kunnen beïnvloeden waaronder het hart- en vaatstelsel. Ook voor een rechtstreeks translocatie van UFP naar het centraal zenuwstelsel zijn aanwijzingen gevonden. Tot op heden werd hoofdzakelijk onderzoek gevoerd naar acute gezondheidseffecten gerelateerd aan o.a. het cardiovasculair systeem en het ademhalingstelsel.

Doel van de huidige studie

De huidige studie voorziet het opstellen van een richtinggevend onderzoeksprotocol voor de inschatting van de blootstelling aan en de gezondheidseffecten van verkeersblootstelling in Vlaanderen, met speciale aandacht voor Ultra Fijne Partikels (UFP).

SAMENVATTING

Er zijn steeds meer aanwijzingen dat vooral de fractie van verbrandingsdeeltjes in (ultra)fijn stof verantwoordelijk is voor gezondheidseffecten zoals verergeren van asthma en cardiovasculaire aandoeningen. De fractie van verbrandingsdeeltjes in het (ultra)fijn stof komt vooral uit de uitlaat van wegverkeer (naast andere andere verbrandingsprocessen). Bijgevolg zijn concentraties UFP vooral hoog in de buurt van verkeer en is UFP veel minder homogeen verdeeld over de ruimte in vergelijking met fijn stof. Het is nog onbekend welke fysisch-chemische kenmerken van ultrafijn stof bepalend zijn voor gezondheidseffecten.

Vele aspecten van het epidemiologisch en toxicologisch bewijs van een mogelijke relatie tussen gezondheidseffecten en verkeersblootstelling blijven onvolledig (Health Effects Institute, 2010). Echter, er is voldoende bewijsmateriaal om een oorzakelijk verband te ondersteunen tussen de blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en de verergering van astma. Er is ook suggestief bewijs van een causaal verband tussen 'proximity of major roads' met de ontwikkeling van astma bij kinderen, respiratoire symptomen, verminderde longfunctie, totaal en cardiovasculaire mortaliteit en cardiovasculaire morbiditeit, hoewel de gegevens volgens het Health Effects Institute (HEI) niet voldoende zijn om deze causaliteit volledig te ondersteunen. Voor een aantal andere gezondheidsuitkomsten, was een beperkt verband aantoonbaar, maar de gegevens waren ofwel ontoereikend of onvoldoende om duidelijke conclusies te trekken. Zeer recente high level publicaties menen echter wel dat er een causaal verband is met astma (Gehring et al., 2010) en cardiovasculaire sterfte en morbiditeit (Brook et al., 2010).

De blootstelling aan ultrafijne deeltjes (UFP) van transport wordt sterk beïnvloed door factoren zoals de woonplaats en het gedrag. Dit heeft belangrijke gevolgen voor de manier waarop de externe en interne blootstelling moet worden bepaald aan de hand van monitoring, modellering en biomonitoring.

1) Voor het opzetten van een studie naar verkeersimpact zijn volgende aspecten nodig of dienen volgende aandachtspunten in acht te worden genomen:

- Voor de inschatting van verkeersblootstelling dienen naast UFP, een combinatie van proxy-metingen van verkeersgerelateerde pollutie te worden meegenomen (bv NO₂/NO, BC, EC, BS, CO, benzeen). Gezien geen van deze proxy's voldoende specifiek representatief zijn voor verkeersemissies, is een combinatie van deze parameters nodig om een betere benadering te hebben van de spatiale en temporele verdeling van de verkeerspollutie.
- Het begrip 'nabijheid van wegen' dient gemotiveerd worden in relatie met blootstelling aan UFP. De concentratie aan UFP neemt exponentieel af in functie van de afstand tot de weg.
- Stationaire metingen zijn vooral nuttig op die plaatsen waar een groot aantal proefpersonen een aanzienlijk deel van de dag doorbrengen. Hoewel de meeste mensen aanzienlijk deel van hun tijd binnen doorbrengen zijn metingen van de buitenlucht noodzakelijk omdat het verkeersaerosol buiten gevormd wordt en om confounding met binnenbronnen, andere dan verkeer, te vermijden. Stationaire metingen in de buitenlucht kunnen aangevuld worden met binnenmetingen om de verhouding buiten/binnen in te schatten. Buitenmetingen blijven nodig om tijdstrends vast te stellen en ter validatie van modellen (die over het algemeen de buitenlucht modelleren en niet rechtstreeks de binnenlucht). Voor alle overige micro-omgevingen zijn persoonlijke metingen nodig a.h.v. draagbare meettoestellen. Een aanvaardbare meetcampagne dient deze methoden op een correcte manier te combineren. De

persoonlijke metingen zijn vooral belangrijk als input voor blootstellingsmodellering waarmee de (spatiale) representativiteit van de lokale impact van verkeer t.o.v. de stedelijke of regionale achtergrond kan worden verbeterd.

- Een interessante vorm van modellering is Land Use regression (LUR) die met een zeer hoge geografische resolutie de buitenlucht concentraties kunnen voorspellen op basis van de gemeten buitenlucht concentraties. Stationaire metingen op zorgvuldig gekozen plaatsen, zijn nodig voor het opstellen van een LUR model en voor vaststellen van tijdstrends. In het kader van deze studie is het nodig de buitenlucht concentraties van de proefpersonen tot op adres niveau te kunnen bepalen. Omwille van hun helderheid, flexibiliteit, geringere databehoeftes en snelheid is het daarom aangewezen om voor een LUR model te kiezen, welke gebruikmaakt van meetwaarden, geografische parameters (o.a. afstand tot de weg) en verkeersvariabelen (verkeersintensiteit).
- Humane biomonitoring geeft mogelijkheid om de persoonlijke blootstelling 'intern te meten'. De biomerkers die worden gebruikt geven een reflectie van interne dosissen, maar in de context van verkeersstudies – waar een beperkt aantal specifieke biomerkers voorhanden is – is het vooral ook een manier om aan risico-inschatting te doen via de biologische effectieve dosis metingen. Deze laatste geven een reflectie van vroegtijdig reactiemechanismen in het lichaam, zoals bv. de verhoging van oxidatieve stress. De gemeten effecten of de uitkomst van biologische effectieve dosis metingen zijn verschillend naargelang de doelgroep. Individuen met chronische inflammatoire aandoeningen (astmatici, diabetici,...) vertonen vaker verhoogde respons. Enkel indien m.b.v. persoonlijke blootstellingsmetingen of adhv een LUR analyse een persoonlijke dosis wordt bepaald, zal het onderzoek in staat zijn gegevens te leveren die kunnen gelinkt worden aan biomerkers en relevant zijn voor het bepalen van de gezondheidseffecten. Humane biomonitoring is zeker in het domein van ultrafijn stof, waar nog geen aanvaardbare concentraties kunnen worden aangegeven (en ook voor andere verkeerspolluenten - waarvan eventueel wel individuele luchtkwaliteitsnormen bestaan, maar die steeds in een mengsel voorkomen) een goed werkinstrument om de werkelijke impact in kaart te brengen.
- Zowel bij milieumetingen als bij biomerkers dient rekening gehouden te worden met het feit dat de gemeten merkers zelden volledig specifiek zijn voor verkeer. Door een combinatie van deze 'proxymetingen' kan de impact beter worden beoordeeld. Biomerkermetingen voor effect die interessant zijn om op te nemen in een campagne zijn oxidatieve stress, inflammatoire en cardiovasculaire merkers.
- Niettegenstaande oxidatieve stress in het algemeen aanvaard wordt als een belangrijke indicator voor gezondheidseffecten t.g.v. luchtverontreiniging in het algemeen, is de mate waarin primaire verkeersgerelateerde stoffen bijdragen tot een verhoging van reactieve zuurstofradicalen nog niet volledig eenduidig aangetoond.

2) Binnen dit project werd een rangschikking voorgesteld van de meest relevante types verkeer hot spots. Op advies van een expertenmeeting werd een case studie voorgesteld voor meten van UFP rond scholen en opmaak van een LUR model. Voor deze case werd een plan van aanpak uitgewerkt om de interne en externe blootstelling aan en de gezondheidseffecten van verkeerspolluenten te kunnen inschatten. In het opzet wordt voorgesteld herhaalde metingen van de luchtkwaliteit (met speciale aandacht voor UFP) en de gezondheid van kinderen in verkeersdrukke en verkeersarme scholen/woningen uit te voeren. De meetwaarden van de verkeerspolluenten op school en op enkele woonlocaties zullen gebruikt kunnen worden om een lokaal LUR model op te stellen, zodat de individuele blootstelling voor alle kinderen accurater kan worden bepaald. Bij de biomonitoring dient de nadruk te liggen op niet-invasieve biomerkermetingen die peilen naar o.a. oxidatieve stress en inflammatie. De uiteindelijke doelstelling is alle

metingen te gebruiken om de blootstelling aan verkeerspolluenten in de leefomgeving van kinderen in te schatten.

SUMMARY

There is increasing evidence that especially the fraction of combustion particles in (ultra) fine particles is responsible for health effects such as aggravation of asthma and cardiovascular diseases. The fraction of combustion particles in (ultra) fine dust is mainly emitted by diesel exhaust from road traffic (in addition to some other combustion processes). Therefore, high concentrations of UFP are measured around traffic locations and the spatial distribution of UFP is much less homogeneously compared to particulate matter (PM₁₀). There is still a lack of data on the relation between physico-chemical characteristics of ultrafine particulates and adverse health effects.

Many aspects of the epidemiological and toxicological evidence of a possible relationship between traffic exposure and adverse health effects remain incomplete (Health Effects Institute, 2010). However, there is sufficient evidence to support a causal relationship between exposure to traffic-related air pollution and the exacerbation of asthma. There is also suggestive evidence of a causal link between 'proximity or major roads' and the occurrence of childhood asthma, respiratory symptoms, decreased lung function, and total and cardiovascular mortality and cardiovascular morbidity, although the data are not sufficient to fully support causality. For a number of other health outcomes, only a limited causality is shown, but the data were either inadequate or insufficient to draw firm conclusions. Very recent high level articles, however, state that there is a causal relationship with asthma (Gehring et al, 2010) and cardiovascular morbidity and mortality (Brook et al, 2010).

Exposure to ultrafine dust from vehicle exhaust is strongly influenced by factors such as traffic type, location and behavior. This has important implications on the determination of the external and internal exposure using tools like monitoring, modeling and biomonitoring.

- 1) To set up a traffic impact study following aspects are necessary or following points should be taken into consideration:
 - For the assessment of traffic exposure, besides UFP, a combination of proxy measurements of traffic related pollution should be included (eg NO₂/NO, BC, EC, BS, CO, benzene). Seen any of these proxies are sufficiently specific representative for traffic emissions, a combination of these parameters is needed for a better approach of the spatial and temporal distribution of traffic pollution.
 - The term 'near road' must be justified in relation to exposure to UFP. The concentration of UFP decreases exponentially as a function of distance from the road.
 - Stationary measurements are particularly useful in places where a large number of subjects spent a significant part of the day. Although most people spent most of their time indoor, ambient measurements are necessary because the traffic aerosol is formed outside and to avoid confounding with inside sources or non-traffic sources. Ambient stationary measurements can be supplemented with indoor measurements in order to assess the indoor/outdoor ratio. Ambient measurements are necessary to determine time trends and to validate models (which generally model ambient air and do not consider indoor air). For all other micro-environments personal measurements are required using portable measuring devices. An extensive measurement campaign should combine these methods in a proper way. The personal measurements are especially important as input for exposure modeling in order to improve the (spatial) representation of the local impact of traffic against the urban or regional background.

- An interesting tool for regression modeling is Land Use Regression (LUR) which can predict the ambient concentrations with a high geographical resolution, based on measured concentrations. Stationary measurements at well selected locations are necessary to set up a LUR-model and to determine temporal trends. In view of this study, it is necessary to determine the ambient concentrations with a spatial resolution at residence level of the subjects. Because of the ease to use, the flexibility and lower data requirement it is recommended to choose for a LUR model, which uses real data, geographical parameters (eg distance to the road) and traffic variables (traffic intensity).
 - Human biomonitoring offers the possibility to determine the personal exposure based on the "internal measurement". The selected biomarkers give a reflection of the internal doses, but in the context of traffic studies - where a limited number of specific biomarkers are available - it is above all a way to do risk assessments using biological effective dose measurements. The latter provide an indication of early response mechanisms in the body, such as increasing oxidative stress.
 - The measured effects or the outcome of biological effective dose measurements vary by target study groep. Individuals with chronic inflammatory diseases (asthmatics, diabetics, ...) show more elevated response. Only by using personal exposure measurements or by performing a LUR analysis to determine the personal dose, the research will be able to provide data that can be linked to biomarkers and be relevant for the determination of the health effects. Human biomonitoring is, by the lack of a threshold limit value for ultra-fine particles (and also for other traffic pollutants - which may have individual air quality standards, but always appear as a mixture) a good tool to map the true impact of traffic.
 - For both environmental measurements as biomonitoring, it is important to take into account the fact that the measured markers are not clearly specific to traffic. By using a combination of these proxy measurements, the impact of traffic can be better assessed. Interesting biomarkers to be used in a health study are oxidative stress, cardiovascular and inflammatory markers.
 - Although oxidative stress is generally accepted as an important indicator of health effects related to air pollution in general, the degree to which primary traffic-related compounds contribute to an increase in reactive oxygen species is not yet fully demonstrated unequivocally.
- 2) Within this study a ranking was proposed for the most relevant types of traffic hot spots. On advice of an expert group, a study design was proposed to measure UFP around schools and to set up a LUR model. For this case study, a roadmap is developed in order to assess the internal and external exposure and to estimate the health effects of traffic pollutants. In the proposed scheme, repeated measurements of air quality (with special attention to UFP) and exposure measurements are recommended for children in busy traffic and low traffic, schools and homes. The concentrations of traffic pollutants in schools and some residential locations will be used to validate a locally LUR model, to enable an accurate determination of the individual exposure for all children. In the biomonitoring study, the emphasis should be on non-invasive biomarker measurements which probe to oxidative stress and inflammation. The ultimate goal is that all measurements shall be used to estimate the exposure to traffic pollutants in the environment of children.

INHOUD

Doel van de studie	III
Samenvatting	IV
Summary	VII
Inhoud	IX
Lijst van afkortingen	XI
Hoofdstuk 1 UFP en andere verkeerspolluenten (WP1.1 literatuur)	1
1.1 <i>Wat is ultrafijn stof?</i>	1
1.1.1 Definitie: ultrafijn en nano	1
1.1.2 Grootteverdeling	1
1.1.3 Voertuigemissies als bron van ultrafijne deeltjes	3
1.1.4 Samenstelling van UFP	4
1.2 <i>Correlaties tussen ultrafijn stof en andere polluenten afkomstig van verkeer</i>	5
1.3 <i>Ruimtelijke en temporele spreiding van ultrafijne deeltjes</i>	8
1.3.1 Ruimtelijke spreiding	8
1.3.2 Temporele spreiding	12
1.3.3 Blootstelling aan ultrafijne deeltjes in transport	13
1.4 <i>Indoor - outdoor</i>	13
Hoofdstuk 2 Inschatten blootstelling aan UFP en andere verkeerspolluenten (WP1.1 literatuur)	15
2.1 <i>Meetmethoden voor UFP en andere belangrijke verkeerspolluenten</i>	15
2.1.1 Het meten van fysische parameters	15
2.1.2 Chemische samenstelling	17
2.1.3 Meettechnieken voor EC, BC	17
2.2 <i>Luchtkwaliteitsmeetnetten om de blootstelling van de bevolking aan UFP in te schatten</i>	18
2.3 <i>Gebruik van persoonlijke samplers voor het inschatten van blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten en UFP</i>	19
2.4 <i>Land use regression (LUR) modellen</i>	21
2.4.1 Definitie	21
2.4.2 Variabelen	22
2.4.3 Validatie LUR	24
2.4.4 Alternatieven voor LUR	24
2.4.5 Voor- en nadelen van LUR	25
2.4.6 Overzicht van LUR-modellen/projecten	26
2.4.7 Recente en toekomstige ontwikkelingen	26
2.5 <i>Mogelijkheden van dispersiemodellen voor het inschatten van verkeersemissies en verkeersgerelateerd UFP in stedelijke omgeving</i>	27
2.5.1 Regionale en stedelijke modellen	28
2.5.2 Lokale en micro schaal modellen	28
2.5.3 Emissiemodellen	30
2.5.4 Modellering ultra fijn stof: huidige stand van zaken	30

2.6	<i>Gebruik van Sensornetwerken voor het inschatten van de blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten en UFP</i>	33
2.6.1	Concept en definities	33
2.6.2	Sensornetwerken en mobiele metingen voor luchtkwaliteit	35
2.6.3	Besluiten	40
2.7	<i>Belangrijkste conclusies (Hoofdstuk 1 en 2)</i>	41
Hoofdstuk 3	gezondheidseffecten van UFP (WP1 literatuur)	43
3.1	<i>Gezondheidseffecten van partikels met speciale focus op UFP en verkeersbronnen</i>	43
3.2	<i>Gezondheidseffecten van 'short burst of exposure' aan verkeersgerelateerde pollutie</i>	45
3.3	<i>Epidemiologische studies over UFP</i>	45
3.4	<i>Epidemiologische betekenis van 'proximity to major roads'</i>	48
Hoofdstuk 4	Biomerkers in verkeersstudies (WP1 literatuur)	61
4.1	<i>Biomerkers van interne blootstelling aan verkeerspolluenten</i>	62
4.2	<i>Biomerkers van respiratoire en/of inflammatoire effecten</i>	63
	Forced Vital Capacity (FVC)	64
4.3	<i>Oxidatieve schade merkers in verkeersstudies</i>	65
4.4	<i>Cardiovasculaire merkers in verkeersstudies</i>	67
4.5	<i>Humane biomonitoringsstudies naar impact van verkeer</i>	69
Hoofdstuk 5	Monetarisering gezondheidseffecten verkeersgerelateerde fijn stof (WP1 literatuur)	75
Hoofdstuk 6	selectie relevante hot spots (WP2)	78
Hoofdstuk 7	uitwerken van een scenario voor verkeersstudie (WP3)	83
7.1	<i>Uitwerking model studieopzet voor UFP metingen rond scholen/verkeerswegen en humane biomonitoring</i>	83
7.1.1	Studieopzet	85
7.1.2	Metten van de verkeerspolluenten	86
7.1.3	Validatie land-use regression model	88
7.1.4	Humane biomonitoring	89
7.1.5	Panelstudie	91
7.1.6	Vragenlijsten	91
7.1.7	Dataverwerking	92
7.1.8	Inschatting budget	92
7.2	<i>Epidemiologische studie naar verkeersimpact op gezondheid</i>	94
Literatuurlijst		96
Bijlage A: Meetmethoden voor het meten van UFP		115
1.1	<i>Overview of available UFP measurement techniques for particle number and size</i>	115
1.1.1	Types of UFP sensors	115
1.1.2	Commercially available UFP sensors	115
1.1.3	Developments of small instruments for mobile monitoring	122

LIJST VAN AFKORTINGEN

Aurora	Air quality modelling in Urban Regions using an Optimal Resolution Approach
BC	Black Carbon
BS	Black Smoke
CPC	Condensatie Particle Counter
CFD	Computational Fluid Dynamics
DC	Diffusion Charging
DMA	Differential Mobility Analyser
DMPS	Differential Mobility Particle Sizer
EAS	Electrical Aerosol Spectrometer
EC	Elementair Koolstof
EUROS	European Operational Smog
IDEA	Intelligent distributed Environmental Assessment
IFDM	Immissie Frequentie Dispersie Model
IMPROVE	Interagency Monitoring of Protected Visual Environments
GIS	Geografisch informatie systeem
HEI	Health Effects Institute
LUR	Land Use regression
MMAD	Mass Median Aerodynamic Diameter
OC	Organisch koolstof
OPC	Optical Particle Counter
OSPM	Operational Street Pollution Model
PEMS	Portable Emissions Measurement Systems
PM	Particulate Matter
POM	Particulate Organic Matter
ROS	Reactive Oxygen Species
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
SOA	Secundair Organisch Aerosol
TC	Total Carbon
TSP	Total Suspended Particulate
UFP	Ultrafine Particles
VOC	Vluchtige Organische Componenten

HOOFDSTUK 1 UFP EN ANDERE VERKEERSPOLLUENTEN (WP1.1 LITERATUUR)

1.1 Wat is ultrafijn stof?

Een recent overzichtartikel van (Morawska, 2008) geeft een overzicht van bestaande kennis van UFP met speciale focus op UFP afkomstig van voertuigemissies.

1.1.1 Definitie: ultrafijn en nano

Ultrafijne deeltjes (UFP : ultrafine Particles) zijn deeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 100 nm. Ze maken deel uit van $PM_{2.5}$ en PM_{10} . Omdat het de kleinste fractie is in het $PM_{2.5}$ mengsel dragen ze wel bij tot het aantal deeltjes maar relatief weinig tot de massa. Figuur 1 geeft een grootteverdeling van deeltjes voor aantal-, oppervlakte- en massaconcentratie. De linkse figuren geven telkens de concentraties (Y-as) op een lineaire schaal en de deeltjesdiameter (X-as) volgens een logaritmische schaal weer, wat het meest gebruikelijk is. De rechtse figuren tonen ook de concentraties volgens een logaritmische schaal. Op de figuren is duidelijk te zien dat het aantal ultrafijne deeltjes veel belangrijker is in de aantalconcentratie dan in de massaconcentratie. De oppervlakteconcentratie ligt daar tussenin.

In sommige publicaties maakt men ook nog onderscheid tussen deeltjes die kleiner zijn dan 50 nm en noemt deze nanodeeltjes. Andere publicaties situeren het onderscheid tussen ultrafijne deeltjes en nanodeeltjes in de aard en bron van hun vorming: ultrafijne deeltjes zijn deeltjes die ongewild gevormd worden in omgevingslucht als bijproduct van verbrandingsprocessen. Nanodeeltjes daarentegen zijn deeltjes die gegenereerd worden in industriële processen. Verder in deze studie worden nanodeeltjes niet beschouwd. We maken hier ook geen onderscheid in deeltjes kleiner dan 50 en 100 nm voor de definitie van UFP.

In de meeste gevallen worden niet enkel aantal deeltjes tot 100 nm gemeten maar tot enkele 100-en nm. Vele toestellen meten deeltjes in een bereik van enkele nm tot 1 μm . (zie verder bij meetmethoden)

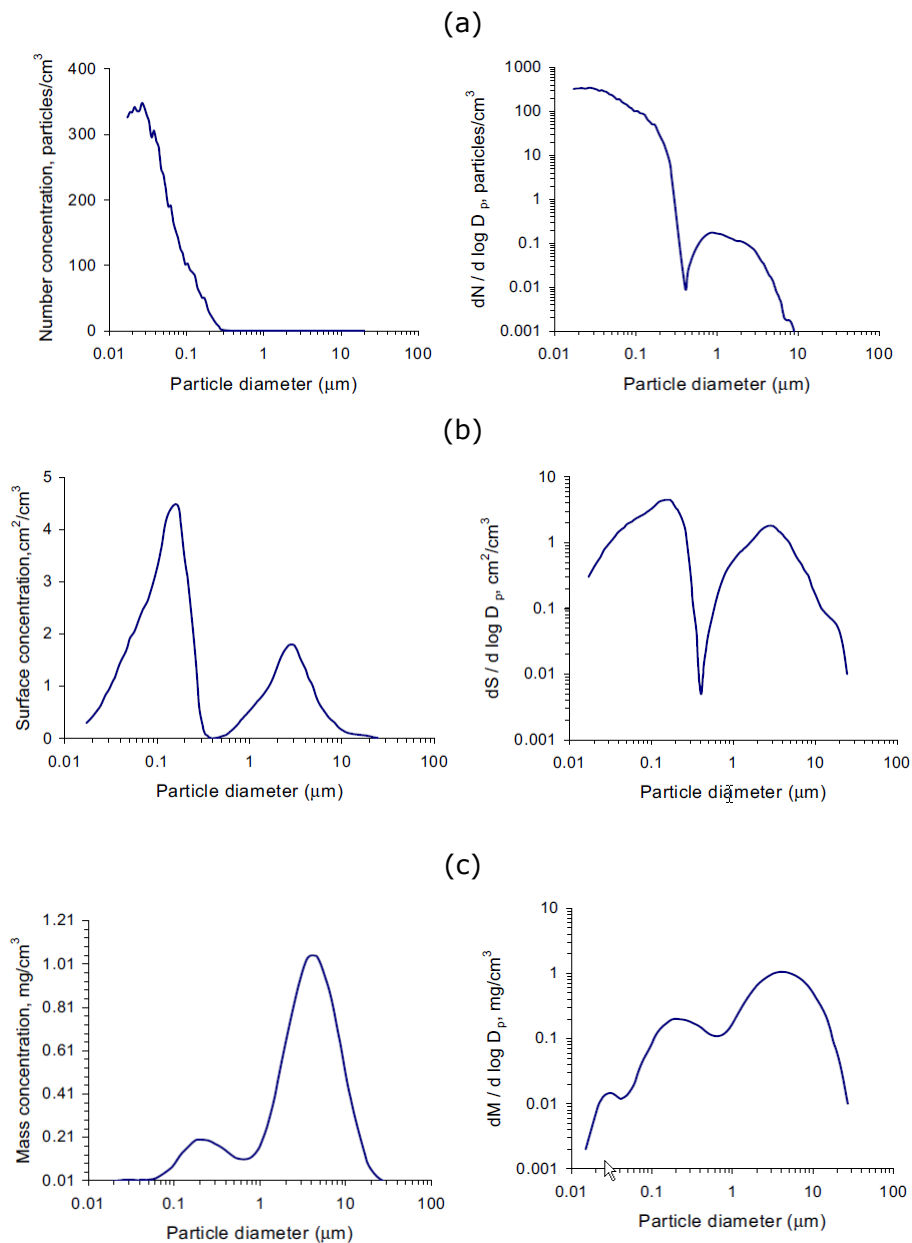
1.1.2 Grootteverdeling

Deeltjes die kleiner zijn dan 2.5 μm worden vaak 'fijn stof' genoemd. Deeltjes groter dan 2.5 μm vormen de grove stoffractie of 'coarse mode'. Deze onderscheiden zich door hun eigen vormings- en verwijderingsmechanismen. Binnen de fijn stoffractie wordt er onderscheid gemaakt tussen *nucleatiemode*, *de Aitken mode*, *de accumulatie mode* (Seinfeld, 2006). De nucleatie mode zijn deeltjes tot 10 nm die uit gassen gevormd worden via condensatie. De Aitken mode zijn deeltjes tussen 10 en 100 nm die gevormd worden uit verbrandingsprocessen. In sommige gevallen worden ze beide onder de nucleatie mode ondergebracht omdat er geen duidelijk afzonderlijke pieken zijn in de grootteverdeling. De accumulatie mode bestaat uit deeltjes van 100 tot 2.5 μm en wordt gevormd door coagulatie van primair gevormde deeltjes en door condensatie van

vluchtige componenten op bestaande deeltjeskernen. Deeltjes in de accumulatie mode hebben een langere atmosferische levensduur in vergelijking met nucleatie deeltjes en coarse particles. De afperking van de verschillende modes wordt niet op dezelfde wijze toegepast in de geraadpleegde literatuurbronnen. Zo spreekt (Hussein, 2005) van een onderverdeling tussen nucleatie (<25 nm), Aitken (25-90 nm) en accumulatie (>90 nm).

Op basis van deze grootteverdeling valt al dadelijk op dat de definitie van ultrafijne deeltjes wat arbitrair gekozen is. Het valt namelijk niet helemaal samen met een bepaalde mode. Globaal gezien zijn het de deeltjes uit de nucleatie en Aitken mode.

Er dient ook opgemerkt te worden dat de grootteverdeling niet altijd gelijk is. Zowel bronnen als meteorologische condities kunnen hierop een invloed hebben. (Pakkanen et al.,2001) (Stanier, 2004).



Figuur 1: Grootteverdeling volgens (a) aantal deeltjes, (b) oppervlakte en (c) massa concentratie weergegeven op een lineaire Y-as (links en een logaritmische Y-as (rechts) Uit (Morawska et al , 2004)

1.1.3 Voertuigemissies als bron van ultrafijne deeltjes

Deeltjes van voertuigemissies kunnen in functie van hun vorming onderverdeeld worden in primaire en secundaire deeltjes. (Morawska, 2008)

Primaire deeltjes worden in de motor of uitlaat gevormd en zijn hoofdzakelijk sub-micrometer agglomeraten van vast koolstofhoudend materiaal in de range 30 – 500 nm en bevinden zich hoofdzakelijk in de *accumulatie mode*. Ze bevatten ook metaalassen en geadsorbeerd gecondenseerde koolwaterstoffen en zwavelcomponenten. *In de nieuwe EU5 standaard voor personenwagens is een limietwaarde voor aantal vaste deeltjes toegevoegd. Deze bedraagt 6×10^{11} deeltjes/cm³.*

Secundaire deeltjes worden gevormd wanneer warme uitlaatgassen in de omgeving terecht komen, er afkoelen en condenseren tot een groot aantal zeer kleine deeltjes. Deze secundaire deeltjes zijn vluchtig en bestaan hoofdzakelijk uit koolwaterstoffen en gehydrateerd zwavelzuur. Deze deeltjes zijn meestal kleiner dan 30 nm en vormen de *nucleation mode*. Metingen op een dieseltruck tonen aan dat lage omgevingstemperatuur en hoge relatieve vochtigheid de vorming van secundaire deeltjes bevorderen. (Ronkko, 2006)(Kittelson, 2002) Verder is ook de aanwezigheid van vaste deeltjes bepalend voor de vorming van nucleatie; indien weinig vaste deeltjes aanwezig zijn zullen vluchtige componenten eerder tot homogene nucleatie leiden (en bijgevolg tot een groot aantal deeltjes) waar deze componenten anders voor een deel aan de vaste kernen zullen adsorberen. Conclusie is dat de nucleatie mode veel onstabiel en meer onvoorspelbaar is dan de accumulatie mode.

Wegverkeer wordt beschouwd als één van de belangrijkste bronnen van UFP. PM geëmitteerd door voertuigen komt hoofdzakelijk voor in de PM1 fractie (diameter < 1 µm) met een gemiddelde massadiameter tussen 100 en 200 nm (Kleeman et al. (2000), Robert et al. (2007 (a) en (b)) en een gemiddelde aantal diameter rond 20 nm (Janhall et al. (2004) Kittelson et al. (2004)).

EC

EC staat voor Elemental carbon of elementair koolstof. Koolstofhoudende deeltjes in de atmosfeer worden onderverdeeld in grafitic of black carbon (soms ook Elementair koolstof genoemd) en organisch materiaal (J. H. Seinfeld, 2006). Organisch materiaal in aerosolen kan zowel rechtstreeks worden uitgestoten als secundair gevormd via atmosferische reacties uit gasvormige organische precursoren. EC daarentegen kan enkel gevormd worden via verbrandingsprocessen en is daarom altijd primair. In atmosfeerchemie refereert de term EC naar koolstofhoudend materiaal dat niet vervluchtigt onder een bepaalde temperatuur (meestal 550 °C). EC zit deels in UFP en deels in grotere fractie (zie verder).

De term roet (eng: soot) wordt ook gebruikt om te verwijzen naar lichtabsorberend koolstofhoudend materiaal. Een veel gebruikte term voor koolstofhoudend aerosol met lichtabsorberende eigenschappen is black carbon (Seinfeld, 2006). Het onderscheid EC versus BC is voornamelijk een meettechnisch verhaal. De meting van EC (onderscheid tussen OC (organic carbon) en EC (elemental carbon)) is gebaseerd op het meten van

koolstofhoudend aerosol op basis van vluchtigheid van het materiaal. BC daarentegen meet koolstofhoudend aerosol op basis van de lichtabsorberende eigenschappen.

1.1.4 Samenstelling van UFP

Er zijn nog maar weinig studies die de samenstelling van UFP specifiek hebben onderzocht (Morawska, 2008). Daarbij komt dat de verschillende studies zich allemaal richten op andere componenten.

Hieronder zijn een paar bevindingen uit Morawsky (2008) samengevat. Voertuigen zijn een bron van NO_x en (in mindere mate) SO₂. Transformaties van stikstofoxiden, zwaveloxiden en ammoniak in de buurt van verkeer kunnen er ook aanleiding geven tot de vorming van secundaire aërosolen (ammoniumnitraat, ammoniumsulfaat).

Kuhn et al. , 2005 onderzochten de vluchtigheid van UFP op twee verschillende afstanden van een snelweg (op 15 en 40 m) en vergeleken er de binnen en buitenconcentraties. Ze vonden dat UFP gemeten binnen minder vluchtig is dan buiten. Dit wijst erop dat deeltjes transformatieprocessen ondergaan wanneer ze van buiten naar binnen gaan. Ook is UFP dicht bij de weg vluchtiger dan op grotere afstand. Hun resultaten wijzen erop dat deeltjes met een diameter van 90 en 45 nm waarschijnlijk een vaste kern hebben (de experimenten werden uitgevoerd tot een temperatuur van 130°C). Terwijl deeltjes die kleiner zijn (18 en 27 nm) uit vluchtige fractie bestaan.

Sardar et al. (2005) onderzochten de chemische samenstelling van UFP (10 – 180 nm) op stedelijke en landelijke locaties in Los Angeles (aan de hand van een NanoMOUDI). Merk op dat UFP hier beschouwd wordt als deeltjes kleiner dan 180 nm (a.d.) De samenstelling was 32 – 69% voor OC, 1-34% voor EC en 0-24% voor sulfaat en 0-4% voor nitraat. In de zomer werd een aparte mode gevonden in de range 18 – 56 nm, wat waarschijnlijk wijst op secundaire vorming van organisch aerosol. EC concentraties zijn hoger in winter dan in de zomer. Nitraat was voornamelijk aanwezig in de accumulatie mode en bijna niet aanwezig in de UF mode. Sulfaat werd enkel gemeten boven 56 nm en had een groter aandeel in massa in de accumulatie mode in vergelijking met de UF mode in herfst en winter. Er werd wel een hoger aandeel in zomer waargenomen voor beide modi. De afwezigheid van sulfaat is mogelijk te wijten aan de vorming van sulfaatdeeltjes op bestaande deeltjesoppervlakken of door vloeistoffase reacties van sulfaat. De massaconcentratie van het hier gedefinieerde UFP (als < 180 nm) bedroeg tussen 0.86 en 3.5 µg m⁻³. De hoogste massaconcentratie werd gevonden op de locatie het dichtst bij de snelweg. Daar werden ook de hoogste EC concentraties waargenomen.

Cass et al. (2000) vonden een vergelijkbare samenstelling van UFP met 32-67%OC, 3.5 – 17.5% EC, 1-18% sulfaat en 0-19%nitraat.

Kim et al. daarentegen vonden een bijdrage van OC en EC van 35%, sulfaat van 33% en nitraat en ammonium van 6 en 14%. Deze toonden ook aan dat er een grotere bijdrage in massa van OC in de UF mode zit in vergelijking met de accumulatie mode.

Pakkanen et al. (2001) onderzochten de elementaire samenstelling van UFP en fijn stof in stedelijk en landelijk gebied. De UFP massa bedroeg 0.5 µg m⁻³ en was vergelijkbaar voor beide sites. Ze bepaalden het aandeel ionen en metalen maar onderzochten niet rechtstreeks de koolstoffractie. Hoewel niet rechtstreeks geanalyseerd, schatten ze een aandeel van 10% voor water en 70% koolstofhoudend materiaal. De Aitken mode bleek een goede indicator voor lokale bronnen. De belangrijkste componenten waren sulfaat, ammonium, nitraat en Ca-ionen. Het is echter niet evident deze resultaten te extrapoleren naar andere stedelijke locaties.

Pratt et al. (2009) onderzochten de vluchtigheid, de grootteverdeling en de chemische samenstelling van stedelijk aerosol. Ze onderzochten met een ATOFMS (Aerosol time-of-flight aerosol massaspectrometer) de individuele deeltjessamenstelling. EC deeltjes vertegenwoordigden 17% in aantal van de 103 – 153 nm. Bij grotere deeltjesfracties was het aandeel EC kleiner.

In de studie van (Tang, 2004) werd de samenstelling van $PM_{2.5}$ onderzocht op verschillende sites in de buurt van Pittsburgh (zowel landelijke als stedelijke omgeving). Hieruit bleek dat de belangrijkste componenten OC (organisch koolstof), sulfaat en ammonium zijn. Deze componenten volgen dezelfde trend als de $PM_{2.5}$ massa en vertonen vergelijkbare concentraties op de verschillende meetlocaties. Minder belangrijke (in massa) zijn de componenten nitraat en EC (elementair koolstof), die geen correlatie vertonen met de massa. Voor deze laatste componenten werd de grootste variatie gemeten tussen de sites. De bijdrage van sulfaat is kleiner in de winter (secundair aerosol) terwijl deze van OC en nitraat groter is.

Ook de Chemkar studie (Vercauteren et al. 2010) geeft aan dat EC de grootste variatie vertoont tussen de verschillende type meetlocaties en de grootste EC bijdrage wordt gemeten op een plaats met veel verkeer (Borgerhout). Een Nederlandse studie (BOP programma) waarin onder andere het aandeel EC en OC werd onderzocht op een aantal meetlocaties kwam tot het volgende resultaat: de totale hoeveelheid koolstofhoudend materiaal bedroeg $5 \mu\text{g m}^{-3}$ op regionale sites en $7.5 \mu\text{g m}^{-3}$ op straatstations. De toename op de straatstations in vergelijking met regionale stations wordt bijna volledig toegeschreven aan EC. (ten Brink et al., 2009)

Cabada et al. (2004) onderzochten de samenstelling van UFP en $PM_{2.5}$. We moeten vooraf wel opmerken dat de meetlocatie gelegen is op 6 km van Pittsburgh. De massa UFP bedroeg $0.6 \mu\text{g m}^{-3}$: waarbij het slechts 5% van de deeltjesmassa vertegenwoordigt maar 90% van de deeltjesaantalconcentratie. De deeltjesaantalconcentratie bedroeg gemiddeld $22,000 \text{ cm}^{-3}$. In de zomer bestond UFP (56 – 100 nm) voor 50% uit koolstofhoudend materiaal (organisch materiaal en elementair koolstof). In de winter was dit respectievelijk 70 en 30%. De reden voor de seizoensverschuiving is vermoedelijk te wijten aan meer fotochemische vorming van sulfaten en een toename aan houtverbranding en organische bijdrage van verkeersemisies.

Organisch koolstof en elementair koolstof komen voor in een brede grootteverdeling met een geometrische gemiddelde diameter van 250 - 300 nm.

Zhu et al. (2010) onderzochten de samenstelling van $PM_{2.5}$ en UFP in een tunnel. Ze gebruikten de TOT methode voor de analyse van EC en OC. De gemiddelde OC en EC concentratie bedroegen respectievelijk $23.9 \pm 8.7 \mu\text{g m}^{-3}$ en $18.9 \pm 5.4 \mu\text{g m}^{-3}$ in de $PM_{2.5}$ fractie en respectievelijk $7.0 \pm 3.6 \mu\text{g m}^{-3}$ en $4.7 \pm 2.7 \mu\text{g m}^{-3}$ in de UFP fractie ($PM_{0.1}$). Dit betekent dat ongeveer 40% van EC in de UFP fractie zit. Het betreft voornamelijk roet.

1.2 Correlaties tussen ultrafijn stof en andere polluenten afkomstig van verkeer

Deeltjesparameters

In de paper van Cyrus wordt een vergelijking gemaakt tussen verschillende verkeersgerelateerde deeltjesparameters (EC, $PM_{2.5}$ en absorptie). De data werden verzameld in het kader van de TRAPCA studie (Traffic related air pollution on Childhood Asthma) waarin data werd verzameld in Duitsland, Nederland en Zweden. (Cyrus, 2003) Ook Roemer stelt dat het meten van enkel PM_{10} massaconcentratie, de blootstelling aan verkeerspolluenten onderschat (Roemer, 2001). Pentinnen et al. (2000) vonden ook een

goede correlatie tussen de absorptiecoëfficiënt gemeten op TSP filters en BC, BS coëfficiënt en ook gasvormige polluenten. De correlatie van de gasvormige polluenten NO, NO₂ en CO was beter met TSP absorptie dan met de massa.

Stanier et al. (2004) stelden vast dat er geen correlatie was tussen aantal deeltjes (3-500 nm) en massaconcentratie van PM_{2.5} (µg m⁻³). Er was eerder een negatieve trend : de hoogste concentraties in aantal deeltjes werden waargenomen bij lage massaconcentraties. In de ULTRA studie (Ruuskanen, 2001) werd een slechte correlatie gevonden tussen PM_{2.5} en ultrafijne deeltjes (10-100 nm). De correlatie was beter voor accumulatie mode (100 – 500 nm).

Hagler et al. (2009) vonden eveneens een slechte correlatie tussen UFP enerzijds en PM_{2.5} en PM₁₀ massaconcentratie anderzijds. De correlaties met gasvormige polluenten was beter (zie verder).

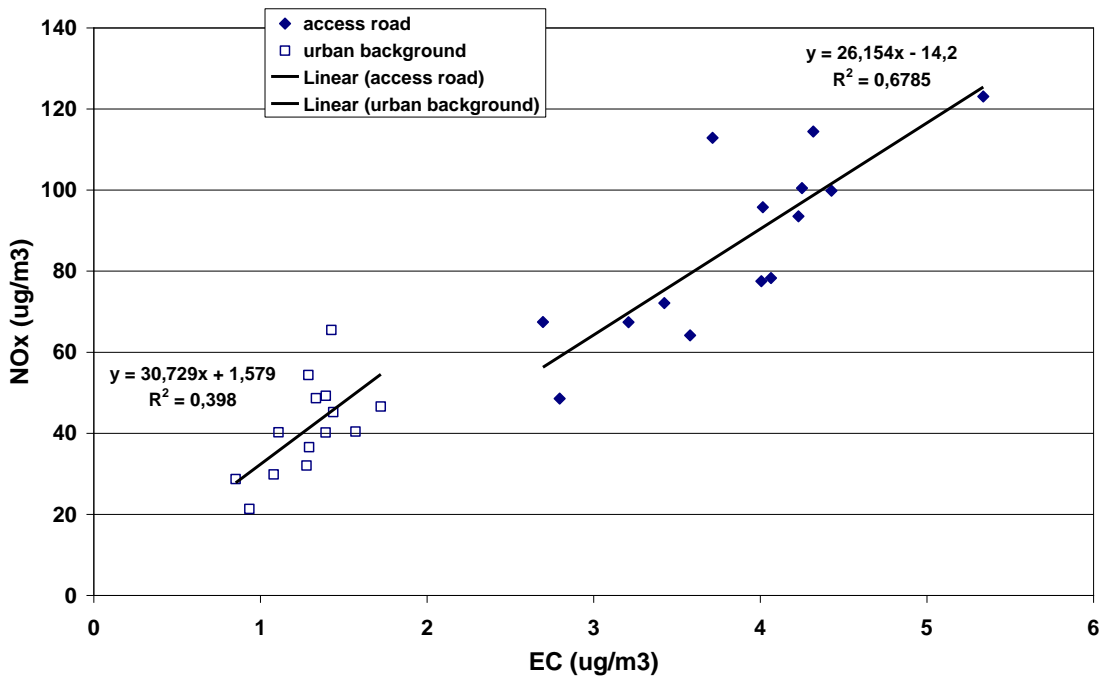
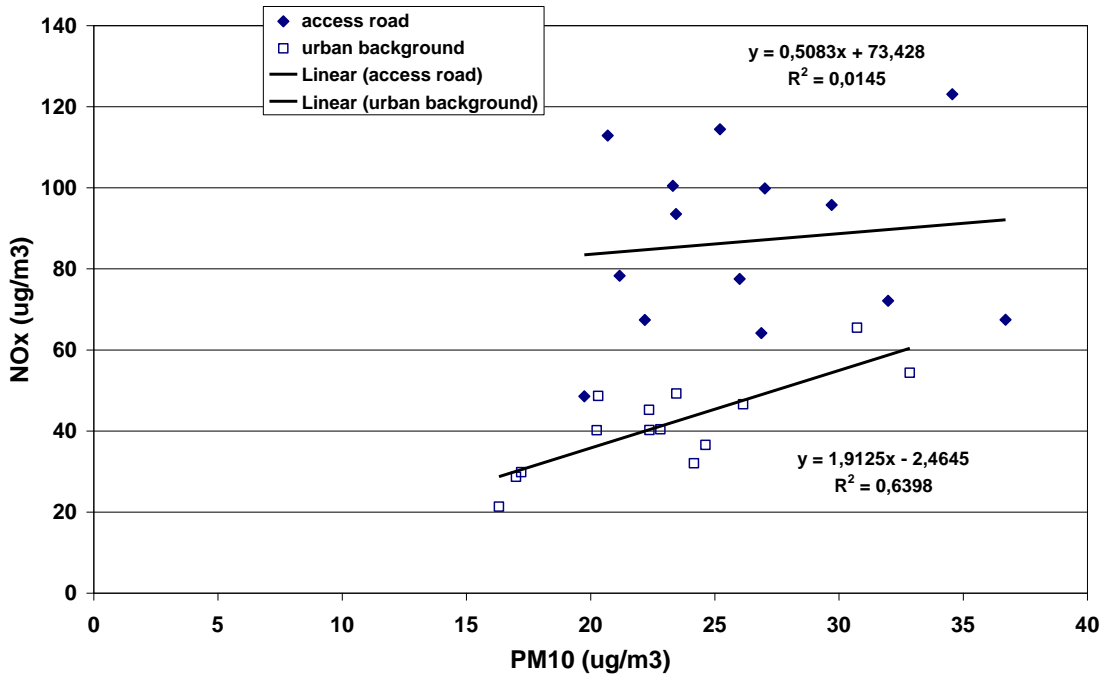
UFP en gasvormige polluenten

Correlaties tussen CO en NO_x in stedelijke omgeving waar wegtransport de dominante bron is, zijn reeds uitgebreid gerapporteerd in de literatuur. Over correlaties tussen de gasvormige polluenten en UFP zijn veel minder studies beschikbaar. Wanneer correlaties gevonden worden zijn deze vaak zeer locatie-afhankelijk (afstand tot de bronstedelijk of landelijke omgeving) en tijdsgebonden (uur, dag, seizoen). We moeten ook opmerken dat het wagenpark voor personenwagens verschillend is in verschillende landen. Zo is het grote aandeel dieselwagens in andere landen veel minder en zijn bijgevolg correlaties uit de literatuur niet noodzakelijk extrapoleerbaar naar Vlaanderen.

Hagler et al. (2009) onderzochten de correlatie tussen aantal deeltjes (20 – 1000 nm) en ander verkeersgerelateerde polluenten (NO_x, CO, PM_{2.5}, PM₁₀, benzeen, en toluen). Een goede correlatie werd gevonden voor UFP met NO en CO ($r^2 > 0.70$), en minder met NO₂ ($r^2 = 0.34$). De sterke UFP-NO correlatie kwam goed overeen met eerdere bevindingen van Janhall et al. (2004). Ook Thoma et al. vonden dat NO een veel betere indicator is voor verkeer dan NO₂. De correlaties van UFP met black carbon, benzeen, and toluen waren respectievelijk 0.65, 0.76, and 0.49.

Sardar et al. (2005) vonden goede correlaties tussen aantal deeltjesconcentratie en CO en NO_x. Zij vonden bovendien ook correlaties tussen ozon en UFP in de zomer wat wijst op fotochemische vorming van UFP (zie eerder). Ze vonden ook verschillende correlaties tussen gasvormige polluenten en verschillende deeltjesgrootte ranges waarbij deze <100 nm de beste correlaties gaven met de gasvormige polluenten.

In een studie in Antwerpen (uitgevoerd door VITO in opdracht van de stad Antwerpen, (Van Poppel et al. , 2009)) werd vastgesteld dat de daggemiddelde EC concentraties een betere correlatie vertoonden met NO_x dan de massaconcentraties PM₁₀. Op een locatie met veel verkeer (en bijgevolg veel lokale bijdrage aan NO_x en EC) is het verschil met PM₁₀ massa het duidelijkst. (zie Figuur 2)



Figuur 2: Vergelijking tussen correlatie van NOx met PM₁₀ enerzijds en EC anderzijds in Antwerpen

1.3 Ruimtelijke en temporele spreiding van ultrafijne deeltjes

1.3.1 Ruimtelijke spreiding

→ *Internationale literatuur*

Een overzicht van recente literatuur wordt hierna samengevat weergegeven (Morawska, 2008).

Studies hebben aangetoond dat er een UFP concentraties een sterke spatiale gradiënt vertonen waarbij de concentraties exponentieel afnemen in functie van de afstand tot een drukke weg (Hitchkins (2000), Zhu (2002) (a) en (b), Beckerman (2007), Pohjola (2007)). Dit suggereert dat wegverkeer de dominante bron is van UFP en dat verkeer de concentraties in de nabije omgeving van de weg sterk beïnvloedt.

Hoewel correlaties tussen UFP en gasvormige polluenten zijn aangetoond in een aantal studies, betekent dit niet dat ze een identiek profiel vertonen in functie van de afstand tot de weg. UFP concentraties kunnen beïnvloed worden door deeltjes-specifieke processen zoals coagulatie en condensatie.

Onderzoek van Beckerman et al. (2008) in de buurt van een snelweg toonde aan dat de concentratiegradiënt een verschillend profiel vertoont windopwaarts in vergelijking tot windafwaarts van de weg. Windopwaarts daalden de concentraties tot achtergrondwaarden binnen 200 m van de weg (voor deeltjes binnen 100 m). Windafwaarts werden achtergrondwaarden pas bereikt over 300 – 500 m. Deze waarnemingen komen overeen met de meta-analyse van Zhou en Levy (2007). In andere studies spreekt men van afstanden tot 1300 m voor NO₂ (Gilbert et al., 2003) of 800 m voor UFP (Reponen et al., 2003). Deze geleidelijke afname aan de windafwaartse zijde van de weg toont het belang aan van meteo in de bepaling van de blootstelling in de buurt van bronnen.

Beckerman et al. (2008) vonden een goede correlatie tussen NO₂ en UFP en BC maar niet met de PM_{2.5} massaconcentratie. De correlaties tussen VOC's en NO₂ waren variabel. Ze besluiten dat de variatie van verkeersgerelateerde polluenten in de buurt van een snelweg goed gekarakteriseerd wordt door passieve NO₂ samplers maar dat er mogelijk een onderschatting is van UFP (waarvoor een grotere variatie werd gemeten). De correlaties zijn ook steeds plaatsspecifiek.

Kittelson (2004) toonde aan dat de concentratie aan CO₂, aantal deeltjes en NO_x afnam met toenemende afstand tot de snelweg. NO_x concentraties daalden met de helft van 10 m naar 700 m van de snelweg, terwijl de CO₂ concentraties daalden met bijna 5%. Aantal deeltjes verminderden met meer dan 70 %.

Door Hussein werd UFP gemeten in het stedelijke en voorstedelijk gebied van Helsinki (Hussein et al., 2005). Verkeersemissies worden gezien als een van de belangrijkste bronnen van UFP. In afwezigheid van directe verkeersemissies is de temporele variatie van het aantal deeltjes en de grootteverdeling gelijklopend in het ganse stedelijk gebied (stedelijke achtergrond). Het totaal aantal deeltjes is groter in het stedelijke centrum met veel verkeer (met uurgemiddelde waarden tot 140,000 cm⁻³, waarvan meer dan 90% UFP is). In het algemeen is 70-80% van het sub-µm range UFP in het voorstedelijk gebied. In de buurt van een snelweg in het voorstedelijk gebied is de gemiddelde geometrische diameter (van de sub-µm range) kleiner en het aantal deeltjes groter wanneer de wind vanuit de richting van de snelweg komt. Uurgemiddelde concentraties tot >60,000 deeltjes cm⁻³ (waarvan meer dan 60% nucleatie deeltjes (<25 nm)) werden gemeten wanneer de meetlocatie zich windafwaarts van de weg bevindt,

Weber (2009) vond een daling van 50% van het aantal deeltjes op een afstand van 50 m van een weg (met gemiddeld 44 000 voertuigen per dag).

- Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Factoren die de verspreiding en verdunning van ultrafijne deeltjes bepalen worden besproken in (Morawska, 2008). De belangrijkste zijn: windsnelheid, neerslag, relatieve vochtigheid en temperatuur. Ook de overheersende windrichting is belangrijk.

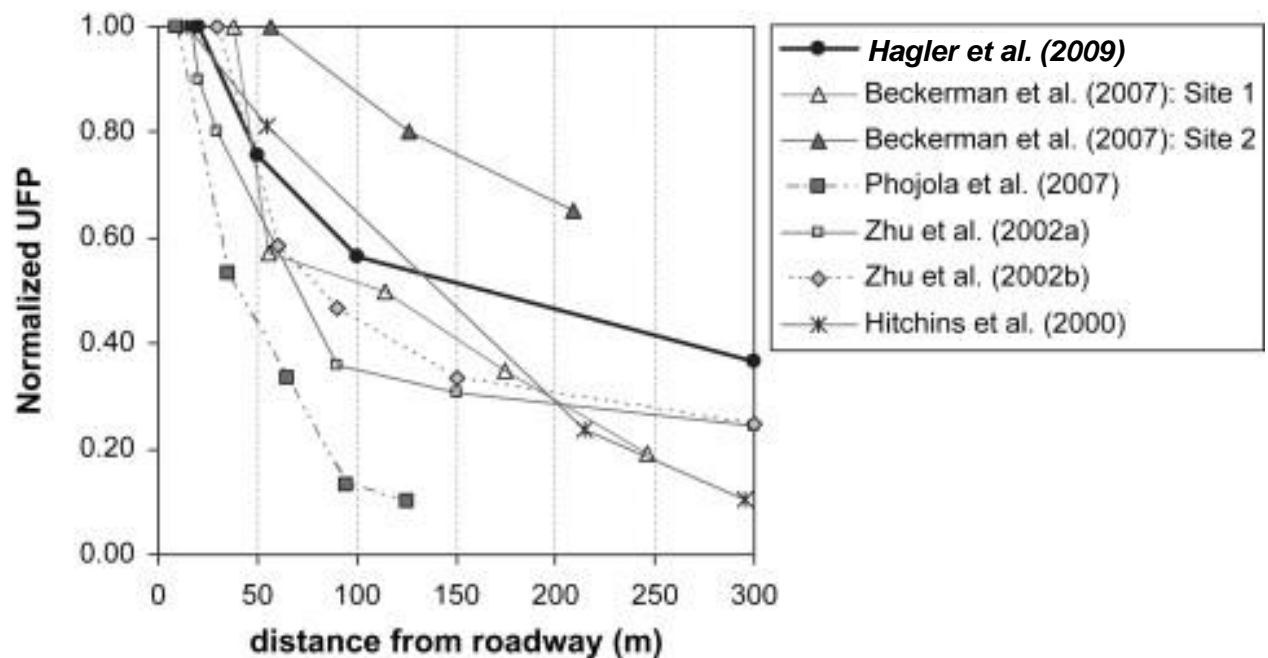
Windsnelheid beïnvloedt de verspreiding en verdunning maar anderzijds ook de resuspensie (van belang voor grotere deeltjes). Verschillende studies tonen aan dat UFP concentraties dalen met toenemende windsnelheid, terwijl de functie voor grotere deeltjes eerder een U-vorm vertoont. (Morawska, 2008 en referenties hierin). Ook temperatuursinversie heeft een belangrijke impact in de concentratie en verdunning van deeltjes (en andere verkeerspolluenten) (Hu et al., 2009)

In Nederland werd het effect van een snelheidsvermindering op een snelweg onderzocht. (Dijkema et al., 2008) De bijdrage van de snelweg op de luchtkwaliteit in de onmiddellijke omgeving werd berekend aan de hand van 2 straatstations (gelegen op 6.7 m en 8 m van de rand van de weg) en 3 stedelijke achtergrondstations.

De berekende bijdrage van de snelweg bedroeg $8.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor PM_{10} en 64.0 ppb voor NO_x . Dit station was onmiddellijk omgeven door hoge gebouwen. Voor een ander station, gelegen op een meer open locatie, bedroeg de bijdrage van de snelweg respectievelijk $3.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor PM_{10} en 44 ppb voor NO_x .

- Functie van afstand tot de weg

In een Amerikaanse studie (Hagler et al., 2009) werd de invloed van de weg in functie van de afstand onderzocht. Hierbij werd UFP gemeten in functie van de afstand tot de weg. Windafwaarts lag de UFP concentratie (aantal deeltjes/ cm^3) 5 keer hoger dan windopwaarts van de weg. De eerste 100 meter nam de UFP concentratie gemiddeld met 8% af per 10 m. Deze afname ligt in lijn met resultaten (5-12% afname per 10 m) uit andere studies. Figuur 1: Grootteverdeling volgens (a) aantal deeltjes, (b) oppervlakte en (c) massa concentratie weergegeven op een lineaire Y-as (links) en een logaritmische Y-as (rechts) Uit (Morawska et al., 2004) Figuur 3 geeft de resultaten uit de genoemde studie in vergelijking met enkele andere studies. De studie vond ook een goede correlatie tussen UFP en NO , black carbon en CO (op 20 m van de weg). De studie besluit dat verkeer hoofdzakelijk bijdraagt tot regionale achtergrondconcentraties van PM_{10} en $\text{PM}_{2.5}$ en dat de lokale impact van verkeer eerder te zien is in de ultrafijne fractie.



Figuur 3: UFP concentraties (genormaliseerd) in functie van de afstand tot de weg volgens verschillende studies (Hagler et al., 2009)

Durant (2010) onderzocht de korte-termijn ruimtelijke spreiding van verkeerspolluenten tot op 200-400 m van een snelweg (>150,000 voertuigen per dag). Een mobiel meetplatform werd gebruikt om fijn stof en UFP te meten, alsook de samenstelling van de deeltjes en gasvormige componenten (CO_2 , NO , NO_2 en ozon) te meten. Ze vonden een snelle verandering in concentraties bij veranderende verkeersintensiteit, windsnelheid en menglaaghoogte. De hoogste concentraties aantal deeltjes werd waargenomen tussen 6 en 8 u 's morgens (voor zonsopgang bij een lagere windsnelheid). De concentraties waren het hoogst het dichtst bij de weg (op 34 m) en daalden met een factor 2 op 100 - 250 m. Verder dan 250 m werd geen gradiënt meer vastgesteld en bedroeg de concentratie $30,000 \text{ cm}^{-3}$. Na 9u waren de concentraties het dichtst bij de weg een factor 2-3 lager in vergelijking met piekuren. Windopwaarts van de snelweg werden concentraties gemeten die 40 % lager waren dan windafwaarts. Hogere concentraties werden gemeten voor zonsopgang ten opzichte van na zonsopgang. Hetzelfde werd waargenomen door Hu et al. (2009). (zie verder) De profielen gemeten voor CO_2 en NO_x windafwaarts van de weg vertoonden dezelfde ruimtelijke en temporele spreiding. Spatiale en temporele variaties zijn het grootste voor NO en PNC (particle number concentrations). De grootteverdeling (in de 6-225nm range) veranderde niet wezenlijk in functie van de afstand tot de weg.

De resultaten van Durant geven aan dat korte-termijn variaties (vb. uurlijkse waarden) en de gradiënt van verkeerspolluenten moeten gemeten worden om de blootstelling van mensen in de buurt van een snelweg (aan polluenten afkomstig van verkeer) beter in kaart te brengen.

Hu et al. (2009) bestudeerden de invloed van afstand tot een snelweg op de concentratie van verkeerspolluenten. De studie werd uitgevoerd bij verschillende seizoenen tijdens zogenaamde 'pre sunrise hours' (voor zonsopgang). Zij vonden verhoogde UFP concentraties (tot $1 \mu\text{m}$) tot op 2 km windafwaarts van de snelweg. Tot op 1200 m werden concentraties van $40,000$ deeltjes cm^{-3} gemeten (winter). De concentraties namen minder snel af in functie van de afstand tot de weg in vergelijking met eerdere metingen uitgevoerd na zonsopgang. De auteurs vonden eenzelfde relatief profiel voor

UFP in winter en zomer. De absolute waarden voor de UFP concentraties waren hoger in de winter, te wijten aan de hogere verkeersvolumes.

NO en PM-gebonden PAH vertoonden een gelijkaardig profiel. Het belangrijke "lange-afstand" effect werd toegeschreven aan T inversie, lage windsnelheid en hoge relatieve vochtigheid. Goede correlaties werden gevonden tussen verkeersintensiteit op de snelweg en NO en UFP concentraties gemeten op 950 m. Op de windafwaartse locaties tot op 1200 m wordt een 2-4 maal hogere concentratie aan deeltjes <40 nm gemeten in vergelijking met de windopwaartse locatie. De grootteverdeling vertoonde twee pieken (9-12 nm en 16-12 nm) voor windafwaartse locaties dichtbij en een bijkomende piek (28-35 nm) bij windafwaartse afstanden verderaf en windopwaartse afstand. Bij zeer grote afstanden aan beide kanten van de snelweg werd een dominante piek op 30-60 nm waargenomen. De resultaten van deze studie betekenen dat er verhoogde concentraties zijn in de buurt van snelwegen tijdens ochtenduren, dit heeft belangrijke impact op de blootstelling van mensen.

Birmili et al. (2008) onderzochten de UFP concentraties in de buurt van een snelweg (met 180000 voertuigen per dag). De gemiddelde aantalconcentraties bedroegen vlak naast de weg 28,000 deeltjes/cm³. (met een range van 1200 tot 168000) op een afstand van 80 en 400 meter van de weg waren de concentraties gedaald tot respectievelijk gemiddeld 11 000 en 9000 deeltjes/cm³ (of tot 40% en 30 % van de concentratie naast de weg).

- Belangrijke aspecten wat betreft ruimtelijke spreiding in stedelijke omgeving

Concentraties van verkeersgerelateerde polluenten in een stedelijke omgeving zullen hoofdzakelijk beïnvloed worden door de aanwezigheid van verkeer (volume, samenstelling) en afstand tot de weg (zie hierboven). Daarnaast zullen een aantal andere factoren de concentratie beïnvloeden. In de eerste plaats de geometrie van de weg (streetcanyon, breedte en oriëntatie). Een andere factor is de doorstroming van verkeer en het rijgedrag (vb. verkeerslichten). Ook meteorologische condities zullen de ruimtelijke spreiding beïnvloeden : vb accumulatie van polluenten bij T-inversie. Bij T inversie zijn de bovenste luchtlagen kouder waardoor er een slechte menging is. Hierdoor blijft de pollutie die plaatselijk wordt uitgestoten hangen, met hoge concentraties tot gevolg. Bij streetcanyons zal ook de overheersende windrichting ('above rooftop') de dispersiekaracteristieken en concentraties beïnvloeden (Tomlin et al. 2009).

→ **Metingen van verkeerspolluenten in de buurt van verkeerswegen in Vlaanderen**

- Metingen in de buurt van de E19 in Rumst (VMM, 2010)

In 2008-2009 werden door VMM metingen uitgevoerd in de buurt van de E19 in Rumst. Hierbij werden op 34 m, 124 m en 212 m ten O van de weg en op 17 m ten W van de weg metingen van PM₁₀, PM_{2,5} uitgevoerd. Daarnaast werd ook met passieve samplers NO₂, NH₃ en VOC's gemeten. Continue metingen van gasvormige polluenten (NO_x, CO en SO₂ werden enkel gemeten aan de oostzijde van de weg. Wanneer de wind vanuit de richting van de snelweg kwam werden er hogere waarden gemeten voor NO₂, NO, CO en in mindere mate voor SO₂. Het verschil in concentratie gemeten langs beide kanten van de weg was groter voor NO dan voor NO₂. Voor PM₁₀ werd er een hogere waarde gemeten wanneer de wind over de snelweg kwam en de toename was het grootst wanneer de wind in de richting van het punt op 17 m (het dichtst bij de weg) waait.

Uit deze studie kunnen we besluiten dat NO (op basis van de parameters die in deze studie gemeten werden) een van de meest relevante parameters is om de aanwezigheid van verkeer te meten.

1.3.2 Temporele spreiding

→ *Spreiding over de dag en de week*

Dagprofielen van het aantal deeltjes variëren tussen 2 extremen (Stanier, 2004)

- Beïnvloed door de meteorologische condities voor sites zonder lokale bronnen van deeltjes of nucleatie
- Sterk beïnvloed door lokale bronnen zoals verkeer of nucleatie

Een sterk dagprofiel in deeltjesconcentratie in stedelijke omgeving werd gerapporteerd in meerdere studies. (Morawska (2008 en ref daarin; Ruuskanen (2001); Stanier (2004); Hussein et al. (2004)) Het dagprofiel volgde meestal sterk de variatie in verkeersintensiteit, waarbij de hoogste concentraties gemeten werden op weekdays tijdens piekuren. Het zijn voornamelijk de aantalconcentraties in de nucleatie mode en Aitken mode die deze trend volgen. In de accumulatie mode zijn er veel minder deeltjes. Dit wijst erop dat uitlaat van verkeer een voorname bron is van UFP maar niet zo sterk bijdraagt tot $PM_{2.5}$. (Morawska (2008); Hussein (2005)). Stanier et al. (2004) toonden aan dat de aantalconcentraties een sterk dagprofiel vertoonden maar deze niet sterk wijzigen over de seizoenen. De oppervlakte en volumedistributie vertonen een meer uitgesproken seizoenstrend met hogere waarden in de zomer dan in de winter, te wijten aan de typische zomerpiek in de massaconcentratie in deze regio.

In de ULTRA studie (Exposure and risk assessment for fine and ultrafine particles in ambient air) (Ruuskanen, 2001)) werden metingen uitgevoerd in 3 Europese steden (in Nederland, Duitsland en Finland). Het aantal ultrafijne deeltjes was zeer vergelijkbaar in de verschillende steden, daarentegen verschillen de $PM_{2.5}$ concentraties wel. Overal werd een verschil in aantalconcentratie UFP tussen weekdays en weekenddagen vastgesteld. Geen statistisch verschil werd waargenomen tussen de week- en weekendconcentraties voor $PM_{2.5}$ de zwarting op de filters en voor de grove stof fractie (100 – 500 nm).

→ *Seizoenstrends*

Er zijn verschillende effecten die bijdragen tot seizoensverschillen van aantal deeltjes.

Hogere deeltjesconcentraties zijn een gevolg van:

- Verlaging van de menglaaghoogte en meer stabiele luchtlagen in de winter
- Een verlaging van de temperatuur in de winter met tot gevolg meer nucleatie-events van uitlaatgassen, voornamelijk tijdens ochtendspits
- Toename in fotochemische vorming van deeltjes

Lagere concentraties worden veroorzaakt door:

- Lagere verkeersintensiteit tijdens de zomerperiode ten gevolge van vakantie

Alle studies die de seizoensverschillen onderzoeken in het noordelijk halfrond vonden een duidelijke seizoenstrend (Morawska en ref hierin (2008)). Terwijl in een studie uitgevoerd in Australië geen seizoenstrend werd vastgesteld. Meestal wordt een hogere concentratie gemeten in de winter, wanneer verschillende effecten die een verhoging veroorzaken samen voorkomen. Toch melden een aantal studies ook een hogere concentratie in de lente of de herfst (Hussein et al., (2004); Laakso et al. (2003)). Er dient opgemerkt dat de gerapporteerde seizoensverschillen niet overal even sterk zijn.

1.3.3 Blootstelling aan ultrafijne deeltjes in transport

Enkele studies hebben de menselijke blootstelling aan UFP onderzocht. Kaur et al. (2006) onderzochten de blootstelling van vrijwilligers die te voet of per bus, taxi of wagen langs 2 drukke wegen (met 83,000 en 18,000 voertuigen per dag) reizen. De vrijwilligers droegen P-tracks (UFP counters) en de studie toonde aan dat de transportmodus een impact heeft op de blootstelling. De gemeten concentraties waren respectievelijk $4.61 - 8.40 - 9.50 - 3.68 - 10.81 \times 10^4 \text{ cm}^{-3}$ voor te voet, fietsen, bus, wagen en taxi. Er werd een sterke variabiliteit vastgesteld in UFP blootstelling, tot een grootteorde boven achtergrondconcentraties, op een tijdschaal van enkele seconden over enkele meters als mensen zich in de vervuilde omgeving bewegen. Dit betekent dat de invloed van tijdspatronen en beweging gemist wordt als gemiddelde resultaten gebruikt worden en bijgevolg kunnen leiden tot een onderschatting van de blootstelling.

Ook Gouriou et al. (2004) vonden dergelijke resultaten. Ze toonden aan dat passagiers in een wagen aan hoge piekconcentraties worden blootgesteld, waarbij de piekconcentraties kunnen oplopen tot 10^6 cm^{-3} . De uurgemiddelde concentraties (waaraan de passagiers worden blootgesteld) worden dan bepaald door de mate waarin deze events zich voordoen en de grootte van de piekconcentratie.

De persoonlijke blootstelling aan EC van mensen die deelnemen aan transport werd onderzocht door Adams et al. (2002). De gemeten EC concentraties bedroegen respectievelijk 11.2, 13.6 en 21.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor respectievelijk fietsers, buspassagiers en autogebruikers. De EC concentraties in de winter lager hoger maar eenzelfde trend tussen de verschillende modi werd vastgesteld. Het aandeel EC in de totale PM_{2.5} massa was significant en hoger dan waarden gerapporteerd via vaste monitors.

In een aantal Nederlandse steden vond Bogaert (2009) dat de blootstelling aan UFP bij autobestuurders 5% hoger was dan bij fietsers. Hoge pieken werden toegeschreven aan bepaald traffic events (zoals stilstaan aan een rood licht, passeren van een voertuig). Echter de tabellen bij die paper onthullen dat in sommige steden de concentraties hoger waren voor de fietsers terwijl in andere steden het omgekeerde of geen verschil werd gevonden. Knibbs et al. (2010) onderzochten recent de blootstelling aan UFP en PM_{2.5} voor een aantal transportmodi. De gemiddelde blootstelling bedroeg tussen 2.8×10^4 (trein) en 8.4×10^4 (bus) deeltjes cm^{-3} voor UFP en tussen 22.6 (auto) en 29.6 (bus) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor PM_{2.5} in transport. Voor actieve transport modi is de discussie over de precieze verhouding van de concentraties met gemotoriseerde modi ondergeschikt aan het belang van ademhaling (Int Panis et al., 2010).

1.4 Indoor – outdoor

Internationaal onderzoek toonde aan dat UFP, afkomstig van verkeer, ook binnendringt in gebouwen, zoals woningen en scholen. Zhu et al. (2005) rapporteerden dat in afwezigheid van typische UFP-binnenbronnen, de grootteverdeling van UFP in woningen in stedelijk gebied minder variabel is dan deze in de buitenlucht. De infiltratie van UFP, afkomstig uit de buitenlucht, werd in dit onderzoek bestudeerd aan de hand van de zgn. indoor/outdoor ratio's; de verhouding van het aantal deeltjes in de binnenlucht ten opzichte van dat in de buitenlucht. Hieruit bleek dat de indoor/outdoor ratio voor woningen enerzijds bepaald wordt door het ventilatietype en anderzijds functie is van de deeltjesgrootte. Zo bleek de indoor/outdoor ratio het laagste bij een mechanisch ventilatiesysteem; de ratio bleek gelijk aan 1 bij verluchting via ramen. Verder was de ratio het hoogste (0.6-0.9) voor grotere UFP deeltjes (70-100 nm) en het laagste (0.1-

0.4) voor de kleinste fracties (10-20 nm), bij een ventilatievoud van 0.31 tot 1.11 h⁻¹. Op basis van deze vaststelling concludeerden Zhu et al. (2005) dat de grotere UFP fracties makkelijker in een woning binnendringen dan de kleinere fracties en dat de infiltratie van UFP in een woning het laagste is bij mechanische ventilatie. Diapouli et al. (2007) rapporteerden dat de UFP binnenconcentratie in een woning met natuurlijke ventilatie de concentratie van de buitenlucht volgt met een vertraging tot 1 uur, indien er geen sterke binnenbronnen zijn. De auteurs benadrukten hiermee de aanzienlijke bijdrage van buitenlucht UFP tot de binnenluchtkwaliteit.

Deze resultaten zijn geldig op voorwaarde dat er binnenshuis geen bronnen van UFP aanwezig zijn. Vele internationale studies rapporteren echter ook over typische UFP-bronnen in het binnenmilieu. Men kan dus stellen dat de buitenluchtkwaliteit als het ware een achtergrond-UFP in het binnenmilieu genereert, dat 'aangevuld' wordt door binnenshuis gegenereerde UFP. Onder andere de bezettingsgraad van een kamer, kookactiviteiten, secundair organisch aerosol (SOA) en particulate organic matter (POM) kunnen bronnen van UFP in het binnenmilieu zijn. Uit onderzoek in 4 ouderlingentehuizen in Los Angeles (Arhami et al., 2010) bleek dat 24-47% van quasi-UFP toegeschreven kan worden aan verkeersemmissies en 3-19% aan secundair organisch aerosol; 33% kon niet toegewezen worden (ammoniumnitraatdeeltjes enz). De bijdrage van potentiële UFP-bronnen in gezinswoningen en scholen wordt echter verondersteld groter te zijn dan in ouderlingentehuizen. Zo worden de hoogste UFP-concentraties in schoolgebouwen gerapporteerd voor lokalen uitgerust met tapijten (Diapouli et al. 2007) en worden veranderingen in de bezettingsgraad van het klaslokaal geassocieerd met het aantal UFP-deeltjes (Diapouli et al. 2007).

Koken en roken zijn de grootste bronnen van binnenshuis ultrafijn stof (Hussein et al, 2006). Bij metingen in een woning in Tsjechië werden totale deeltjesaantallen geregistreerd van 1.8×10^5 en 3.6×10^4 cm⁻³, respectievelijk voor kookactiviteiten en roken. Ander onderzoek wees uit dat emissiefactoren voor aantal deeltjes bij het grillen en frituren van voedsel functie zijn van de kooktemperatuur (emissiefactor neemt toe bij hogere temperaturen), dat het klaarmaken van vet voedsel hogere emissiefactoren (massa) veroorzaakt dan het bereiden van groenten, en dat het type frituurolie ook een aanzienlijke invloed heeft (Buonanno et al. 2009). Zhao et al. (2007) analyseerden POM, geproduceerd bij Chinees koken en concludeerden dat 73-85% van de massa toegekend kan worden aan vetzuren. Ze identificeerden ook een aantal componenten typisch voor het klaarmaken van groenten (β -sisterol, levoglucosan, en alkanen) en toonden aan dat 20% van POM in PM_{2.5} gevolg is van bakken van vlees. Het bakken van vlees is dan ook verantwoordelijk voor 20-75% van de totale hoeveelheid polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs). In vergelijking bleek de hoeveelheid POM, gevormd bij Westers koken bleek aanzienlijk hoger (Zhao et al., 2007).

Een andere bron van UFP in het binnenmilieu is SOA, onder andere gevormd bij de reactie van terpenen met ozon of door foto-oxidatie. Dit kan bijvoorbeeld plaatsvinden wanneer limoneen, een veelvoorkomend geurmiddel in o.a. schoonmaakmiddelen of luchtverfrissers reageert met ozon. Diezelfde reactie kan ook plaatsvinden bij het schillen van een sinaasappel; een typische bron van UFP in het binnenmilieu (Langer et al., 2008; Jonsson et al. 2007). Sarwar et al. (2007) toonden aan dat de UFP-vorming toeneemt bij een lagere luchtverversingsgraad, de auteurs benadrukten dat deze reactie daarom belangrijk kan zijn/worden in de hedendaagse laagenergie en passieve woningen. Verder verhoogt de hoeveelheid SOA ook bij hogere ozonconcentraties, hogere concentraties limoneen, en hogere concentraties fijn stof in de buitenlucht. Een lagere binnentemperatuur veroorzaakt ook meer UFP-vorming.

In een recent overzichtsartikel van Chen en Zhao (2010) wordt een overzicht gegeven van de meest gerapporteerde parameters: I/O ratio, infiltratie factor en penetratie factor. De I/O (indoor/outdoor ratio) is de meest gerapporteerde parameter. Deze factor heeft een grote variatie ten gevolge van o.a. variatie in indoor emissiebronnen en bijgevolg ook niet altijd extrapoleerbaar. Zij stellen dat penetratie factor de meest relevante parameter is.

HOOFDSTUK 2 INSCHATTEN BLOOTSTELLING AAN UFP EN ANDERE VERKEERSPOLLUENTEN (WP1.1 LITERATUUR)

2.1 Meetmethoden voor UFP en andere belangrijke verkeerspolluenten

Het is niet de bedoeling hier een overzicht te geven van alle meettechnieken voor het meten van alle verkeersparameters. De meeste meettechnieken zijn immers goed gekend en geïmplementeerd in het VMM meetnetwerk (zoals vb NO_x). Hier richten we ons echter op het meten van ultrafijne deeltjes en bespreken we ook kort de mogelijkheden voor het meten van de fractie van PM die gerelateerd wordt aan roet van verkeer m.n. EC en BC.

In onderstaande paragraaf wordt een beknopte samenvatting gegeven van beschikbare technieken voor het meten van ultrafijn stof. Een overzicht van beschikbare meettechnieken van UFP en FP wordt ook gegeven in o.a. (McMurry, 2000; Morawska, 2008; Chow, 2007)

Er bestaat een heel arsenaal aan meettechnieken voor het meten van ultrafijne deeltjes. Zowel fysische parameters (aantal, grootteverdeling,...) als chemische parameters (samenstelling) kunnen worden gemeten.

2.1.1 Het meten van fysische parameters

De meest gebruikte metriek voor het meten van UFP is de aantalconcentratie. Meettechnieken voor het meten van aantalconcentratie ultrafijne deeltjes kunnen onderverdeeld worden in 2 belangrijke groepen:

- Technieken voor het meten van totaal aantal deeltjes
- Technieken voor het meten van de grootteverdeling

Andere minder gebruikte metrieken zijn vb. specifiek oppervlak (surface area), oppervlaktelading, vormfactor....

In bijlage A wordt een uitgebreid overzicht gegeven van de beschikbare technieken voor het meten van ultrafijn stof.

Belangrijk om op te merken is dat de gekozen meetmethode een effect kan hebben op de gemeten aantalconcentraties en een vergelijking van concentraties gemeten met verschillende toestellen en meetprincipes met de nodige omzichtigheid dient te gebeuren. Dit is vooral belangrijk als we enkel totaal aantal deeltjes meten.

Momenteel is er een werkgroep actief op EU vlak om de meetmethode voor het meten van totaal aantal deeltjes te standaardiseren. Deze richt zich op het opstellen van een technische specificatie waarin de eisen worden vastgelegd voor de range (onder- en

bovengrens van de deeltjesgrootte) die gemeten wordt, het meetprincipe (CPC, SMPS, optische aerosolspectrometer, ...), de bemonstering en conditionering, de kalibratie (gebruikmakende van een testaerosols), de performantiecriteriën en de data evaluatie. De technische specificatie wordt verwacht tegen 2012.

→ **Totaal aantal concentratie**

Wanneer enkel het totaal aantal deeltjes gemeten wordt maakt men gebruik van CPC (Condensation Particle Counter). Een CPC meet deeltjes van enkele nanometer (tot een tiental nanometer, afhankelijk van het type) tot ongeveer een micrometer. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van een vloeistof (butanol, water of isopropanol) die in oververzadiging wordt gebracht. De deeltjes in de bemonsterde lucht groeien door condensatie van deze damp tot een grootte die optisch gemeten kunnen worden.

Een andere techniek voor het meten van aantal deeltjes is de OPC (optical particle counter). Deze hebben een ondergrens voor deeltjesgrootte van 100 – 200 nm, afhankelijk van het type. Aangezien we in eerste instantie voornamelijk ultrafijne deeltjes willen meten is de range hiervan ontoereikend.

Bij de interpretatie van totaal aantal deeltjes moeten we rekening houden met het feit dat de gemeten concentratie niet enkel uit UFP bestaat. Tenzij er een specifieke inlaat gebruikt wordt die enkel en bepaalde fractie doorlaat. In de meeste omgevingen is het aantal deeltjes gedomineerd door de UFP fractie maar dit is niet altijd het geval waardoor er wel verschillen kunnen zijn tussen UFP (volgens de strikte definitie) en totaal aantal deeltjes. Daarom moet het vergelijken van totaal aantal deeltjesconcentraties uit verschillende studies met de nodige omzichtigheid gebeuren en dient steeds range gegeven worden.

Draagbare toestellen voor persoonlijke monitoring zijn ook beschikbaar. Wanneer het gaat om CPC types is het vullen van vloeistof wel een moeilijkheid. Ze zijn ook niet klein genoeg om vb in de handtas mee te nemen. Ook draagbare toestellen voor persoonlijke monitoring op basis van DC en elektrometer worden ontwikkeld. Deze geven het aantal deeltjes en een gemiddelde diameter. Deze zijn echter nog maar pas op de markt gekomen. Een draagbaar toestel voor het meten van BC (black carbon) is beschikbaar (zie bijlage).

→ **Grootteverdeling**

Om de grootteverdeling van deeltjes te meten maakt men gebruik van een DMA (differential mobility analyser) en een counter (in de meeste gevallen een CPC (zie hierboven)) De combinatie van een DMA met een CPC (en bijhorende elektronica) is een DMPS of SMPS. SMPS en DMPS zijn hetzelfde type toestel met het verschil dat de SMPS, enkel de elektronische controle is verschillend zodat deze laatste een snellere scan kan doen van de ganse deeltjesgrootteverdeling.

De DMA is in staat een zeer kleine range in deeltjesgrootte te selecteren. Het aantal deeltjes per diameter range wordt dan gemeten met de CPC. De SMPS wordt algemeen beschouwd als de referentie wat betreft deeltjesgrootteverdeling. Een nieuwer toestel is

de Fast Mobility Particle Sizer (FMPS™). Deze spectrometer gebruikt een electrical mobility meettechniek voor de scheiding van de deeltjes, gelijkaardig aan de D/SMPS, maar in plaats van een CPC wordt een multiple, low-noise elektrometer gebruikt voor de detectie van de deeltjes.

De DMA (en ook de elektrometer) moeten eerst de deeltjes laden aan de hand van DC (diffusion charging). DC kan bereikt worden door het gebruik van een radioactieve bron (SMPS) of corona discharge (UFP monitor Nanocheck, Elektrometer). Een elektrometer meet de resulterende stroom (van de geladen deeltjes) welke evenredig is met het aantal deeltjes.

De UFP monitor maakt gebruik van corona discharge om de deeltjes te laden. Een DMA zorgt voor de scheiding van de deeltjes in een zes klassen. De metingen van de deeltjes gebeurt door een elektrometer. Het toestel heeft 11 min nodig voor een volledige scan. Snellere scans kunnen worden uitgevoerd met toestellen zoals de DMS50 (Cambustion). Deze gebruiken ook diffusion charging gevolgd door een scheiding van de deeltjes op basis van electrical mobility. De deeltjes worden dan gemeten via een set van 22 elektrometer rings zodat een snelle scan van de deeltjesgrootteverdeling mogelijk is.

Er zijn een aantal toestellen op de markt die op basis van diffusion charging en elektrometer het totaal aantal deeltjes geven en daarbij ook de gemiddelde diameter (Nanocheck, meDisc).

→ **Andere fysische parameters**

Andere parameters naast grootteverdeling en totaal aantal deeltjes zijn specifiek oppervlak (surface area) en oppervlakte lading. Deze toestellen zijn beschikbaar maar worden niet op grote schaal gebruikt voor het meten van deeltjes in omgevingslucht. Het is daarom moeilijk om gemeten waarden te vergelijken.

2.1.2 Chemische samenstelling

De chemische samenstelling van deeltjes kan significant verschillen van plaats tot plaats en is erg afhankelijk van het type van de locale bronnen, de relatieve bijdragen van de bronnen en de brandstoffen waarop deze bronnen opereren (in relatie tot de verbrandingsbronnen). Een van de grote uitdagingen wat betreft het meten van de samenstelling van UFP is de hoeveelheid massa die beschikbaar is. Zoals reeds vermeld betekent UFP weinig in de totale stofmassa zodat ofwel gedurende een lange tijd bemonsterd dient te worden of een nauwkeurige analysetechniek vereist is.

Chow en Watson (2007) geven een overzicht van de methoden om de samenstelling van UFP te meten. Voor de bemonstering van UFP worden impactoren, virtuele impactoren (aerosol concentrator) en aerodynamische lenzen gebruikt voor de scheiding van UFP van de grotere deeltjes. Cascade-impactoren worden veel gebruikt in veldstudies. Hierbij wordt PM in een grootteklassen verzameld op substraten. De ondergrens van de meeste impactoren is nog relatief 'groot' in het kader van UFP metingen (tussen 10 en 60 nm). De Nano-MOUDI heeft het grootste detail in de UFP range.

2.1.3 Meettechnieken voor EC, BC

Hoewel het meten van EC en BC niet helemaal thuishoort bij een overzicht van meetmethoden over UFP wordt het hier toch kort vermeld. EC en BC zijn parameters die gerelateerd worden aan verbrandingsprocessen en bijgevolg is verkeer een belangrijke bron. Studies hebben aangetoond (zie Hoofdstuk 1) dat EC of BC een parameter is die meer aan verkeer gerelateerd wordt dan PM massa. Een overzicht van meetmethoden wordt gegeven door Quincy (2009). We maken hier geen volledige olijsting van de meetmethoden, hiervoor verwijzen we naar Quincy (2009).

Globaal kunnen we onderscheid maken tussen meettechnieken die EC/OC (of de som TC) meten en technieken die BC meten. De eerste is een chemische bepaling terwijl de tweede BC meet op basis van zijn optische eigenschappen.

De bepaling van EC/OC gebeurt meestal op een filter die bemonsterd is maar er zijn ook on-line technieken beschikbaar met een tijdsresolutie van een uur. Deze techniek is niet geïntegreerd in het VMM netwerk. Wel werden reeds specifieke studies uitgevoerd om de EC en OC concentraties op een beperkt aantal plaatsen in Vlaanderen te bepalen (zie o.a. Vercauteren, 2010). Er is reeds veel ervaring in Vlaanderen op het vlak van deze metingen.

Omdat BC optisch gemeten wordt is hier een kortere tijdsresolutie mogelijk. Meestal worden echter 30 min waarden gerapporteerd. Voorbeelden van technieken voor het meten van BC (zwarte koolstof of black Carbon) zijn de Aethalometer en de MAAP monitoren. Deze laatste zijn op een aantal locaties opgesteld in het VMM netwerk.

2.2 Luchtkwaliteitsmeetnetten om de blootstelling van de bevolking aan UFP in te schatten

Blootstelling aan verkeerspolluenten gebeurt niet enkel op de woonplaats, maar vooral ook door deelname aan het verkeer. In een biomonitoringscampagne is het in ieder geval interessant om na te gaan in welke mate deze blootstelling gerelateerd is met deze op de woonplaats, m.a.w. hoe persoonlijke bemonstering gerelateerd is met specifieke (tijdelijke) luchtkwaliteitsmetingen en meetdata uit een vaste meetnet. Er zijn verschillende type metingen/modellering mogelijk voor het inschatten van de externe blootstelling aan verkeerspolluenten. Ze worden hieronder opgesomd en kort besproken.

Een eerste manier om de blootstelling aan UFP in te schatten is door deze metingen te integreren in de bestaande meetnetten. De Vlaamse Milieumaatschappij meet aan de hand van verschillende meetnetten en meetposten de actuele buitenluchtkwaliteit in Vlaanderen. VMM beschikt over meetgegevens van ozon, fijn stof (PM_{10} en $PM_{2,5}$), BC, NO_x , SO_2 , CO, benzeen, dioxines, PCB's, zware metalen, zwarte rook, PAK's en VOS. Er worden momenteel geen metingen uitgevoerd van ultrafijn stof (fractie $< 0.1 \mu m$ aërodynamische diameter). De gegevens op basis van het huidige meetnet zijn onvoldoende om de bijdrage van het lokale wegverkeer tot de pollutie in kaart te brengen (cfr. Buekers et al., in prep). Studies tonen aan dat de concentraties van verkeerspolluenten het hoogst zijn vlak naast de weg, maar afnemen in functie van de afstand tot de weg. Mensen leven en bewegen echter zeer dicht bij de bron zodat de blootstelling hoger kan zijn dan we op basis van de meetnetten verwachten. Aanvullend aan de bestaande meetnetten kan voorgesteld worden om deze blootstelling met behulp van persoonlijke blootstellingsmetingen en aan de hand van tijdelijke metingen op meerdere locaties beter in te schatten.

Het gebruik van UFP-meettoestellen in meetnetten voor het bepalen van blootstelling aan mensen is onvoldoende. De ruimtelijke spreiding is zeer groot en vast opgestelde meettoestellen kunnen een verkeerde inschatting geven van de concentratie waaraan mensen worden blootgesteld. In hun publicatie stellen de Hartog et al. (2010) dat *"misclassification of exposure related to the use of central sites may be larger for ultrafine particles than for particulate matter ... and may result in underestimation of health effects"*.*In deze studie werden daggemiddelde concentraties van aantal deeltjes gemeten tussen $2100 - 66100 \text{ cm}^{-3}$. Er werd geen verband gevonden tussen 24h gemiddelde concentraties van UFP, $PM_{2,5}$ of PM_{10} in de centrale meetstations. Ook metingen van dezelfde polluenten op de thuislocaties binnen en buiten vertoonden geen

relatie. Er werd geen consistent verband aangetoond tussen de longfunctie (van mild-COPD en astmapatiënten) en 24h gemiddelde UFP, of fijn stof concentratie. In een studie van Brunekreef et al. (2005) werd gesteld dat metingen van PM_{2.5} en PM₁₀ in een centraal meetstation een goede inschatting zijn voor de persoonlijke blootstelling. Er zijn echter twijfels dat centrale monitoring een goede inschatting geeft van blootstelling aan ultrafijne deeltjes (Pekkanen, 2004).

RUPIOH study: (The relationship between Ultrafine and fine Particulate matter in Indoor and Outdoor air and respiratory Health). Deze studie werd opgezet om de impact van verkeer a.h.v. een meer gedetailleerde blootstellingsbeoordeling exposure assessment te onderzoeken. Er werden gezondheidseffecten onderzocht in combinatie met simultane metingen in een centraal meetstation en buiten en binnen op het verblijfsadres van de deelnemers. De bedoeling is na te gaan of de meting in huis en buitenshuis van het adres een betere inschatting geven van de blootstelling. In Amsterdam lag de gemiddelde concentratie aantal deeltjes hoger buitenshuis en lager binnenshuis in vergelijking met de centrale monitoring. In de andere steden lagen zowel binnen- als buitenshuis de concentratie lager dan de centrale monitoring.

In eerdere studies werd het verband tussen centrale monitoring en metingen van concentraties binnen- en buitenshuis op het adres van de deelnemers onderzocht. Puustinen et al. (2007) vonden dat een centrale monitor voor UFP voor een hele stad onvoldoende is om de blootstelling in te schatten in epidemiologische studies. Ze vonden dat de daggemiddelde variatie van UFP gemeten op het centrale meetstation representatief was voor de variatie gemeten op ter hoogte van een aantal woningen. De absolute concentraties daarentegen vertoonden grote verschillen. De plaats van de monitor bepaalt de maten van over/onderschatting.

2.3 Gebruik van persoonlijke samplers voor het inschatten van blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten en UFP

Blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten kan zowel door middel van actieve als van passieve staalname gemeten worden.

Bij passieve staalname van gasvormige componenten worden passieve dosimeters gebruikt, waarbij tijdens de staalname de polluenten door adsorptie of chemisorptie gecapteerd worden op de sampler. Bij de analyse worden de polluenten thermisch of chemisch gedesorbeerd en wordt de luchtconcentratie bepaald rekening houdend met een temperatuursgecorrigeerde opnamesnelheid. De blootstellingstijd voor een meting met diffusieve samplers is functie van de opnamesnelheid van de componenten. Dit wordt in grote mate bepaald door de lengte van het diffusiepad, dus door het type passieve dosimeter. De volgende types worden onderscheiden: batch-type samplers, radiale samplers, tube-type samplers. De kortste blootstellingstijden zijn typisch voor de radiale types. De volgende samplers kunnen gebruikt worden voor het meten van de persoonlijke blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten d.m.v. passieve dosimeters:

- Voor NO₂: IVL batch-type dosimeter. Voor persoonlijke blootstelling is een blootstellingstijd van 8 dagen aangeraden.
- Voor VOS: verkeersgerelateerde vluchtige organische stoffen kunnen gemeten worden met de Radiello code 130 radiale dosimeter. Typische verkeersgerelateerde VOS-componenten kunnen dan kwantitatief bepaald worden.



Figuur 4: persoonlijke samplers voor NO₂ (links) en VOS (rechts)

Naast passieve staalname kan de persoonlijke blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten ook actief gemeten worden. Hierbij draagt de proefpersoon een impactor of filtereenheid, uitgerust met een pompje. De massaconcentratie fijn stof, en eventueel de elementaire of ionaire samenstelling van het fijn stof en/of de zwarting van de filter kan nadien bepaald worden.



Figuur 5: Voorbeeld van een PEM (personal environmental monitor voor PM_{2.5})

PEMS (PM_{2.5} of PM₁₀), GS-3 cycloon meten de stofmassa op een filter tijdens de bemonstering voor de PM_{2.5} of PM₁₀ en de PM₄ fractie. Deze worden vooral ingezet in werkplaatsmetingen waar de norm op PM₄ en TSP gericht is.

Impactoren zijn in principe ook beschikbaar voor kleinere deeltjes, zodat een gïntegreerde waarde over vb. een dag gemeten kan worden en de samenstelling kan worden bepaald. Meestal is echter de onderste range 180 nm, waardoor de eigenlijke UFP niet meegemeten wordt. UFP meten met impactoren is in principe wel mogelijk maar dit vereist dan grote pomp en is bijgevolg niet gemakkelijk in gebruik (niet erg mobiel).

Er zijn ook on-line toestellen ter beschikking voor het meten van PM massaconcentratie PM₁, PM_{2.5} of PM₁₀ (Thermo). De grootte hangt af van de gebruikte impactor. Het nadeel van al deze toestellen is dat ze uitgerust zijn met een pompje om de lucht over de filter te zuigen wat mogelijk hinderlijk is in gebruik.

Het is noodzakelijk om bij persoonlijke staalname nauwgezet een dagboek bij te houden, waarin alle activiteiten, de duurtijd en de locatie genoteerd worden.

2.4 Land use regression (LUR) modellen

Blootstellingsmodellen op niveau van lokaal stedelijk gebied kunnen worden onderverdeeld in zes klassen, waaronder: (i) modellen op basis van "afstand tot de weg", (ii) de statistische interpolatiemodellen, (iii) de landgebruik regressiemodellen, (iv) verspreidingsmodellen, (v) geïntegreerde emissie-meteorologische modellen, en (vi) hybride modellen die persoonlijke blootstelling combineren aan één van de voorgaande methoden. Het gebruik van de parameter "afstand tot de weg" als een proxy voor blootstelling aan mobiele bronnen kan een zeker niveau van informatie opleveren, maar is onvoldoende voor een uitgebreide analyse van de blootstelling. Het HEI rapport (2010) stelt daarom voor om meer accurate methoden toe te passen zoals LUR of hybride modellen, welke (persoonlijke) metingen als input meenemen. Hybride modellen vragen ongeveer evenveel rekentijd dan klassieke dispersiemodellen en zijn voor niet-specialisten weinig doorzichtig. Het opstellen van LUR is relatief snel, eenvoudig en onmiddellijk gekoppeld aan de beschikbare metingen met een gelijkaardige precisie.

2.4.1 Definitie

LUR-modelling of land use regression modelling is een statistische techniek die in een geografisch informatie systeem (GIS) via lineaire regressie probeert concentratiemetingen op vaste punten te voorspellen op basis van een aantal specifieke parameters. De resulterende vergelijking kan gebruikt worden om voor elk punt op de map een concentratie te voorspellen.

Monitoring van luchtkwaliteit gebeurt meestal op 20 – 100 locaties (Hoek et al., 2008). Jerrett (2009) gebruikte 143 meetlocaties om een land use regression model te schatten in Toronto (Canada). Soms wordt gebruik gemaakt van vaste meetpunten, maar omdat de ruimtelijke dichtheid van deze meetpunten meestal te laag is, wordt vaak een specifieke meetcampagne opgezet (routine networks versus purpose-designed networks (Salcedo-Sanz et al., 2009)). Ryan en LeMasters (2007) hebben aangetoond dat de fit (R^2) van het uiteindelijke model niet zozeer afhangt van het aantal meetpunten, maar eerder van de plaatsing ervan. Er bestaat echter nog geen methodologie die bepaalt wat het minimum aantal meetpunten is om een LUR uit te voeren (Poplawski et al., 2009). Wanneer er een purpose-designed netwerk wordt opgezet, moeten de meetpunten zodanig gekozen worden dat er een maximum aan ruimtelijke variabiliteit is in de concentratieniveaus (Lebret et al., 2000). Een indeling kan gemaakt worden in stedelijke achtergrond (geen impact van lokale stedelijke bronnen; meer dan 50m verwijderd van drukke wegen) en verkeerslocaties.

Elk meetpunt wordt gegeocodeerd en voor elk van deze coördinaten wordt een buffer met straal x beschouwd waarvoor waarden van potentiële variabelen worden verzameld. Andere vormen dan de cirkel zijn mogelijk, zoals een wig (die rekening houdt met de windsnelheid en de windrichting) of een vierkant (moving window techniek (Vienneau et al., 2009)). De keuze van de buffergrootte hangt af van pollutant tot pollutant, en van variabele tot variabele (van 20m tot 10km; maar meestal tussen 50m en 5km). In de meeste LUR-modellen worden verschillende buffergroottes getest en wordt enkel de meest significante in het model gebruikt. De grootte van de buffer moet afhangen van de snelheid waarmee de pollutant afgebroken wordt (of bindt met andere deeltjes), dit wil zeggen dat de buffer voor $PM_{2,5}$ groter zal zijn dan de buffer voor dieseldeeltjes (Ryan and LeMasters, 2007). Ook de dichtheid van geografische variabelen kan van invloed zijn

bij het bepalen van de buffergrootte (in een stad vliegen veel deeltjes rond die dus veel kunnen binden met primaire polluenten) (Ryan and LeMasters, 2007).

Het volgende algoritme (Henderson et al., 2007) voor het bouwen van een LUR-model wordt vaak gebruikt (Larson et al., 2009; Nethery et al., 2008):

- (1) Rank all variables by the absolute strength of their correlation with the measured pollutant.
- (2) Identify the highest-ranking variable in each sub-category.
- (3) Eliminate other variables in each sub-category that are correlated (Pearson's $r \geq 0.6$) with the most highly ranked variable.
- (4) Enter all remaining variables into a stepwise linear regression.
- (5) Remove from the available pool any variables that have (a) insignificant t-statistics ($\alpha=0.05$) and/or (b) coefficients that are inconsistent with a priori assumptions.
- (6) Repeat steps 4 and 5 to convergence and remove any variable that contributes less than 1% to the R^2 value for a parsimonious final model.

Johnson et al. (2010) verwijderden initieel alle variabelen die een hoge correlatie vertoonden met een andere variabele ($R^2 \sim 1$).

Wanneer het regressiemodel zijn definitieve vorm heeft, kan voor elke locatie in het studiegebied snel een concentratie berekend worden. In epidemiologische studies wordt meestal een concentratie berekend op de woonlocatie van de leden van een cohort. Een andere mogelijkheid is het maken van een concentratiekaart voor het volledige studiegebied. In dit geval kan een raster gebruikt worden waarbij voor elke centroïde een concentratie berekend wordt.

De meeste modellen beschouwen jaargemiddelde waarden, wat gelet op het uitgesproken dagprofiel van sommige verkeerspolluenten niet optimaal is. Daarom proberen een handvol modellen tijdsvariatie in te bouwen. Nethery et al. (2007) bouwden 1 LUR-model en pasten op de resultaten een correctiefactor toe die variaties tussen maanden weergeeft (correctiefactoren werden opgesteld op basis van metingen met vaste monitoren gedurende 6 jaar). Slama et al. (2007) gebruikten een gelijkaardige methodiek. Crouse et al. (2009) beschouwden elk seizoen afzonderlijk door drie metingen te doen (winter, lente, zomer) en voor elke meting een ander LUR-model te bepalen. Uit beide studies komt naar voren dat de absolute waarden tussen maanden of seizoenen kunnen verschillen, maar het algemene patroon (plaatsen met hoge waarden versus plaatsen met lage waarden) is zeer gelijkend.

De meeste LUR-modellen worden gebouwd voor steden. Er zijn slechts enkele toepassingen waarbij een nationale of transnationale schaal beschouwd wordt (Beelen et al., 2007; Beelen et al., 2009; Janssen et al., 2008b; Stedman et al., 1997; Vienneau et al., 2010).

De LUR-methodiek is de laatste jaren erg populair geworden onder epidemiologen voor het modelleren van concentraties van polluenten in de omgevingslucht (Briggs, 2007). Buiten de epidemiologie werd vooral aandacht besteed aan dispersiemodellering.

2.4.2 Variabelen

Henderson et al. (2007) onderzochten 55 potentiële predictoren, Moore et al. onderzochten zelfs 140 mogelijke parameters (Hoek et al., 2008). Het uiteindelijke model omvat meestal maar een handvol parameters.

De uiteindelijke parameters zijn afhankelijk van de polluent die men wil modelleren: beïnvloedende factoren voor NO_2 zullen verschillen van die voor CO (Briggs, 2007; Clougherty et al., 2008).

- Verkeersvariabelen: verkeersintensiteiten, kilometer weg, kilometer weg per wegcategorie (Beelen et al., 2009; Ryan and LeMasters, 2007), afstand tot de dichtste snelweg (Henderson et al., 2007), (buffer size mag niet groter zijn dan 100 of 200m aangezien het verkeer in Europa een zeer lokale invloed heeft, meestal geven buffer tussen 50-100m het beste resultaat (Hoek et al., 2008)). Hoewel er ook studies zijn die uitgaan van een relevante invloed tot 1500 meter. (cfr. de EC-modellering uit Immi2-studie, de SMOG90-studie en Gauderman et al. 2007) (parameters die met verkeer te maken hebben, zijn meestal het moeilijkst te vinden (Beelen et al., 2009; Briggs, 2007; Vienneau et al., 2009)). Verschillende studies hebben reeds aangetoond dat persoonlijke blootstelling en outdoor concentraties voor een groot deel bepaald worden door verkeersvariabelen (Rijnders et al., 2001), verkeersintensiteiten op de dichtstbijzijnde weg blijken daarbij belangrijker dan afstand tot de weg (Rijnders et al., 2001). Johnson et al. (2010) vonden dat verkeersintensiteit belangrijker wordt als verklarende variabele ten opzichte van afstand tot de dichtste weg wanneer het aantal meetpunten hoger wordt. Een onderscheid maken tussen personenwagens en vrachtverkeer (wat betreft emissies) zal voor een lichte verbetering van het model zorgen (Wilton et al., 2010). Volgens een Amerikaanse studie zal het model niet slechter worden wanneer wegen met minder dan 100000 voertuigen per dag genegeerd worden (Wilton et al., 2010). In de Europese context ligt deze intensiteit vermoedelijk lager.
- Bevolkingsdichtheid (Hoek et al., 2008) of omgevingsadressendichtheid
- Land use (Hoek et al., 2008; Janssen et al., 2008b; Ryan and LeMasters, 2007). Het gebruikt van 'Industrie' als land use categorie, kan problemen opleveren: er wordt namelijk geen onderscheid gemaakt in soort industrie (Beelen et al., 2010). Raffinaderijen zullen veel meer NOx emitteren dan verpakkingsbedrijven, maar dit onderscheid wordt niet gemaakt in de meeste land use GIS-variabelen (vb. Corine data set). Een mogelijke oplossing is een onderscheid maken tussen lichte en zware industrie, of rechtstreeks gebruik maken van industriële emissies als input voor het LUR-model.
- Geografie: hoogteligging (Henderson et al., 2007; Hoek et al., 2008), lengte- en breedteligging (Henderson et al., 2007), afstand tot de kustlijn (Henderson et al., 2007). Afstand tot de kust en hoogteligging vertonen vaak een hoge correlatie (Wilton et al., 2010).
- Klimaat / weer (Hoek et al., 2008): Seizoenstemperatuur (°C), annual radiation (kJ/m²), seizoenswindsnelheid, aantal dagen met weinig wind (<1 m/s), jaarlijkse luchtdruk (hPa) en jaarlijkse regenval (mm) (Beelen et al., 2009). Windsnelheid en -richting (Arain et al., 2007; Baldauf et al., 2009; Clougherty et al., 2009; Vienneau et al., 2009). Nut van opnemen van wind? Dit vraagt meestal veel moeite om deze in het model te steken, maar geeft bijna altijd maar een zeer beperkte verbetering van het model (Arain et al., 2007; Hoek et al., 2008). Als wind meegenomen wordt moeten metingen op hoge resolutie voor handen zijn, anders is het nut nog veel kleiner (Arain et al., 2007). Voor het modelleren van jaargemiddelde NO₂-waarden geeft het introduceren van windsnelheid en -richting geen verbetering van het model (Vienneau et al., 2009). Een tweede methode om het effect van wind te incorporeren is via een 'hybrid LUR' (Wilton et al., 2010), in se wordt er bij deze techniek gebruik gemaakt van een (eenvoudig) dispersiemodel (vb. Caline3) dat verkeersemissies combineert met windvelden. De resultante wordt vervolgens meegenomen als variabele in het regressiemodel. Deze techniek zorgde voor een verbetering van het model (R²=0,74 bij het klassieke LUR; R²=0,79 wanneer er ook de variabele 'dispersiemodel' opgenomen wordt).
- Seizoenen als dummy-variabele (Clougherty et al., 2009) (enkel een onderscheid tussen zomer en winter)
- Afstand tot een puntbron: bijvoorbeeld een fabriek die per jaar meer dan x mg uitstoot, een havengebied, ... (Johnson et al., 2010; Mukerjee et al., 2009)
- X- of y-coördinaat voor een noord-zuid of oost-west effect te beschrijven (Jerrett et al., 2009)

De variabelen zijn in te delen in drie invloedssferen: een lokale invloed, een stedelijke achtergrond en een regionale achtergrond (Vienneau et al., 2010). Als lokale invloed worden verkeersvariabelen beschouwd, als stedelijke achtergrond kan land use en bevolkingsdichtheid beschouwd worden. De invloed van elke schaal, hangt af van pollutant tot pollutant.

2.4.3 Validatie LUR

- Leave-one-out-cross-validation (LOOCV): Hierbij zal het regressiemodel geschat worden op basis van n-1 locaties en de voorspelde concentratie wordt vervolgens vergeleken met de gemeten concentratie op de overgebleven locatie. Deze procedure wordt n keer herhaald en geeft een indicatie voor de performantie van het model (ESCAPE, 2009; Johnson et al., 2010).
- Hold-out evaluation: Waarnemingen, die niet gebruikt zijn bij het fitten van het LUR-model, worden vergeleken met de voorspelde concentraties door het LUR-model (Johnson et al., 2010).

2.4.4 Alternatieven voor LUR

Er zijn enkele studies uitgevoerd die verschillende methodes vergelijken. Enkele studies vergelijken specifiek LUR met dispersiemodellen en deze studies geven aan dat de performantie van de modellen redelijk vergelijkbaar is voor jaargemiddelde concentraties (Beelen et al., 2010; Briggs, 2007; Briggs et al., 2000; Clougherty et al., 2008; Cyrus et al., 2005; Hoek et al., 2008). Uit een studie van Beelen et al. (2010) blijkt dat een LUR-model de lage en hoge concentraties overschat ten opzichte van een dispersiemodel, maar in het midden van de verdeling is de overeenkomst goed. Ook de 25^{ste} en 75^{ste} percentiel wijken maar weinig (minder dan 10%) van elkaar af bij het vergelijken van een LUR en dispersiemodel voor de regio Rijnmond, Nederland. Jerrett (2005) geeft een overzicht van mogelijke technieken om blootstelling binnen een stedelijke omgeving te bepalen.

Mogelijke alternatieven voor LUR:

- Concentratie op dichtste vaste meetpost (Lepeule et al., 2010)
- Dispersiemodellen
- Kriging (ordinary kriging, universal kriging en LUR vergeleken (Beelen et al., 2009); universal en ordinary kriging (Henneböhl et al., 2009))
- Interpolatie (vb. een gemiddelde nemen van de 3 dichtste monitoren)
- Inverse distance weighting (Bell, 2006)
- Moving window approach in combinatie met de focalsum functie (Vienneau et al., 2009)

Eenvoudige technieken zoals interpolatie of inverse distance weighting gaan uit van Tobler's first law of geography: alle dingen zijn gerelateerd, maar nabije dingen zijn meer gerelateerd dan dingen ver af. Bij air pollution mapping geldt dit echter niet altijd; wanneer er een sterke wind staat zullen de concentraties hoger zijn in een bepaalde richting of bij de uitstoot van hoge schoorstenen zullen de concentraties maar hoger zijn honderden meters verder (Briggs, 2005). Meer gecompliceerde technieken zijn noodzakelijk om deze fenomenen te vatten.

2.4.5 Voor- en nadelen van LUR

Voordelen:

- Vraagt geen al te grote reken capaciteit van de pc (in tegenstelling tot bijvoorbeeld dispersiemodellen).
- Relatief beperkt aantal inputvariabelen vereist (in tegenstelling tot bijvoorbeeld dispersiemodellen).
- Kan redelijk snel ineens gestoken worden tegen een relatief lage prijs (Briggs et al., 2000; Jerrett et al., 2005) en is dus kostenefficiënt.
- Gemakkelijk te gebruiken en te begrijpen (Briggs et al., 2000).
- Lokale variatie kan meegenomen worden, zonder extra metingen te moeten uitvoeren (Jerrett et al., 2005).
- Bij kriging veronderstelt je spatial autocorrelation tussen monitoring sites. Dit is in stedelijke omgevingen vaak niet het geval → een LUR model veronderstelt onafhankelijkheid van verschillende meetstations (Ryan and LeMasters, 2007)
- Een LUR-model kan opgebouwd worden aan de hand van data die beschikbaar zijn. Een dispersiemodel moet bepaalde data als input hebben, anders kan je deze techniek niet gebruiken (vb. meteorologische gegevens) (Eeftens, 2009).
- Validatie kan zeer eenvoudig uitgevoerd worden. Het is mogelijk om de totale metingen-dataset opdelen in 75% vs. 25%: 75% voor modelcalibratie, 25% voor modelvalidatie. Wanneer de dataset klein is, is dit soms moeilijker. In deze gevallen kan er gebruik gemaakt worden van leave-one-out cross-validatie; bij deze techniek wordt het model ontwikkeld voor n-1 meetposten en de voorspelde concentraties worden vervolgens vergeleken met de gemeten concentraties op het weggelaten meetpunt (ESCAPE, 2009; Hoek et al., 2008). Deze procedure kan n keer herhaald worden.

Nadelen:

- Uitgebreide metingen zijn noodzakelijk voor het maken van een LUR-model, maar metingen zijn duur (Johnson et al., 2010). Enkel indien er een dicht vast meetnet voorhanden is, kan hiervan gebruik gemaakt worden.
- De meeste studies zijn beperkt tot NO₂ omdat deze pollutant het gemakkelijkste te monitoren is met passieve samplers (Hoek et al., 2008; Jerrett et al., 2005; Larson et al., 2009). Deze zijn over het algemeen zeer betrouwbaar en goedkoop. NO₂ is echter een secundaire pollutant (emissies van wegverkeer = NO (wordt wel snel omgezet in NO₂ door reactie met ozon)).
- De meeste onderzoekers doen gedurende een tweetal weken metingen (eventueel herhaald in een ander seizoen) en stellen vervolgens een model op dat de lange termijn gemiddelde waarde weergeeft. Minstens twee meetperiodes van een tweetal weken verspreid over het jaar zijn noodzakelijk, vier meetcampagnes zijn aan te raden (Hoek et al., 2008). Uit verschillende studies blijkt dat 2 tot 4 monitoringperiodes van een tweetal weken het jaargemiddelde met voldoende precisie kunnen benaderen (Jerrett et al., 2009). Doordat niet het volledige jaar gemeten wordt, is een correctie van de gemeten waarden noodzakelijk bijvoorbeeld door het in rekening brengen van tijdsvariatie gemeten op een vaste meetpost (ESCAPE, 2009).
- De temporele resolutie van LUR-model is op dit moment laag (Marshall et al., 2008): meestal worden jaargemiddelde waarden gebruikt.
- Transfereerbaarheid van het model is over het algemeen klein (Clougherty et al., 2008; Johnson et al., 2010; Smith et al., 2006). Er wordt gebruik gemaakt van locatiespecifieke voorspellers en deze durven verschillen van locatie tot locatie (bijvoorbeeld het al dan niet incorporeren van invloed van de zee, invloed van de hoogteligging, aandeel dieselwagens in een land, ...). Vienneau et al. (2010) vergeleken land use regression modellen voor Nederland en de UK. Zij wijzen erop dat er de nodige aandacht moet besteed worden wanneer er LUR-modellen worden getransfereerd naar andere landen of gebieden of wanneer er grensoverschrijdende

modellen worden gebouwd. Sommige modellen presteren echter niet slecht wanneer ze in een geografisch vergelijkbaar gebied toegepast worden, eventueel mits een hercalibratie van het model met behulp van een kleine meetcampagne (Briggs et al., 2000; Poplawski et al., 2009).

- Kwaliteit van het uiteindelijke model is sterk afhankelijk van de kwaliteit van de inputdata (GIGO!). Sommige inputdata zijn moeilijk op het juiste detailniveau te vinden (vb. verkeerstellingen).
- Een LUR-model geldt per definitie voor ambient air (indoor air wordt nooit gemodelleerd in een LUR-model).
- Omdat verkeersintensiteiten en bevolkingsdichtheid bijna steeds de belangrijkste parameters zijn, is er vaak een hoge correlatie tussen verschillende polluenten (vb. NO₂, PM of EC).
- Bij het opstellen van het regressiemodel moet erop toegezien worden dat er enkel relevante variabelen in het uiteindelijke model terecht komen. Sommige modellen kunnen statistisch significant zijn, maar waarbij de variabelen op geen enkele manier fysische processen weerspiegelen. Dit kan echter vermeden worden door op voorhand het teken van de variabele te bepalen, de grootte-orde van de coëfficiënten te schatten en de variabelen die in het model terecht komen op consistentie te checken (Briggs, 2007; Johnson et al., 2010).

2.4.6 Overzicht van LUR-modellen/projecten

- SAVIAH (Briggs et al., 1997): Traffic-Related Air Pollution in 4 Europese steden (Amsterdam, Huddersfield, Prague, Poznan), eerste keer dat een LUR werd gebruikt, daarna werd de studie nog eens over gedaan voor 4 steden in de UK → NO₂
- TRAPCA (Traffic-Related Air Pollution on Childhood Asthma): astma bij kinderen in Nederland → LUR gebouwd om blootstelling op woonadressen te bepalen
- ESCAPE-project: Onderzoek naar de lange termijn gezondheidseffecten van blootstelling aan luchtverontreiniging in heel Europa → LUR gebouwd om de blootstelling op woonadressen van mensen in een cohort te bepalen
- RIO: vanaf 2003, VITO in opdracht van IRCEL (Janssen et al., 2008b). Basisgegevens vormen de metingen op het vaste telemetrische meetnet; afhankelijk van de beschouwde pollutant is dit behoorlijk dicht. Niettegenstaande blijft het zeer moeilijk om op basis van deze beperkte gegevens een geïnterpoleerde kaart te maken. Op het regionale niveau speelt vooral de meteorologische factor die de gemeten waarden beïnvloedt, op het lokale niveau zijn eerder de lokale bronnen en hun temporele spreiding van belang. Het fundamentele idee achter RIO is om in eerste instantie de lokale component weg te werken zodat je wel ruimtelijk homogene inputdata krijgt. Dit 'detrenden' zorgt ervoor dat je de klassieke ordinary kriging kan gaan toepassen voor het interpoleren van de regionale invloed. Na de interpolatie breng je dan opnieuw de lokale invloed in rekening door te 'retrenden'. Dit resulteert in de uiteindelijke geïnterpoleerde kaart.
- PARHEALTH (Lotte Jacobs of Tim Nawrot: zij hebben binnen en buiten gemeten en gebruiken het IRCEL LUR).

2.4.7 Recente en toekomstige ontwikkelingen

- Hogere temporele resolutie (Eeftens, 2009): hiervoor zijn in de eerste plaats metingen met een hogere tijdsresolutie nodig, bijvoorbeeld van een vast meetstation. Een factor die van belang blijkt bij een korte termijn LUR is meteorologie (Su et al., 2008). Slama et al. (2007) en Nethery et al. (2007) maakten gebruik van een correctiefactor om een temporele resolutie te brengen in een al bestaand LUR met een ruimtelijke resolutie. LUR-modellen met inputgegevens met een ruimtelijke én

- een temporele resolutie zijn eerder beperkt (Gryparis et al., 2007; Maynard et al., 2007).
- "Street canyon" als inputvariabele (Eeftens, 2009): street canyons worden meestal gedefinieerd door een 'aspect ratio', dit is ratio tussen gebouwhoogte en straatbreedte. Als deze ratio groter is dan 1, wordt de weg als een street canyon gedefinieerd; sommige studies hanteren 1,5 als cut-off waarde. In de literatuur worden allerlei ingewikkelde GIS-methodes gebruikt om de gebouwenhoogte en de straatbreedte af te leiden. Vooral LUR-modellen van verkeersgerelateerde polluenten verbeteren door het incorporeren van street canyons.
 - Emissies als inputvariabele (Eeftens, 2009): Recente LUR-modellen evolueren naar een hybride vorm van LUR en dispersiemodellen. Belangrijkste reden hiervoor is de introductie van emissies als inputvariabele bij LUR. Het succes van deze variabele hangt sterk af van het niveau van detail en de betrouwbaarheid waarmee de emissies voorspeld worden. Samen met de emissies worden windvelden meegenomen en eventueel afstand tot de bron (dichter bij de bron zorgt voor hogere waarden dan verder van de bron).
 - Woodsmoke als inputvariabele (Eeftens, 2009): woodsmoke verwijst naar een mengsel van gassen, vaste deeltjes en kleine druppeltjes die geëmitteerd worden ten gevolge van verbranding van hout. Woodsmoke zal vooral van invloed zijn in de winter.
 - Verticale dispersie (Eeftens, 2009): Dit is vooral van belang in centra met hoge gebouwen: iemand die op een appartement op de vijfde verdieping woont, zal aan andere concentraties blootgesteld worden dan iemand op het gelijkvloers. Dit kan van belang zijn bij epidemiologische studies.
 - Congestie op het wegennet (Eeftens, 2009): Bij files zijn de emissies van voertuigen veel hoger dan bij vlot rijdend verkeer. Verkeersintensiteiten zijn echter laag bij congestie en dus wordt deze invloed niet meegenomen in de huidige LUR-modellen die verkeersintensiteiten als input gebruiken.
 - 'Bomenfactor' (Eeftens, 2009): Het effect van bomen langs de weg is nog onduidelijk. In de zomer zouden ze voor een paraplu-effect kunnen zorgen waardoor de concentraties onder het bladerdek blijven hangen. Aan de andere kant wordt aangenomen dat pollutie opgenomen wordt door bomen en de concentraties verlagen.
 - Scheepvaartroutes (Eeftens, 2009): Het effect van havengebieden op een LUR-model kan aanzienlijk zijn, maar voor epidemiologische studies is dit minder van belang omdat de bevolkingsdichtheid daar over het algemeen laag is. Het effect van binnenvaart zou wel significant kunnen zijn, al is het moeilijk om emissies juist in te schatten omdat schepen onderling zeer sterk verschillen van grootte en type (veel meer dan auto's).

2.5 Mogelijkheden van dispersiemodellen voor het inschatten van verkeersemissies en verkeersgerelateerd UFP in stedelijke omgeving

De voorbije decennia zijn verschillende dispersiemodellen ontwikkeld voor de berekening van de verspreiding van gassen en stof in de atmosfeer. De modellen onderscheiden zich van elkaar op basis van de schaal waarvoor zij toepasbaar zijn, de complexiteit van het model, de onderliggende fysische en mathematische principes en de fysische en chemische processen beschreven in het model.

De focus in deze studie is blootstelling aan verkeersgerelateerde pollutie in het algemeen en ultra fijne partikels (UFP) in het bijzonder. De modellen die in aanmerking komen gaan van de regionale schaal, over stedelijke schaal tot micro niveau.

2.5.1 Regionale en stedelijke modellen

De regionale modellen kunnen aangewend worden voor het berekenen van de achtergrondconcentraties. Dit is de pollutie getransporteerd over langere afstand. In Vlaanderen is voor fijn stof (PM_{10} , $PM_{2.5}$) de gemeten concentratie op straatniveau voor meer dan 80% afkomstig van het buitenland of andere steden en gebieden in en rond Vlaanderen. Voor UFP zal het lokale aandeel groter zijn, maar over de juiste bijdrage is nog maar weinig bekend. Deze regionale modellen beschrijven naast het transport van gassen en stof meestal ook de chemische reacties verantwoordelijk voor de secundaire polluenten. Dit zijn stoffen die niet direct door een bron geëmitteerd worden, maar die pas later in de atmosfeer gevormd worden door de chemische reacties van verschillende polluenten, veelal onder de invloed van UV zoals bijvoorbeeld ozon. Fijn stof is ook voor ongeveer de helft secundair gevormd. Maar ook een deel van de ultra fijne deeltjes kunnen in de atmosfeer secundair gevormd worden door zogenaamde nucleatie processen.(zie inleiding)

De regionale modellen die door VITO gebruikt worden zijn het OPS model (Operationeel Prioritaire Stoffen) (Colles et al., 2001; Colles and Mensink, 1999; Mensink and Janssen, 1996, Beckx et al., 2009), het BelEuros model (Deutsch et al., 2008a; Deutsch et al., 2008b; Deutsch et al., 2008c; Deutsch et al., 2008d; Deutsch et al., 2008e; Deutsch et al., 2009) gebaseerd op het Nederlandse Euros model (EUROpean Operational Smog), en het Aurora model (**A**ir quality modelling in **U**rban **R**egions using an **O**ptimal **R**esolution **A**pproach (De Ridder et al., 2008a; De Ridder et al., 2008b; De Ridder and Mensink, 2002; Van de Vel et al., 2009). Het BelEuros model wordt toegepast op een Europese schaal, met een typische zoom boven België. Het OPS model wordt voor Vlaanderen en Nederland gebruikt. Aurora is toepasbaar op een kleinere schaal gaande van de regio Vlaanderen tot het stedelijk niveau. Aurora, eventueel in combinatie met BelEuros, is in staat de stedelijke achtergrondconcentraties te berekenen tot een resolutie van één tot drie kilometer (Mensink et al., 2008). Dit zijn de gemiddelde concentraties die men zou meten net boven de daken, en in de stadstuinjtes. De concentraties kunnen berekend worden op uurlijkse basis. In dit model zijn ook de lokale bronnen (zoals verkeer) opgenomen en worden toegekend per grid.

2.5.2 Lokale en micro schaal modellen

Voor het bepalen van de blootstelling aan verkeersemisies zijn buiten deze regionale en stedelijke modellen bijkomende tools nodig die in detail de verspreiding van lokale bronnen kunnen modelleren. De bestaande modellen kunnen we opdelen op basis van de onderliggende methodieken: parametrische modellen zoals OSPM (Operational Street Pollution Model), statistische modellen die de normaalverdeling van pollutiepluimen berekenen op basis van statistisch bepaalde dispersieparameters, bv IFDM (Immissie Frequentie Dispersie Model), en deterministische modellen zoals CFD modellen (Computational Fluid Dynamics), die aan de hand van complexe numerieke methoden een oplossing zoeken voor de fysische basisprincipes, zijnde behoud van massa, impuls en energie. Deze basisprincipes die door CFD modellen worden opgelost zijn voor een gas of vloeistof beter bekend als de Navier-Stokes vergelijkingen.

→ **Parametrische modellen**

OSPM berekent de concentraties in een geïdealiseerde street canyon op basis van de breedte-hoogte verhouding van straat en gebouwen, windsnelheid en richting, lokaal verkeer, achtergrondconcentratie en circulatie in de straat (Berkowicz, 1998; Berkowicz et al., 1997; Mensink et al., 2006). OSPM berekent verschillende concentraties voor de verschillende zijden van de straat. De concentraties worden berekend op uurlijkse basis.

Ook het effect van kruispunten of openingen in de bebouwing wordt in rekening gebracht. Voor de berekening van de noodzakelijk achtergrondconcentraties kunnen regionale modellen gebruikt worden (Mensink et al., 2003a; Mensink et al., 2003b)

Ook het Nederlandse CAR II model is een parametrisch model voor verschillende typen wegsegmenten (Eerens et al., 1993; Teeuwisse, 2004). Dit wordt vooral gebruikt voor milieu effecten rapporten en vergunningsdossiers. Het CAR II model is echter een snel screening model dat de Europese normen aftoetst. De output van dit model is gebaseerd op jaarstatistiek: jaargemiddelden en percentielwaarden. Door de beperkte tijdsresolutie en nauwkeurigheid zal dit model minder geschikt zijn voor blootstellingbepaling.

→ **Statistische modellen**

Statistische of Gaussische modellen, zoals het door VITO ontwikkelde IFDM, zijn oorspronkelijk ontwikkeld voor het berekenen van schoorsteenpluimen tot een afstand van maximaal 20km van de bron (Cosemans et al., 1995; Mensink et al., 2005; Olesen, 1981). Het traject van de pluim wordt berekend aan de hand van de windrichting, maar ook de stijging ten gevolge van de warmte-inhoud van de pluim en de verticale impuls van de emissies. Voor de concentraties in de pluim wordt een normaalverdeling aangenomen, zowel vertikaal als horizontaal, waarbij de coëfficiënten berekend worden op basis van de windsnelheid, de atmosferische stabiliteit en de afstand tot de bron. In het IFDM model zijn deze coëfficiënten statistisch bepaald aan de hand van de uitgebreide waarnemingen van de SCK meteorologen Bultynck en Malet.

Van dit basismodel is een versie afgeleid voor de verspreiding van verkeersemissies (lijnbronnen), IFDM-traffic. Dit model kan gebruikt worden in combinatie met stedelijke/regionale modellen zoals Aurora om een meer gedetailleerde ruimtelijk spreidingspatroon op stedelijk niveau te genereren. Een voorbeeld hiervan zijn de Mobilee studies waar de invloed van de belangrijke verkeersassen op de stedelijke luchtkwaliteit gedetailleerd in kaart gebracht worden (Van Poppel et al., 2009). Het model is ook toepasbaar voor open wegen met weinig bebouwing zoals snelwegen. Een voorbeeld hiervan werd gegeven in de modelanalyse van de smog 90km/uur maatregel (Lefebvre et al., 2010a; Lefebvre et al., 2009; Lefebvre et al., 2010b) of de lopende IMMI2 studie (2009-2010) die in opdracht van LNE wordt uitgevoerd. De output van het model is ook hier beschikbaar op uurlijkse basis. Het model is niet toepasbaar in street canyons, maar een koppeling met het hierboven vermelde OSPM model is wel mogelijk om de canyon effecten in rekening te brengen (Mensink and Cosemans, 2008).

→ **CFD gebaseerde modellen**

CFD gebaseerde luchtkwaliteit modellen zijn in staat complexe stromingen om willekeurige objecten zoals gebouwen, bomen en struiken en voertuigen te berekenen. Met behulp van numerieke technieken wordt een oplossing gezocht voor de Navier-Stokes vergelijkingen. Dit is een stelsel partiële differentiaalvergelijkingen dat het behoud van massa, impuls en energie beschrijft. Om een numerieke oplossing te kunnen vinden wordt de hele 3D omgeving opgedeeld in een groot aantal kleine cellen met een dimensie van enkele centimeters tot een tiental meters. Per cel of element worden dan de lokale windvector, temperatuur en druk berekend. Eens deze bekend zijn, kunnen via additionele dispersievergelijkingen de concentraties berekend worden. De grootte en het aantal cellen bepaald niet enkel de resolutie, maar ook de kwaliteit van de oplossing en moet voldoende klein gekozen worden om een betrouwbare oplossing te kunnen vinden. Bovendien moet het volledige 3D stromingspatroon opgelost worden, daar waar er voor statistische modellen een eenduidige analytische relatie bestaat tussen bron en receptor. Dit maakt dat een CFD model erg rekenintensief is. Met de huidige technieken is het nog niet mogelijk om lange tijdsreeksen te modelleren. Wel zijn deze modellen in staat om

voor een beperkt domein, typisch enkele honderden meters, een zeer gedetailleerd beeld weer te geven van hoe de pollutie zich verspreid. Typische toepassingen zijn scenariostudies, lokale dispersie rond hot-spots en microklimaat analyses.

Bij VITO wordt het Envi-met model gebruikt (Bruse, 2007; Bruse and Fler, 1998; De Maerschack et al., 2008; Janssen et al., 2008a; Vankerkom et al., 2007). Dit model is oorspronkelijk ontwikkeld als microklimaat model door prof. Michael Bruse van de Universiteit Mainz, en is later uitgebreid met een luchtkwaliteit module. Deze module is vervolgens door VITO verder ontwikkeld met de toevoegingen van een chemisch model voor de reactie van NO met O₃ en de productie van NO₂. Het Envi-met model onderscheidt zich van andere modellen door een uitgebreide koppeling met andere fysische processen zoals een bodemmodel voor bodemtemperatuur en vochtigheid, stralings- en wolkenmodel voor UV straling. Daarnaast beschikt Envi-met over een vegetatie module die het effect van vegetatie niet enkel op het stromings- en turbulentie veld berekent, maar ook op de luchttemperatuur en vochtigheid, straling, CO₂ concentraties en de depositie van gassen en fijn stof. Op dit moment wordt door VITO een module ontwikkeld voor de modellering van de verspreiding en transformatie van UFP.

2.5.3 Emissiemodellen

De bovenbeschreven modellen modelleren de verspreiding en eventuele reacties in de atmosfeer van gassen en stoffen na emissie. De emissies vormen echter een essentieel onderdeel van de model input. Voor verkeeremissies ontwikkelde VITO het MIMOSA model (Mensink et al., 2000; Vankerkom et al., 2009). Dit model is gebaseerd op de COPERT IV methodologie (Gkatzofliaz et al., 2007) en aangepast voor de Belgische wegen.

Het model berekent naast de directe uitlaatemissies voor verschillende polluenten ook de niet-uitlaat emissies TSP, PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁ en PM_{0.1}. Het model berekent ook de emissies van precursoren van secundair PM zoals NO_x, SO₂ en NH₃.

2.5.4 Modelling ultra fijn stof: huidige stand van zaken

De meeste van bovenstaande modellen zijn hoofdzakelijk ontwikkeld voor het berekenen van die polluenten waar er nationale of internationale normen voor bestaan. Voor fijn stof is dit PM₁₀ en PM_{2.5}. Dit is de totale massa van alle deeltjes kleiner dan 10 respectievelijk 2.5 µm. Deze massa wordt voornamelijk bepaald door de grootste deeltjes binnen deze range. De ultra fijne partikels, deeltjes met een diameter onder de 0.1µm, hebben nauwelijks een bijdrage tot de totale massa PM₁₀ en PM_{2.5}, ondanks het feit dat zij in aantal veel talrijker aanwezig zijn.

Sommige lokale modellen modelleren het totaal aantal deeltjes waarbij aangenomen wordt dat het ultra fijn stof zich verspreidt zoals een inert gas. Reacties die effect kunnen hebben op het totaal aantal deeltjes zoals nucleatie, coagulatie, condensatie en depositie worden hierin verwaarloosd. Op dit moment is het echter niet helemaal duidelijk in welke mate of onder welke voorwaarden deze processen genegeerd kunnen worden voor lokale verkeeremissies.

De UFP transformatieprocessen zijn sterk afhankelijk van de grootte van de deeltjes en voor sommige processen zoals coagulatie zelfs van de hele grootteverdeling. Kettel en Berkowics maakten een uitgebreide analyse van de tijdschalen van de verschillende processen (Kettel and Berkowicz, 2004, 2005). Uit hun analyse blijkt dat in geval van weinig verdunning en hoge concentraties deze processen een sterk effect kunnen

hebben, vooral op de allerkleinste deeltjes. Depositie en coagulatie blijken een efficiënt mechanisme voor de reductie van de allerkleinste deeltjes in de 'nucleatie' en 'Aitken mode'. (zie inleiding) Ook verdamping van de nucleatie deeltjes wordt vermeld (Sioutas, 2005),

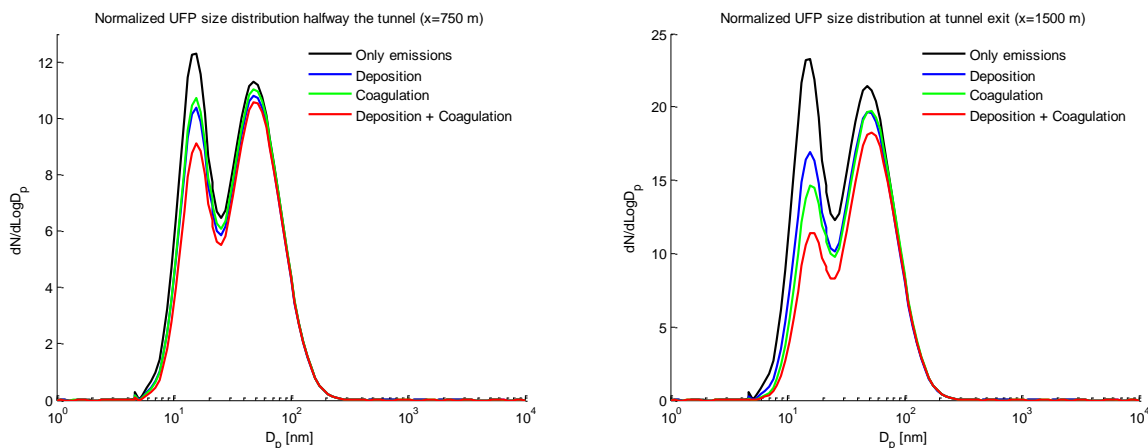
Voor verkeerstunnels is het duidelijk dat de concentraties zo sterk oplopen dat deze transformatie processen niet genegeerd kunnen worden. Dit blijkt zowel uit modelstudies (Gidhagen et al., 2003) met effecten van 40 tot 70%, als uit metingen (Cheng et al., 2010). Voor open locaties zoals gewestwegen en snelwegen zal de verdunning domineren en zullen deze transformatieprocessen slechts een beperkt effect hebben. Dit is alvast de analyse van Ketzal (Ketzal and Berkowicz, 2004) die de hypothese van Zhu (Zhu et al., 2002) ontkracht. De hypothese is dat depositie en coagulatie verantwoordelijk zijn voor de snelle afname van het aantal ultra fijne deeltjes en de verandering van de deeltjesgrootte-verdeling. Er is wel een consensus dat de concentratie van aantal deeltjes sterk afneemt in functie van de afstand tot de weg (zie 1.3 ruimtelijke spreiding van UFP) maar de processen die hiervoor verantwoordelijk zijn, zijn nog onvoldoende gekend en cruciaal voor modelberekeningen.

Voor streetcanyons is het op dit moment onduidelijk welk aandeel de verschillende processen zouden kunnen hebben in het reduceren van het totale aantal ultra fijne deeltjes. Volgens Gidhagen (Gidhagen et al., 2004b) zou tijdens het transport van de uitlaat tot het voetpad tot 30% van het totale aantal deeltjes reeds gereduceerd zijn door depositie en coagulatie. Wanneer de emissies dan de dakhoogte van de huizen bereiken zou nog eens 10% verwijderd zijn. Deze analyse is dan weer tegenstrijdig met die van Vignati en Pohjola, die het effect van depositie en coagulatie in de streetcanyon als niet-significant beschouwen (Pohjola et al., 2003; Vignati et al., 1999).

Op stedelijk niveau worden in de literatuur reducties vermeld tussen de 15 en 30% ten gevolge van coagulatie (Ketzal and Berkowicz, 2004; Ketzal et al., 2004). In tegenstelling tot verkeerstunnels en streetcanyons zijn het niet de hoge concentraties die voor een efficiënte coagulatie zorgen, maar zijn het de lange transporttijden op deze schaal, die er voor zorgen dat de transformatieprocessen de tijd hebben om een significant effect te veroorzaken. De onderzoekers voegen er wel aan toe dat omwille van de onzekerheid in de modellen en in de metingen het op dit moment erg moeilijk is uit te maken in welke mate de diverse processen bijdragen tot deze reductie.

Ondanks uiteenlopende cijfers en soms tegenstrijdige conclusies bevestigen de meeste studies toch dat onder de meeste omstandigheden deze transformatie processen niet verwaarloosd kunnen worden in geval van UFP concentraties. De implementatie van deze vaak complexe processen in bestaande dispersiemodellen is echter niet eenvoudig. Omdat de processen sterk afhankelijk zijn van de grootte van de deeltjes dient men veelal een complete deeltjesgrootteverdeling te modelleren, dit in tegenstelling tot een gasvormige pollutant of PM_{10} waarvoor een simpele scalaire vergelijking volstaat. Voor sommige processen zoals nucleatie en condensatie heeft men zelfs informatie nodig over de lokale chemische samenstelling van de deeltjes en de atmosfeer. Dit maakt het vanuit modeltechnisch oogpunt complex en de berekening vaak rekenintensief. Het gamma modellen dat in staat is deze transformatieprocessen te beschrijven is eerder beperkt en wordt vaak enkel nog op academisch niveau gebruikt. Daarnaast beperken ze zich meestal tot zogenaamde boxmodellen die enkel de transformatieprocessen op zich beschrijven; vb: AEROFOR2 en (MULTI)MONO32 (Pirjola and Kulmala, 2000a; Pirjola and Kulmala, 2000b; Pirjola et al., 2003), piecewise aerodynamic aerosol model (Sandu, 2006) en AERO3 (vignati, 1999). gekoppeld aan lokale of stedelijke dispersiemodellen (Gidhagen et al., 2004a; Gidhagen et al., 2004b; Gidhagen et al., 2003; Uhrner et al., 2007). Ketzal koppelde het AERO3 model aan een pluim model (Ketzal and Berkowicz, 2005).

Bij VITO wordt momenteel een UFP model voor verkeerstunnels ontwikkeld en getoetst aan de hand van metingen in de Craeybeckstunnel (De Maerschack et al., 2010; Mishra et al., 2009). Het is een dispersiemodel waarin transformatieprocessen zijn opgenomen zodat een dynamische modellering mogelijk wordt. Figuur 6 geeft een voorbeeld van de gemodelleerde deeltjesgrootteverdeling halverwege en op het einde van de Craeybeckstunnel. De verschillende lijnen in de plots zijn het resultaat van het al dan niet opnemen van depositie en coagulatie in het model. De plots illustreren dat zowel depositie als coagulatie een sterk effect hebben, vooral op de allerkleinste deeltjes. Wanneer we de linker- en rechterplot met elkaar vergelijken dan valt op dat het aantal deeltjes kleiner dan 12nm nauwelijks toegenomen is ondanks de constante emissie, terwijl de tweede piek in de distributie, de Aitken mode, op het einde van de tunnel met ruim 50% toegenomen is ten opzichte van halverwege de tunnel. Wanneer we geen depositie en coagulatie zouden opnemen in het model en UFP als een inert gas zouden modelleren, de zwarte lijn in de plots, dan zien we dat alle deeltjes in aantallen even sterk toenemen en dat ten opzichte van halverwege de tunnel hun aantal nu verdubbeld is. Op basis van de analyses met dit relatief simpele model, zal verder onderzocht worden welke processen efficiënt geïmplementeerd kunnen worden in het Envi-met model.



Figuur 6: Gemodelleerde UFP concentraties halverwege (linkerplot) en aan het einde (rechterplot) van de Craeybeckstunnel. De verschillende lijnen geven het effect van het al of niet modelleren van verschillende processen zoals depositie en coagulatie. (Concentraties zijn genormaliseerd met het totaal aantal deeltjes aan de tunnelingang)

Niet alleen de dispersiemodellen voor UFP, maar ook de emissiemodellen zijn nog volop in ontwikkeling. De meeste emissie modellen beperken zich tot PM₁₀ en PM_{2.5}. De COPERT IV database bevat wel informatie over het totale aantal deeltjes en reactief oppervlak, maar niet over de grootte verdeling. De meeste studies vermeld in bovenstaande paragrafen gebruiken emissies gebaseerd op eigen lokale meetcampagnes. Het is niet bekend in welke mate deze emissies veralgemeend kunnen worden en hoe representatief ze zijn voor verschillende locaties en tijden.

Op VITO werd recent een UFP-emissie model (Nikolova et al., 2010) ontwikkeld op basis van het totaal aantal geëmitteerde deeltjes volgens de COPERT IV database en informatie over de deeltjesgrootteverdeling uit het PARTICULATES project (Samaras et al., 2005). Het model levert een continue deeltjesgrootteverdeling op basis van de lokale verkeersactiviteit en een typisch Vlaams wagenpark. Hiervoor maakt het gebruik van de MIMOSA databanken. Het is bekend dat de UFP emissies sterk afhankelijk is van het type

voertuig en motor, maar ook van de rijsnelheid en meer nog van de acceleratie. Bij gebrek aan beschikbare data zijn deze laatste twee slechts in beperkte mate opgenomen in het model.

Tenslotte dienen we hier nog op te merken dat niet enkel de ontwikkeling van de modellen nog volop onderwerp van onderzoek is en slechts recent meer en meer aandacht krijgt, ook het accuraat en efficiënt meten van UFP is nog volop in ontwikkeling. Dit maakt dat er nog relatief weinig data beschikbaar is voor modelvalidatie en er nog een zekere mate van onzekerheid bestaat wat betreft inputgegevens, randvoorwaarden en nauwkeurigheid van de modellen.

In het kader van het SBO voortraject 090009 (Characterizing the effect of inhaled particulate matter on airways: an overall study design from atmosphere to alveoli) werd in juni-juli een meetcampagne uitgevoerd in de Craeybeckstunnel waarvan de resultaten gebruikt zullen worden voor een eerste modelvalidatie van het tunnelmodel.

Ten slotte dienen we op te merken dat wat het gebruik van modellen betreft, we hier enkel de modellering van concentraties in de buitenlucht hebben besproken. Toch brengen mensen een groot deel van hun tijd binnen door. (zie paragraaf 1.4). Transformatieprocessen zullen een belangrijke impact hebben op de indoor/outdoor ratio en opbouw van kennis hier rond is dan ook cruciaal.

2.6 Gebruik van Sensornetwerken voor het inschatten van de blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten en UFP

Sinds enkele jaren kennen sensornetwerken heel wat interesse. Deze interesse wordt gevoed door ontwikkelingen in het domein van sensortechnologie en van de informatie- en communicatietechnologie. Vooral draadloze sensornetwerken staan sterk in de belangstelling. Mogelijke toepassingen situeren zich in een zeer breed domein gaande van het monitoren van de gezondheidstoestand van individuen (Body Area Networks) tot aardobservatie met mini-satellieten (Cubesats). Ook het monitoren van luchtkwaliteit is een toepassing van sensornetwerken.

2.6.1 Concept en definities

De term "**sensornetwerk**" dekt vooral een concept. Onder een "sensor" verstaan we een toestel dat een signaal uit de omgeving online omzet in een elektronisch signaal. Een "sensornetwerk" verbindt dan de individuele sensoren via een draadloos of bekabeld data-communicatienetwerk onderling met elkaar en/of met een gecentraliseerde database of controlecentrum. Op zich is dat niet echt nieuw. Talrijke bestaande netwerken voldoen aan deze definitie.

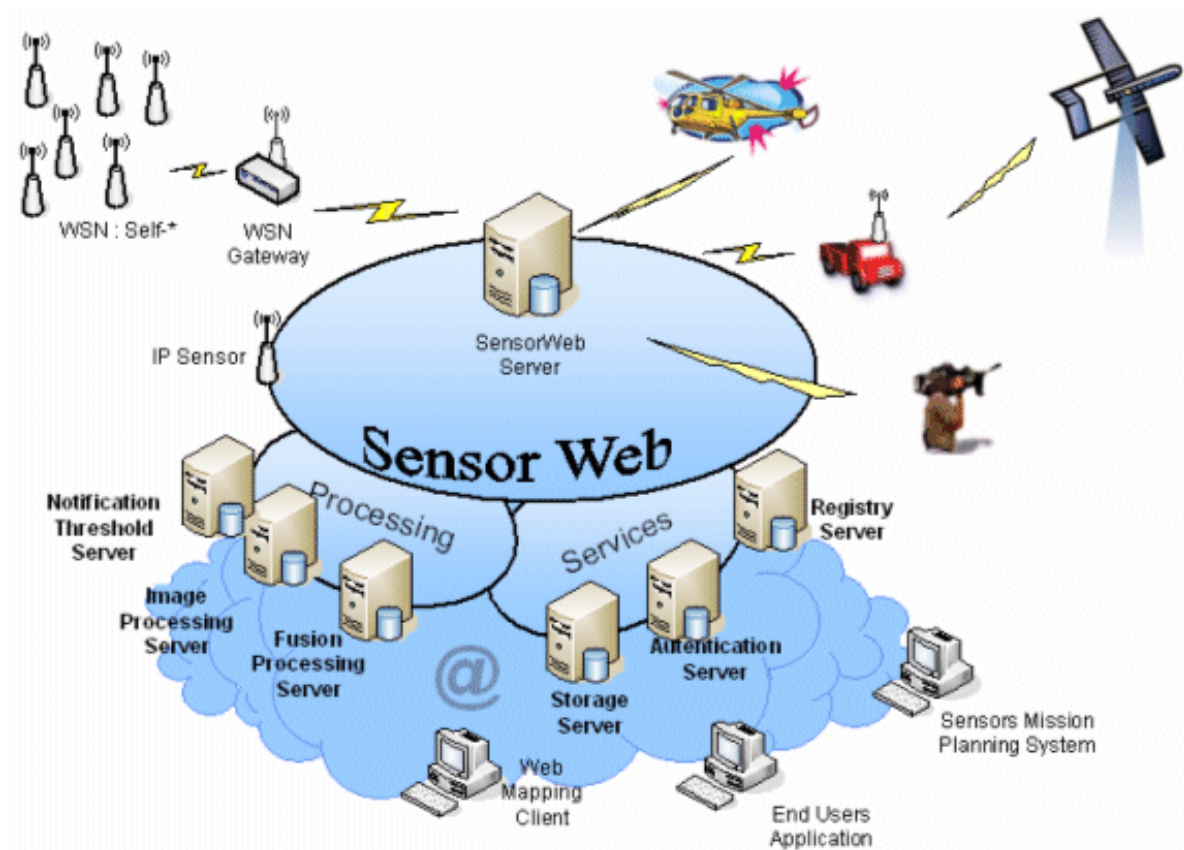
"Sensornetwerken" onderscheiden zich van klassieke (meet)netwerken door het feit dat ze een aantal technologische ontwikkelingen (draadloze data-communicatie, *distributed computing*, toename van data-opslagcapaciteit en rekenkracht, miniaturisering van sensoren, ...) gebruiken om te komen tot:

- monitoring in gebieden waar dat voorheen moeilijk of onmogelijk was, bv. gebieden, waar moeilijke toegang, onveiligheid, toegang tot stroom en netwerkbekabeling, ... het inzetten van klassieke meettoestellen bemoeilijkt; typische voorbeelden zijn onderzoek in de nabijheid van vulkanen, op het water of in dichtbeboste gebieden;
- het automatiseren van processen (bv. irrigatiesystemen);
- monitoring met een hoge spatiale en temporele resolutie door het gebruik van een grote hoeveelheid relatief goedkopere, kleine meettoestellen; de metingen op zich zijn

mogelijk minder betrouwbaar maar dit wordt gecompenseerd door de veelheid aan gegevens.

Dikwijls zullen deze drie doelstellingen in zekere mate aanwezig zijn bij de ontwikkeling van een sensornetwerk.

Een sensor uitgerust met een processor, communicatie-eenheid en lokale data-opslagcapaciteit wordt een "sensor node" genoemd. In Figuur 7 wordt een voorbeeld geschetst van een sensornetwerk dat bestaat uit vaste en mobiele sensor nodes.



Figuur 7: Voorstelling van sensornetwerk bestaande uit vaste en mobiele sensoren

Belangrijke bepalende aspecten voor een sensornetwerk zijn de hoeveelheid data die moet worden doorgestuurd, de kwaliteit van het (draadloos) netwerk, het energieverbruik en de kwaliteit, betrouwbaarheid en robuustheid van de gebruikte sensoren.

Sensornetwerken stellen nieuwe uitdagingen aan de verwerking en interpretatie van de verkregen gegevens. De verschuiving van een klein aantal zeer precieze meettoestellen naar een (potentieel heel) groot aantal goedkopere maar minder precieze of minder betrouwbare toestellen vergt intelligente procedures voor geautomatiseerde calibratie, kwaliteitscontrole en dataverwerking gebaseerd op patroonherkenning, automatische detectie en relevantie-inschatting van outliers, combinaties van sensorgegevens met modelberekeningen en extern beschikbare gegevens, ... De sensor zelf moet beschikken over een processor en specifieke software die toelaat om afhankelijk van de situatie

gegevens samen te vatten, bijkomende gegevens op te meten, relevante van niet-relevante gegevens te onderscheiden, en deze al dan niet door te sturen.

In dat geval spreekt men van een "intelligent gedistribueerd netwerk": "intelligent" omdat een deel van de dataverzamelings-, verwerkings- en communicatietaken autonoom door het netwerk worden uitgevoerd; "gedistribueerd" omdat een deel van de verwerkingstaken, de benodigde reken capaciteit en (tijdelijke) data-opslag wordt verdeeld over de verschillende sensor nodes.

Bij het gebruik van "**mobiele sensoren**" is de sensornetwerk-kant minder uitgesproken. Mobiele sensoren zijn sensoren gemonteerd op mobiele platformen (voertuigen, vaartuigen, vliegtuigen) die voorzien zijn van positiebepaling en draadloze communicatietechnologie om gegevens in real time door te sturen. Mobiele sensoren kunnen alleenstaand gebruikt worden of geïntegreerd zijn in sensornetwerken. De vereisten voor de sensoren hangen af van het mobiel platform (laadvermogen, stroomvoorziening, snelheid, ...) en de vereiste nauwkeurigheid. Mobiele sensoren kunnen worden gebruikt om gegevens te verzamelen op moeilijk bereikbare plaatsen (o.a. met onbemande platforms, bv. UAV's), om de ruimtelijke variatie van de bestudeerde fenomenen beter in te schatten of om flexibel ingezet te worden op het moment en op de plaats waar het nodig wordt geacht. Een specifiek geval van mobiele sensoren zijn draagbare persoonlijke sensoren. Hiermee kan de blootstelling van mensen rechtstreeks worden gemeten. Deze sensoren hebben dan wel specifieke vereisten, voornamelijk op het vlak van autonomie, draagbaarheid en responstijd. Mobiele platformen kunnen zowel uitgerust zijn met dure hoge-kwaliteitssensoren als met goedkope sensoren.

Op Europees niveau werkten projecten uit het 6^{de} Kaderprogramma zoals OSIRIS en S@ny-Sensors Anywhere aan het uitwerken van standaarden die koppeling tussen verschillende sensoren, sensornetwerken en modellen moet mogelijk maken.

2.6.2 Sensornetwerken en mobiele metingen voor luchtkwaliteit

Metingen van luchtkwaliteit worden typisch uitgevoerd op een beperkt aantal sites (of voor een beperkte tijdsduur) met hoge kwaliteit en een overeenkomstige hoge kostprijs. Uit onderzoek blijkt echter dat de luchtvervuiling in complexe stedelijke omgevingen (en dan in het bijzonder verkeersgerelateerde vervuiling) sterk kan variëren in tijd en ruimte, en daardoor ook de individuele blootstelling aan die luchtvervuiling. De blootstelling van individuen is dus ook sterk afhankelijk van hun individuele activiteits- en verplaatsingspatronen. Metingen in vaste meetstations blijken weinig representatief voor de feitelijke blootstelling aan bv. PM_{2,5} en CO (Kaur et al., 2007) (referentie).

Om de persoonlijke blootstelling van individuen aan luchtvervuiling beter in te schatten, kunnen twee strategieën worden gevolgd:

Sensornetwerken en mobiele sensoren kunnen ingezet worden om een dynamisch en fijnmazig beeld (een dynamische kaart) te geven van de pollutie. Door dit te koppelen aan de verplaatsingspatronen van individuen (via bv. activity based models) krijgen we zicht op de persoonlijke blootstelling van deze individuen aan luchtvervuiling.

Draagbare persoonlijke sensoren kunnen gebruikt worden om een continu en gedetailleerd beeld te geven van de persoonlijke blootstelling van een individu aan luchtvervuiling (in tegenstelling tot passieve samplers die een geïntegreerde waarde geven voor de blootstellingsduur. Dit kan onmiddellijk gekoppeld worden aan het (simultaan via bv. GPS opgenomen) verplaatsingspatroon van dat individu.

→ **Vaste sensornetwerken**

Het voordeel van vaste sensornetwerken ten opzichte van traditionele meetnetten ligt in het feit dat gegevens kunnen worden verzameld (en verwerkt) met een veel hogere ruimtelijke en tijdsresolutie. Daarbij wordt er van uitgegaan dat verlies aan precisie in individuele meetpunten gecompenseerd wordt door de veelheid aan gegevens waardoor uiteindelijk de variatie in tijd en ruimte beter wordt ingeschat, en door het ontwikkelen van procedures (intelligentie en zelflerend vermogend) voor automatische verwerking en interpretatie van gegevens (bv. automatische detectie van outliers en speciale gebeurtenissen), voor kwaliteitscontrole en voor validatie en mogelijk calibratie. Naast het selecteren van geschikte sensoren is dit laatste een belangrijke uitdaging voor de ontwikkeling van dit soort netwerken.

• **Sensoren voor luchtkwaliteit**

Het belangrijkste criterium voor de selectie van sensoren is in dit geval uiteraard de kost. Naast de kost voor aankoop en installatie van de sensoren omvat dit ook de operationele kost van het netwerk. De operationele kost hangt af van de onderhouds- en calibratievereisten, en van de autonomie t.o.v. stroomvoorziening en reagentia. Voor opstelling in omgevingen waar geen permanente stroomvoorziening aanwezig is, is stroomverbruik een cruciale factor.

Er zijn wel heel wat goedkope gassensoren op de markt beschikbaar. Deze worden aangeboden onder de vorm van de basissensoren (kost 50 – 150 €) al dan niet geleverd met de benodigde electronica (kost 150 – 300 €) voor inbouw in toestellen, of onder de vorm van volledige meettoestellen, o.a. voor NO₂, ozon, CO of VOS (1000 – 3000 €). In de meeste gevallen gaat het om halfgeleider metaaloxide-sensoren of electrochemische sensoren. Bekende producenten van de basissensoren zijn bv. e2v, Figaro en Citicel voor metaaloxide-sensoren, en Alphasense en City Technology voor electrochemische sensoren. De meeste van deze sensoren en meettoestellen zijn echter niet ontwikkeld voor gebruik in omgevingslucht. Typische toepassingen zijn veiligheids- of ventilatietoepassingen. Voor gebruik in omgevingslucht vertonen veel van deze sensoren een te hoge ruisdrempel of een te lage selectiviteit.

In het commerciële domein zijn er slechts een beperkt aantal aanbieders van sensoren voor omgevingslucht. City Technology biedt Envirocel aan, gecombineerde sensoren voor CO en NO₂ voor inbouw in meettoestellen (kost ong. 250 €). Aeroqual en Envitec bieden meettoestellen aan op basis van metaaloxide-sensoren. Deze kosten 1500 – 3000 €. Ook een aantal onderzoeksgroepen werkt aan de verbetering van metaaloxide-gassensoren voor gebruik in omgevingslucht. Verbeteringen in gevoeligheid en selectiviteit worden vooral verwacht van het gebruik van nanodeeltjes. Op langere termijn wordt ook de toepassing van nieuwe materialen zoals koolstof-nanobuisjes of specifieke polymeren onderzocht.

Momenteel worden een aantal sensoren getest in het kader van het IDEA project die mogelijk relevant zijn voor het meten van verkeersblootstelling. De eerste testresultaten wijzen erop dat er voor CO en ozon vrij goede resultaten kunnen worden behaald. De resultaten met NO₂-sensoren zijn voorlopig minder goed. De eerder vermelde Aeroqual toestellen werden nog niet uitgetest. De verwachting is dat zij redelijk goede resultaten zouden kunnen opleveren.

In de nabije toekomst worden bijkomende veldtesten uitgevoerd met CO, ozon en NO₂-sensoren.

Op dit moment bestaan er geen goedkope UFP sensoren (deeltjestellers) die breed kunnen worden gebruikt in een vast sensornetwerk. Ook de meeste duurdere toestellen

in de prijscategorie van 5 000 tot 20 000 € zijn niet geschikt voor langdurig gebruik in een permanent sensornetwerk omwille van de onderhoudsnoden en de nood aan reagentia. In het IDEA-project wordt daarom gezocht naar de mogelijkheid om indicatoren ("proxies") voor UFP te ontwikkelen op basis van goedkoop te meten variabelen (zie ook volgende paragraaf).

- **Voorbeelden van vaste sensornetwerken**

In de literatuur wordt tot hiertoe maar weinig voorbeelden gerapporteerd van vaste sensornetwerken voor stedelijke luchtkwaliteit. Tsujita et al. (2005) demonstreerden dat NO₂ met voldoende precisie kon worden gemeten met commercieel beschikbare Figaro-sensoren mits compensatie voor wisselende temperatuur en vochtigheid.

In het Britse MESSAGE project (*Mobile Environmental Sensing System Across Grid Environments*) werden sensor nodes ontwikkeld voor meting van NO₂ en CO op basis van Alphasense electrochemische sensoren. (R. North et al., 2009) De keuze voor de electrochemische sensoren werd bepaald door hun lager energieverbruik dan metaaloxide-sensoren, waardoor een grotere autonomie mogelijk wordt. In Leicester werd een netwerk van 50 sensor nodes op een oppervlakte van 1 km² ontplooid, die draadloos met elkaar in verbinding stonden. Meetresultaten werden nog niet gepubliceerd zodat het moeilijk is om in te schatten wat de kwaliteit is van de metingen. Mondelinge mededelingen doen echter vermoeden dat de detectiegrens van de NO₂-sensoren te hoog is om gebruikt te worden in omgevingslucht.

In het IDEA-project (*Intelligent Distributed Environmental Assessment*, gefinancierd door IWT) <http://www.idea-project.be/> onderzoekt VITO samen met de Universiteit van Gent en de Erasmus Hogeschool de mogelijkheid om een dicht stedelijk sensornetwerk uit te bouwen voor geluid en luchtkwaliteit. Het IDEA-netwerk wordt hiërarchisch opgebouwd uit sensoren met verschillende kost. Goedkope sensoren (20 – 200 €) kunnen in grote hoeveelheden op vaste locaties worden geplaatst waar ze voor een langere periode blijven (maanden, jaren), en duurere kwalitatief betere sensoren worden op een beperkt aantal plaatsen geplaatst. Naast de combinatie van goedkope en duurere sensoren wordt in IDEA ook nagegaan of de gelijktijdige meting van verschillende co-variabelen toelaat om enkel de goedkoopst te meten variabelen (bv. geluid, CO, meteo) consistent te meten, en de duurder te meten polluenten (bv. UFP) enkel op enkele locaties in het netwerk te meten. Essentieel bij IDEA is de ontwikkeling van intelligente, lerende procedures voor automatische verwerking en interpretatie van gegevens (bv. automatische detectie van outliers en speciale gebeurtenissen, interpolatie), voor kwaliteitscontrole en voor validatie en mogelijk calibratie (o.a. op basis van analyse van tijdsreeksen, patroonherkenning, correlatie-analyse). In het najaar zal een eerste beperkt test-netwerk worden opgezet.

→ **Mobiele metingen**

Om een voldoende gegevensdichtheid te krijgen, kan gebruik gemaakt worden van mobiele metingen. Sensoren kunnen geplaatst worden op of in verschillende soorten voertuigen (personenwagens, bussen, taxi's, fietsen) of kunnen door voetgangers worden gedragen. Mobiele sensoren kunnen dan zowel kleine, goedkope sensoren in mobiele draagbare toestelletjes zijn, als omvangrijke, duurere toestellen in of op voertuigen. Gemotoriseerde voertuigen hebben het voordeel dat stroomvoorziening verzekerd is, en dat ze niet beperkt zijn door het gewicht van de sensoren. Ze bewegen zich in de verkeersstroom, en meten daar de concentraties. Opstelling van meettoestellen op bussen of trams heeft het voordeel dat hetzelfde traject regelmatig herhaald wordt. Taxi's of bv. voertuigen van een stedelijke voertuigvloot zullen eerder "random" een stad doorkruisen. Opstelling op een fiets geeft een grotere flexibiliteit

(fietsen, wandelen aan de hand). Een meetfiets kan snel worden ingezet, verplaatst, en gebruikt om een gericht lokaal onderzoek uit te voeren (bv. specifieke hot spot). Metingen gebeuren meestal naast de verkeersstroom.

Dit soort *mobiele data* verschilt fundamenteel van klassieke luchtkwaliteitsdata. In klassieke metingen worden tijdsreeksen verzameld op een vaste plaats of simultaan op een beperkt aantal punten. Mobiele metingen geven meettrajecten waarin elk meetpunt zowel in tijd als in plaats verschilt. Elk meetpunt op zich is weinig relevant want het kan sterk beïnvloed zijn door lokale of sterk tijdsgebonden gebeurtenissen. Enkel van het patroon in tijd en ruimte van de metingen in een studiegebied of van een vast traject dat regelmatig herhaald wordt, kunnen betekenisvolle besluiten getrokken worden. Hiervoor moeten aangepaste technieken ontwikkeld worden om de verkregen gegevens te aggregeren en interpreteren.

Anderzijds kunnen mobiele sensoren ook gebruikt worden om onmiddellijk een beeld te geven van de *persoonlijke blootstelling* van een individu aan luchtvervuiling. Ze kunnen ook gebruikt worden in studies naar persoonlijke blootstelling van individuen die een bepaalde transportmodus gebruiken, bv. fietsers, automobilisten. Ook in deze gevallen kunnen de meetresultaten sterk beïnvloed worden door lokale, tijdelijke gebeurtenissen, en moet worden nagegaan hoe de individuele meetgegevens kunnen worden geëxtrapoleerd naar een grotere groep.

In beide gevallen zal de representativiteit van de gegevens moeten afgewogen worden tegen de kost van de gegevensverzameling. Er is echter een fundamenteel verschil in aanpak en data-analyse. Wanneer het louter de bedoeling is de persoonlijke blootstelling te bepalen van het individu dat de sensoren draagt, moet het traject dat gevolgd wordt voldoende representatief zijn en – om te extrapoleren naar jaargemiddelde blootstelling – ook de omgevingscondities representatief (vb invloeden van seizoenen,...) Wanneer deze data echter gebruikt worden voor het maken van hoge-resolutie blootstellingskaarten is het belangrijk dat er voldoende temporele resolutie is op de verschillende plaatsen anders wordt mogelijk de temporele variatie foutief geïnterpreteerd. Een specifieke piste die gevolgd kan worden, is het gebruik van goedkope draagbare toestelletjes door brede groepen van vrijwilligers. Dit wordt ook wel "participatory sensing" genoemd. In dat geval worden de gegevens niet op een systematische wijze verzameld noch volledig "random".

- **Sensoren**

De vereisten voor de sensoren (omvang, gewicht, stroomvoorziening, kost) hangen sterk af van het platform. In tegenstelling tot vast opgestelde sensoren is een korte responstijd voor mobiele metingen kritisch. Het signaal moet immers voldoende snel reageren op lokale piekconcentraties (afhankelijk van de snelheid van het platform). Stroomvoorziening is over het algemeen minder kritisch. Stroom kan geleverd worden door het voertuig, of de drager kan de batterijen dagelijks herladen.

Wanneer we de concentratie in functie van de plaats nauwkeurig willen kennen, is naast een betrouwbare sensor ook een betrouwbare plaatsindicatie van belang. Voornamelijk in binnenomgeving kan dit mogelijk problemen opleveren. Dit kan deels opgelost worden met het gebruik van dagboeken (voor de rechtstreekse bepaling van persoonlijke blootstelling).

Op zich zijn draagbare sensoren niet nieuw. Er bestaan heel wat draagbare sensoren die bv. de aanwezigheid van toxische gassen in de omgeving detecteren (bv. voor CO en ozon) en de drager verwittigen in geval van gevaar. Het vernieuwende bestaat in de toepassing op polluenten in omgevingslucht, de koppeling met positiegegevens en de

mogelijkheid tot real-time data-communicatie. De gassensoren die in aanmerking komen voor goedkope draagbare toestelletjes die in grote getale kunnen geproduceerd worden en tegen lage kost kunnen worden ingezet, komen overeen met de goedkope sensoren die in vaste netwerken kunnen worden gebruikt. De responstijd is hierbij echter een bijkomende beperking.

Voor UFP zijn er draagbare toestellen, zoals de P-trak en de MiniDISC die kunnen gebruikt worden voor mobiele metingen. Deze toestellen kosten echter 4000 – 6000 €. Vooral P-traks werden zo al gebruikt in verschillende studies (zie hieronder). De Magee Micro-aethalometer meet 'black carbon'. Hij is geschikt voor mobiele metingen van verkeersgerelateerde blootstelling aan roetdeeltjes. Voor het meten van de blootstelling aan PM_{2.5} kan een Dusttrack of Grimm spectrometer gebruikt worden. Deze laatste heeft ook een module voor het meten van aantal deeltjes (25 – 300 nm): Nanocheck. De kostprijs van deze toestellen ligt rond de 10,000 euro. Het meten van PM_{2.5} is voor bepaling van blootstelling aan verkeerspolluenten waarschijnlijk niet de meest aangewezen parameter. Het nadeel van deze toestellen voor het meten van fijn stof is bovendien dat ze niet gebruikt kunnen worden bij hoger relatieve vochtigheid.

Voor gebruik op mobiele platformen komen in principe alle on-line meettoestellen in aanmerking zolang hun omvang het toelaat, en hun responstijd voldoende kort is. In het kader van het MESSAGE-project werd een multi-polluent monitor voor mobiele toepassingen ontwikkeld, de DUVAS-monitor, gebaseerd op differentiële UV-absorptie-spectrometrie. Deze monitor heeft momenteel prototype-status. Hij is draagbaar of handig te monteren op voertuigen, en voorzien van real-time draadloze gegevensoverdracht. Volgens de leverancier kan deze monitor simultaan NO₂, NO, SO₂, ozon en benzeen meten met een detectielimiet van 10 ppb en een resolutie van 5 seconden. In het kader van het MESSAGE-project werd deze monitor uitgetest op personenwagens en bussen. De verwachte kost is 20 000 – 30 000 €.

- **Voorbeelden van gebruik van mobiele sensoren**

Bij VITO werden met behulp van P-traks metingen uitgevoerd van de blootstelling van fietsers aan UFP. (Berghmans et al., 2009) Daartoe werd de Aeroflex ontwikkeld, een fiets uitgerust met meetapparatuur en GPS. De Aeroflex werd ook ingezet in studies om de luchtkwaliteit in Antwerpen, Gent en Brugge te screenen. Deze laatste metingen werden gebruikt in een eerder verkennend onderzoek

In de literatuur zijn verschillende andere verslagen terug te vinden van het gebruik van draagbare UFP sensoren, o.a. (Kaur et al., (2005), Fruin et al. (2008), Boogaerd et al. (2009), Weber et al. (2009)).

VITO voerde ook testen uit met de MiniDISC en de Magee Micro-aethalometer. De MiniDisc meet het aantal deeltjes en vertoonde een goede correlatie met de P-trak, een toestel dat al in meerdere studies werd gebruikt. De MiniDisc heeft een iets grotere ruis maar is in staat hogere concentraties te meten (meer dan 500,000 deeltjes). Het toestel is momenteel nog maar beschikbaar in een pilootversie, een commercieel product wordt in 2011 verwacht en de geschatte kostprijs bedraagt 6,000 euro. Op dit moment wordt de Magee Micro-aethalometer gebruikt in het kader van een doctoraatsonderzoek (VITO/Universiteit Hasselt) naar persoonlijke blootstelling van individuen in verschillende micro-omgevingen.

Commercieel beschikbare draagbare CO-sensoren werden in een aantal studies gebruikt om de persoonlijke blootstelling van individuen of de variabiliteit in stedelijke omgeving in te schatten (o.a. Milton et al. (2007), Kaur et al. (2007)). Hoewel deze toestellen gebruikt worden aan de ondergrens van hun meetbereik, lijken een aantal voorlopige testen bij VITO er op te wijzen dat ze inderdaad bruikbaar zijn. Een belangrijke beperking

is echter hun vrij lange responstijd waardoor het signaal bij mobiel gebruik onvoldoende snel reageert op lokale concentratiepieken en het signaal afgevlakt wordt. Of dit doorslaggevend is voor het inschatten van de totale blootstelling, is nog niet onderzocht.

In het MESSAGE project werden de eerder vermelde Alphasense sensoren ook ingebouwd in draagbare persoonlijke meettoestellen. Ook hiervoor werden echter nog geen resultaten gepubliceerd.

Enkele andere onderzoeksgroepen ontwikkelden draagbare meettoestelletjes op basis van e2v sensoren voor NO₂, CO en ozon:

- CommonSense: <http://www.communitysensing.org/>
- Sensaris: <http://www.sensaris.com/>; <http://www.lamontreverte.org/>
- MAQUMON: <http://www.isis.vanderbilt.edu/projects/maqumon>
- AIR Preemptive Media Project: <http://www.pm-air.net/index.php>)

Rode draad door deze laatste toepassingen is dat ze vooral focussen op draadloze communicatie, systeemintegratie en voorstelling van resultaten via webgebaseerde toepassingen (met onderzoeksteams die grotendeels bestaan uit ICT- en electronica-experten), en dat de kwaliteit van de sensoren zelf weinig kritisch bekeken wordt.

Een ander project is het MAQS (Mobile Air Quality Studies). De bedoeling is binnen de studie een mobiel sensorplatform te ontwikkelen om de luchtkwaliteit te meten. Een Grimm monitor wordt hierbij gebruikt. De bedoeling is het platform te gebruiken om de blootstelling te meten in relatie tot o.a. weginrichting verkeersintensiteit, weersomstandigheden, in voertuigen.

<http://www.biomedcentral.com/content/pdf/1745-6673-5-8.pdf>

2.6.3 Besluiten

Sensornetwerken hebben een groot potentieel om de blootstelling van personen in detail in kaart te brengen. Momenteel worden er wereldwijd demonstraties uitgevoerd met deze sensornetwerken.

Er zijn echter nog belangrijke uitdagingen. De beschikbaarheid van geschikte (goedkope) sensoren voor luchtkwaliteit is op dit moment nog beperkt. Waar geen permanente stroomvoorziening voorhanden is, is energieverbruik van de sensor node een belangrijke beperkende factor. Rode draad bij het gebruik van sensornetwerken is het feit dat gerekend wordt op de veelheid aan sensordata om het gebrek aan accuraatheid en mogelijke onbetrouwbaarheid van individuele sensoren op te vangen. Dit vereist nieuwe strategieën voor geautomatiseerde en intelligente dataverzameling, -verwerking en -interpretatie.

Deze uitdagingen maken dat een sensornetwerk op zeer korte termijn niet gebruikt kan worden in een biomonitoring studie. Het is wel aan te raden beschikbare mobiele toestellen in te zetten om de blootstelling beter in kaart te brengen, aanvullend op bestaande traditionele metingen. Ook hier is er nog de uitdaging om geschikte en betrouwbare sensoren te vinden.

Het gebruik van mobiele sensoren voor het meten van de persoonlijke blootstelling is op korte termijn mogelijk het meest haalbaar. De eerste testen met een aantal toestellen voor het meten van UFP, BC en CO worden uitgevoerd.

Sensornetwerken kunnen mogelijk in de toekomst bijdragen om de blootstelling van individuen meer gedetailleerd te bepalen.

2.7 Belangrijkste conclusies (Hoofdstuk 1 en 2)

De belangrijkste conclusies wat betreft het meten van UFP en andere verkeerspolluenten:

- Ultrafijn stof (UFP: ultrafine particulates) omvat volgens de strikte definitie alle deeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 100 nm. De meest gerapporteerde metriek voor UFP is de totale aantal concentratie. Deze toestellen meten over een groter gebied en de ondergrens is ook verschillend. De vergelijking van deze parameter moet bijgevolg met de nodige omzichtigheid gebeuren omdat verschillende deeltjestellers verschillende diameterranges meten. Vooral de ondergrens is hierbij cruciaal, wanneer we verkeersgerelateerd aantal deeltjes willen meten; uitlaataerosol van verkeer situeert zich voornamelijk in de kleinste fractie. Het meten van grootteverdeling geeft meer info maar de meettechnieken zijn ook duurder en complexer.
- Stedelijke achtergrondconcentraties bedragen typisch enkele duizenden tot 10^4 deeltjes/cm³. enkele tienduizend deeltjes/cm³. In de omgeving van verkeerswegen kunnen de concentraties een factor 10 hoger liggen en het niveau van 10^5 deeltjes/cm³ overschrijden. Dit is in fel contrast met de PM concentraties welke voor hot spot locaties een verhoging van 20-30 % vertonen boven de stedelijke achtergrond. Op hot spot locaties kunnen mensen worden blootgesteld aan concentraties van UFP welke beduidend hoger liggen dan de normale stedelijk achtergrond. Voor PM is deze variatie veel kleiner.
- UFP vertoont een zeer grote ruimtelijke variatie. Vooral in een omgeving met veel verkeer (stedelijke omgeving of in de buurt van een drukke weg). Bijgevolg kan 1 centrale monitor op een achtergrondlocatie niet volstaan om de blootstelling van de bevolking juist in te schatten.
- UFP vertoont ook een grote variatie in de tijd: hierbij spelen lokale bronnen een rol maar ook meteorologische condities.
- Om de blootstelling (bij een biomonitoringsstudie) zo juist mogelijk in te schatten is er nood aan vaste meetopstellingen maar ook aanvullende methoden om de concentraties te extrapoleren waar niet gemeten wordt. LUR en persoonlijke monitoring zijn hiervoor aanvullende tools die informatie kunnen bieden over resp. meerdere plaatsen en binnenluchtconcentraties. Sensornetwerken kunnen mogelijk in de toekomst ook een toegevoegde waarde bieden.
- Aangezien de meeste mensen veel tijd binnen doorbrengen is kennis van de concentraties binnen noodzakelijk om de blootstelling in te schatten. De concentraties binnen worden beïnvloed door bronnen buiten (verkeer) en binnenbronnen. Metingen van de buitenlucht blijven noodzakelijk omdat het verkeersaerosol buiten gevormd wordt en om confounding met binnenbronnen te vermijden, andere dan verkeer. Stationaire metingen in de buitenlucht kunnen aangevuld worden met binnenmetingen om de verhouding buiten/binnen in te schatten. Buitenmetingen blijven nodig om tijdstrends vast te stellen en ter validatie van modellen (die over het algemeen de buitenlucht modelleren en niet rechtstreeks de binnenlucht)
- De meest gerapporteerd verkeersgerelateerde polluenten in de literatuur zijn NO_x, EC/BC en meer recent ook UFP. In verschillende studies werden onderlinge correlaties vastgesteld. Correlaties tussen UFP en NO_x werden vastgesteld. Deze correlaties zijn meestal echter zeer plaatsspecifiek. NO vertoont meestal een betere correlatie met andere parameters dan NO₂ omdat deze laatste slechts zeer beperkt rechtstreeks wordt uitgestoten maar grotendeels secundair gevormd wordt uit NO. Meestal wordt echter een slechte correlatie gevonden tussen UFP en PM_{2.5} of PM₁₀ (omdat UFP slechts beperkt bijdraagt tot de PM massa en beide verschillende bronnen hebben). UFP is specifiek gebonden aan (de onmiddellijke nabijheid van) verkeer dan PM_{2.5} of PM₁₀ die over het hele studiegebied een meer gelijkaardige concentraties vertonen
- Relatief eenvoudige technieken om de persoonlijke blootstelling aan totaal aantal UFP deeltjes te meten, zijn momenteel in ontwikkeling. Deze zijn echter nog maar in

hun validatiefase of zeer recent op de markt. Er bestaan wel persoonlijke dosimeters die een geïntegreerde waarde geven.

HOOFDSTUK 3 GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN UFP (WP1 LITERATUUR)

3.1 Gezondheidseffecten van partikels met speciale focus op UFP en verkeersbronnen

The link between air pollution and adverse health effects was established in the beginning of the previous century when a Belgium research team led by Prof. Firket published its findings on the incident in the Meuse valley near Liège in December 1930. Even then, when concentrations of gases such as SO₂ were much higher than today, it was clear that fine particles were part of the problem. The report refers to "Small carbonaceous particles (0,5-1,35 µm)" that stay in suspension, will enter houses readily and can be inhaled and that were found in alveoli and leucocytes.

Despite the fact that particulate concentrations are now orders of magnitude lower than during the infamous 20th century episodes, there is still overwhelming evidence for important public health effects at these lower concentrations. This fact was proven clearly and consistently 15 years ago in a couple of mostly American epidemiological studies.

And ever since, a growing body of epidemiological studies have shown consistent associations between exposure to particulate air pollution (mass concentration of PM 2.5; Particulate Matter with aerodynamic diameter < 2.5 µm) in urban areas and acute increases in morbidity and mortality rates, especially for persons with obstructive lung and cardiovascular diseases (e.g. Pope, 2002, 2004; Kunzli, 2005). More recently, improved air quality in American cities was associated with increased life expectancy (Pope III et al., 2009) which lends additional credibility to the conclusions drawn from earlier studies.

These scientific observations have spurred the WHO to publish guidelines. For particle mass there is no threshold in particle concentrations below which health would not be jeopardized (World Health Organization Guidelines for Air Quality, (WHO, 1999).

Ultrafine particles, such as generated through combustion processes, have a higher probability of deposition in deeper parts of the respiratory tract due to their high diffusivities (see review of literature in Int Panis et al., 2010). Ultrafine particles are deposited across all regions of the airways and lungs with particles in the size range 0.02 µm to 0.10 µm being deposited predominantly in the respiratory bronchioles and alveoli (acinar region of the lung). While ultrafine particles deposit well in the distal parts of the lung, even smaller particles, less than 10 nm in diameter, do not: most deposit in the upper airways (Brown et al., 2000).

Based on scientific studies and derived WHO recommendations, policy makers have devised air quality legislation and imposed an increasing set of tightening emission standards in many sectors aimed at reducing the anticipated health effects but at an increasing economic cost.

At present no one knows which substances of PM_{2.5} are responsible for these health effects. Probably ambient PM_{2.5} is more likely "a surrogate" parameter rather than a distinct cause-effective parameter for any well defined disease. Over the last couple of

years there has grown a consensus that vehicle related air pollution, may be more toxic or detrimental to public health than the general air pollution mixture. This hypothesis; that emissions from mobile sources are an important culprit is based on the observation that tailpipe PM emissions generally fall within the Ultra Fine Particle (UFP < 0.1 μm) and UFP may have health impacts which are additive to those attributed to PM (Knol et al., 2009). They mentioned, based on expert elicitation techniques, that the overall medium to high likelihood rating of causality of health effects of UFP exposure and the high likelihood rating of at least one of the proposed causal mechanisms explaining associations between UFP and cardiac events, stresses the importance of considering UFP in future health impact assessments of (transport-related) air pollution, and the need for further research on UFP exposure and health effects (Knoll et al., 2009). Hoek et al. (2009) have published the consensus exposure response function from this expert elicitation. Also a number of studies have observed an association between health effects and the proximity to major roads (Gauderman et al., 2007).

In addition there is continued concern over emissions of road traffic because suburban sprawl and increased vehicle miles traveled may in theory contribute to an increased exposure through an increase in the average intake fraction of pollutants from vehicle exhaust. The population near traffic sources increases and there is a limited availability of roadside monitors. More extensive traffic-monitoring networks and a greater focus on near-roadside environments encompassing a wider range of pollutants derived from combustion and non-combustion sources is therefore necessary. Nevertheless policy makers often refer to health effects to support specific policies, plans, projects and measures targeting the transport sector. But how sure are we that this is the right thing to do?

In 2009 the Health Effects Institute (HEI) performed a thorough review of peer reviewed literature and concluded that there was suggestive but insufficient evidence to decide on a causal link between vehicle emissions and most of the health endpoints except for the exacerbation of existing asthma although there was no unanimity on that point (Health Effects Institute, 2009). A central hypothetical mechanism of how particles affect human health involves the generation of reactive oxygen species (ROS) at target sites in the lung.

Meanwhile our understanding and consensus on this particulate matter is continuously growing. Even more recently, in June 2010, the American Heart Association (AHA) published an update of it's 2004 scientific statement on "Air Pollution and Cardiovascular Disease" (Brook et al., 2010). They had already concluded that exposure to PM contributes to cardiovascular morbidity and mortality. Based on a comprehensive review of the new evidence they now concluded that:

- "Exposure to $\text{PM}_{2.5}$ over a few hours to weeks can trigger cardiovascular disease-related mortality and nonfatal events"
- "longer-term exposure (eg, a few years) increases the risk for cardiovascular mortality to an even greater extent"
- long term exposure to $\text{PM}_{2.5}$ reduces life expectancy within more highly exposed segments of the population by several months to a few years
- "many credible pathological mechanisms have been elucidated that lend biological plausibility to these findings"

And (probably referring to the Pope III et al., 2009 paper) they also state that; "reductions in PM levels are associated with decreases in cardiovascular mortality within a time frame as short as a few years.

Based on the epidemiological evidence, it is the opinion of the AHA writing group that "the overall evidence is consistent with a **causal** relationship between $\text{PM}_{2.5}$ exposure and cardiovascular morbidity and mortality".

The fact that both the HEI and the AHA have decided on a causal link between either PM_{2.5} or vehicle emissions and some of the important health effects is a new step in convincing budget strapped policy makers to devise cost-efficient measures to reduce these health effects.

3.2 Gezondheidseffecten van 'short burst of exposure' aan verkeersgerelateerde pollutie

There are still many unresolved scientific issues. At this moment it is not clear what the health effects of short bursts of high exposure are relative to the effects of chronic exposure which are well known from epidemiological studies. Nevertheless some observations suggest that short episodes of high exposure can potentially account for some of the observed health effects (Pekkanen et al. 2002; McCreanor et al., 2007; Straket al., 2010). Short exposures are also more of importance for people already having chronic diseases or chronic exposures.

An important question is whether the very high exposure during short burst which are typical for traffic UFP, entails any significant health risks? Indeed, the large difference occurs only for relatively short periods during the journey to work or school and most of the epidemiological evidence of the health risks related to near-traffic pollution gradients is derived indirectly through PM_{2.5}. UFP is considered to be a likely candidate to contribute to cardiovascular health effects, due to its characteristics and potential to induce inflammation. UFP is a part of diesel exhaust, that is labeled likely carcinogenic by the US-EPA. An interesting study in Copenhagen backs this hypothesis, where it is shown that cyclists in traffic have more oxidative DNA damage (Vinzents et al., 2005). Observations by Peters et al. (2004) suggest that short episodes of high exposure can potentially account for some of the cardiovascular effects while exposure chamber studies also indicate inflammatory and cardiovascular effects of short exposure during mild exercise (Ghio et al., 2000; Gong et al., 2003; Stenfors et al., 2004). But Brugge et al. (2007) conclude that "while the evidence is considerable, it is not overwhelming and weak in some areas". Although dedicated epidemiological evidence is limited there is some direct evidence of the effect of UFP on clinical or sub clinical effects linked to cardiovascular and respiratory illness (Pekkanen et al., 2002;

Riediker et al., 2004; Huang and Ghio, 2009), but some evidence is still circumstantial and there is a need for more targeted research to unequivocally link UFP from traffic to health endpoints (HEI, 2009). According to Delfino et al. (2005) poor exposure assessment and misclassification is one of the reasons that UFP effects are still not well defined and a conclusion that can be extended to most pollutants (Int Panis, 2010).

3.3 Epidemiologische studies over UFP

Literature was analyzed in the order to give an overview of studies related with the effect of ultrafine particles on human health. The table below gives a summary of epidemiological studies **before 2004**.

Table: Summary of epidemiological studies on the health effects of ultrafine particles (adapted from Morawska et al., 2004)

Reference	Location	Groups studied	Effects studied	Conclusion
Osunsanya et al., 2001	U.K.	44 adults with COPD	Respiratory morbidity	No association between UFP and respiratory symptoms
Pekkanen et al., 1997	Finland	39 children with asthmatic	Respiratory morbidity	Number concentrations of UFP were less

Reference	Location	Groups studied	Effects studied	Conclusion
		symptoms		strongly associated with variations in peak expiratory flow (PEF) than PM10 or black smoke (BS)
Pekkanen et al., 2002	Finland	45 adults with coronary heart disease	Cardiovascular morbidity	Observed independent associations of both FP and UFP with risk of ST-segment (segment of heartbeat) depression
Penttinen, 2001	Finland	54 non-smoking adult asthmatics	Respiratory morbidity	Daily mean number concentration, but not particle mass, was negatively associated with PEF. Effect of UFP on respiratory symptoms not independent from other traffic-generated pollutants
Peters et al., 1997	Germany	27 non-smoking adult asthmatics	Respiratory morbidity	Health effects (PEF) were more associated with the number of UFP than with the mass of FP
Tiittanen et al., 1999	Finland	49 children with chronic respiratory problems	Respiratory morbidity	No consistent effects
von Klot et al., 2002	Germany	53 non-smoking adult asthmatics	Respiratory morbidity	Bronchodilator use increased with exposure to ultrafine and fine particles
Wichmann et al., 2000	Germany	General population	Cardiovascular and respiratory mortality	Both fine and ultrafine particles associated with increased mortality; single monitor station

PEF: Peak Expiratory Flow; FP: Fine Particles; UFP: Ultrafine Particles; BS: Black Smoke

A number of epidemiological studies addressed the associations between ambient ultrafine particle concentrations and mortality or morbidity of urban populations (before 2004). While the results of the reviewed studies are described as providing exposure-response relationships, they actually provide information on ambient concentration-response relationships across the population studied. Even if ambient exposure data were an adequate surrogate for personal exposure, it is unlikely that the measurements taken at a fixed-point monitoring site, which is the case in all the reviewed studies, will give a reasonable estimate of overall outdoor pollutant exposure.

When the odds ratios for the effects of ultrafine particles in this limited database are considered, it is obvious that all the odds ratios are greater than or equal to 1.00, which suggests some increased risk, while the 95% confidence intervals indicate that these increases do not reach statistical significance since they all include 1.00 within their ranges. However, the database at present is very limited.

In most studies automobile traffic was the major source of the ultrafine particles. Thus, the observed health effects may be due to ultrafine particles but also to some specific components of the complex mixture.

Other studies, **after 2004** or not listed in the table above, are discussed in following paragraphs.

The ULTRA study (Exposure and Risk Assessment for Fine and Ultrafine Particles in Ambient Air) aimed at investigating the effects of different fractions of particulate matter (mass and number concentration) and gaseous air pollutants on the cardiovascular system in panels of elderly subjects with a history of coronary heart disease (de Hartog et al., 2003). The study was a cooperation between research institutes of the Netherlands, Germany and Finland. The number concentration of ultrafine particles (up to 5×10^4 particles/cm³) was only associated with the prevalence of avoidance of activities (odds ratio =1.10, 95%CI: 1.01,1.19) whereas the exposure to PM_{2.5} was associated with some cardiac symptoms in three panels of elderly subjects. PM_{2.5} was more strongly related to cardio-respiratory symptoms than ultrafine particles were. The level of number concentrations of ultrafine particles was comparable to the one mentioned in the studies above. Concentrations of pollutants in outdoor air were measured at a fixed site which is not a good proxy measure for the personal exposure of the subjects.

Chan et al. (2004) conducted a study in which the relationship between heart rate variability (HRV) and particle number concentrations for particles in diameter 0.02-0.1µm was assessed. They followed 9 healthy adults and 10 elderly subjects with obstructive lung function impairment. In this study the effect of 'personal' exposure to UFP on HRV was examined. Subjects were monitored over only 10 daytime hours using ultrafine particle counters. Decreases in HRV indices were associated with exposure to UFP. The monitoring period was too short to assess effects on the long term.

Gauderman et al. (2007) showed that local exposure to traffic on a freeway had adverse effects on children's lung development, which are independent of regional air quality, and which could result in important deficits in attained lung function in later life.

The concentrations of several pollutants are raised near major freeways. Daytime concentrations of black carbon, ultrafine particulate, and other exhaust pollutants have been reported to be high, but decline exponentially, within 500 m of a freeway, although night-time concentrations of ultrafine particulate remain above background concentrations for distances greater than 500 m from a freeway.

Both regional ambient and ultrafine particulate matter present in high concentration in close proximity to roadways can elicit oxidative and nitrosative stress in the airways, which results in inflammation. Additional research is needed to identify the specific traffic pollutants that bring about health effects.

McConnell et al. (2006) examined the relationship of local **traffic**-related exposure and asthma and wheeze in southern California school children (5-7 years age). Residential exposure was assessed by proximity to a major road and by modeling exposure to local traffic-related pollutants. Residence within 75m of a major road was associated with an increased risk of lifetime asthma (odds ratio (OR) = 1.29; 95% confidence interval (CI), 1.01-1.86), prevalent asthma (OR = 1.50; 95% CI, 1.16-1.95) and wheeze (OR = 1.40; 95% CI, 1.09-1.78). The higher risk of asthma near a major road decreased to background rates at 150-200 meter from the road. The results indicate that residence near a major road is associated with asthma.

Hoffmann et al. (2006) reported that long-term exposure to urban air pollution may accelerate atherogenesis and increase cardiopulmonary mortality. Data of the German Heinz Nixdorf RECALL study (population based prospective cohort study) were used and the long-term personal **traffic** exposure was assessed. The crude odds ratio for prevalence of coronary heart disease at high traffic exposure was significantly elevated

(OR > 1). Limitations of this study include the lack of individual level information on occupational exposures and indoor exposures.

Results of controlled exposure studies of effects of ultrafine particles on lung function as measured by plethysmography and spirometry were not consistent (Morawska et al., 2004).

Framptom (2006, 2007) showed that pure carbon UFP exposure reduced expression of selected adhesion molecules on blood leukocytes (white blood cells) at a dose of 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and also decreased the pulmonary diffusing capacity for carbon monoxide (dose: 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). The overall nature and direction of the changes did not suggest increased systematic inflammation. Concentrations of pure carbon to which humans were exposed were relatively large compared to ambient UFP concentrations found in cities (see introduction).

The study of Zareba et al. (2009) aimed at determining whether controlled exposure to elemental carbon ultrafine particles affects electrocardiogram parameters describing heart rate variability; repolarization duration, morphology and variability; and changes in the ST segment (segment of heartbeat). Concentrations were up to 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ UFP and exposure was for 2 hours. The observed responses to UFP exposure were small and generally not significant.

3.4 Epidemiologische betekenis van 'proximity to major roads'

Several recent epidemiological studies have used the proximity of the home to major roads as a surrogate for exposure and suggested that proximity of people to motorized road traffic can be used as a proxy that partly explains observed health effects (Beelen et al., 2007). Land-use regression models (LUR) typically use road or traffic density as a predictor of local concentrations. Combined with other variables such as population density LUR provide a quick and accurate assessment of concentrations useful for exposure assessments (Briggs et al., 1997; Hoek et al., 2008). Other authors have used either measurements or models to demonstrate that exposure during commuting could make a significant contribution to total exposure (e.g. Fruin et al., 2004). Recent reviews of both approaches can be found in Boogaard et al. (2009) and Beckx et al. (2009a). This increased exposure in traffic is a consequence of the fact that vehicles typically emit high quantities of pollutants under a limited number of specific driving conditions (Int Panis et al., 2006; Beusen et al., 2009). Close proximity to traffic therefore leads to peak exposure when trailing vehicles, pedestrians or cyclists cross the tailpipe plume.

We performed a systematic non-meta-analytical literature review to document the association between residential proximity to major traffic roads and health endpoints. This review was motivated by the use of proximity of major traffic roads as proxy for exposure to ultrafine particles.

Methods

PubMed was consulted. Search keywords covered proximity major roads, distance, particles published in English were reviewed. Information on design, population and distance related measures, and presence of an association with selected effects or physiological assessments was extracted from retrieved articles.

Results

26 articles were reviewed. Of these, 9 addressed the relationship between proximity to major roads and prenatal effects, 7 respiratory endpoints, 7 cardiovascular endpoints and 3 mortality. Prenatal effects studied included spontaneous abortion, small for gestational age and neonatal mortality. Cardiovascular effects in association with proximity to major roads include evidence of a pro-atherosclerotic status, changes in coagulation

parameters. Respiratory symptoms studied include asthma, wheezing and allergy. The definitions used to classify exposure differs largely between studies.

Conclusions

The epidemiological evidence on 'proximity of major roads' shows an associations with a diversity of endpoints. The definitions used to classify exposure should be harmonized to make comparison possible. For many endpoints an economic evaluation is hard to make as there is no information available about the economic value of certain endpoints e.g. 'small for gestational age', procoagulatory effects.

EFFECT OF PRENATAL EXPOSURE

Author, country	Study design	Study Group & period	Method	Hazard
M. Brauer et al, CA Environmental health perspectives. 116(5) 2008:680-686. Erratum in: Environmental Health Perspectives 116(12)2008:A519	Cross-sectional	Mother-child pairs in Vancouver. Age mothers: 31,1y average n=70249 1999-2002	Birth outcomes: SGA and LBW at full term (≥37 weeks). Distance to highway (AADT 21000 – 114000) or major roads (AADT 15000 - 18000): <150m and <50m	Highest (<50m of a highway) vs lower exposure group (>50m of a highway): <u>SGA:</u> AOR= 1.26 (1.07 to 1.49) for total group <u>LBW:</u> NS
A.P.P. De Medeiros et al, BR Environmental Health Perspectives 117(1) 2009 127-132	Case-control	Mother child pairs and fetal or neonatal deaths in south Sao Paulo. Cases: n=318 perinatal deaths (early neonatal and fetal deaths) Unpaired controls: n=313 200-2001	Birth outcomes: fetal and neonatal death. Distance weighted traffic density within 228.6m.	DWTD (vs ≤6.0): <u>Neonatal deaths:</u> AOR= 1.46 (0.67 to 3.18) for >6.0 and 45.3 AOR= 2.82 (1.32 to 6.03) for >45.3 and ≤370.2 AOR= 2.82 (1.32 to 6.03) for >370.2 and ≤10810.9
R.S. Green et al, USA Environmental Health Perspectives 117(12) 2009:1939-1944	Cohort	Pregnant women from a prepaid health plan in California ≤ 12 weeks into pregnancy. Age mothers: ≥18y n=4979 1990-1991	Pregnancy outcome: spontaneous abortion. Maximum AADT at the residence at the time of LMP. Distance to major roads (interstates, freeways, highways, minor arterials): ≤50 m, ≤100 m, and ≤150 m. 3 exposure categories: 0-74 th (AADT=0-1089), 75 th -89 th (AADT=1090-15199) and ≥ 90 th percentile (AADT≥ 15200)	Highest (90 th) vs lowest (75 th) exposure category, ≤ 50m traffic measure: AOR= 1.18 (0.87 to 1.60) for total Group AOR = 1.47 (1.07 to 2.04) for non-smokers
P. Latzin et al, CH European Respiratory Journal 33(3) 2009:594-603	Cohort	Mother-child pairs in Bern, at full term (<37 weeks) Age mothers: median 34y (25-55) Age of neonates: 5 weeks n=241 1997-2007	Lung function: Tidal breathing parameters: minute ventilation, mean tidal expiratory flow, mean tidal inspiratory flow, respiratory rate breaths, tidal volume Multiple breath washout: FRC _{ao} , LCI, inflammatory markers eNO and NO output. Distance to major roads: roads of ≥4m and ≥6m width.	NS

Author, country	Study design	Study Group & period	Method	Hazard
Y. Miyake et al, JP Pediatric Allergy and Immunology 21 2010:22-28	Cohort	Mother-child pairs in Newagaya Age mothers: 30y +/-4 Age of siblings: 16-24 months n=756 2001-2003	Allergic diseases: wheeze, doctor-diagnosed asthma, atopic eczema, doctor-diagnosed atopic eczema. Distance to major roads (AADT= 30705-98977)	Highest (<50m) vs lowest (≥ 200m) exposure category: <u>Wheeze:</u> NS <u>Atopic eczema:</u> NS <u>Doctor diagnosed asthma:</u> AOR= 4.01 (1.44 to 11.24) <u>Doctor-diagnosed atopic eczema:</u> AOR= 2.26 (1.08 to 4.59)
N.A.Ponce et al, USA American Journal of Epidemiology 162 2005:140-148	Case-control	Mother-child pairs in Los Angeles n=37347 1994-1996	Preterm birth (<37 weeks) for 3 categories of socioeconomic status, in winter and summer, Distance weighted traffic density within 228.6m.	Highest (80 th percentile) vs lowest (20 th percentile) exposure category: <u>Low SES:</u> AOR= 0.93 (0.76 to 1.13) for summer AOR= 1.30 (1.07 to 1.58) for winter <u>Middle SES:</u> AOR= 1.19 (0.99 to 1.43) for summer AOR= 1.18 (0.99 to 1.14) for winter <u>High SES:</u> NS
E.H. Van den Hooven et al, NL Environmental Health 8 2009:59-70	Cohort	Pregnant women in Rotterdam Age mothers: 30,5y (20,5-38) n=7339 2002-2006	Birth and pregnancy outcomes: pregnancy induced hypertension, (pre)eclampsia, gestational diabetes, SGA, Birth weight and preterm birth (<37 weeks). Distance weighted traffic density within 150m. Proximity from major roads(AADT >10000)	NS
M. Wilhelm and B. Ritz, USA Environmental Health Perspectives	Case-control	Mother-child pairs in Los Angeles (see Ponce et al.) n=37433	Preterm birth (<37 weeks) and low birth weight Distance to major roads and traffic density	Highest (80 th percentile) vs lowest (20 th percentile) exposure category:

Hoofdstuk 3 Gezondheidseffect van UFP (WP1 Literatuurpakket)

Author, country	Study design	Study Group & period	Method	Hazard
111(2) 2003:207-216		1994-1996		<u>Preterm birth:</u> RR= 1.08 (1.01 to 1.15) <u>LBW:</u> AOR= 1.14 (1.00 to 1.
Zeka et al., UK Environmental Health 7 2008:1-13	Cross-sectional	Mother-child pairs in Eastern-Massachussets n=425751 1996-2002	Birth outcome: preterm delivery (<37 weeks), Small for gestational age, birth weight. Distance to major roads and traffic density: 1 SD change in distribution of log-transformed traffic exposures	Traffic density: <u>Birth weight (change in g):</u> NS <u>SGA:</u> 1.02 1.00, 1.03 <u>Preterm birth:</u> NS Distance: <u>Birth weight (change in g):</u> 3.8g (1.9g to 5.7g) <u>SGA:</u> NS <u>Preterm birth:</u> NS

AOR: Adjusted Odds Ratio; NS: Not significant; AADT: Annual Average Daily Traffic; LMP: Last Menstruation Period; SGA: Smal for Gestational Age at birth; LBW: Low Birth Weight; FRC_{ao}: Functional Residual Capacity at airway opening; LCI: Lung Cearance Index; eNO:i exhaled NO

RESPIRATORY EFFECTS

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
<p>M. Pujades-Rodriguez et al, UK</p> <p>Occupational and Environmental Medicine 66, 2009:679-684</p>	<p>Cross-sectional</p>	<p>Inhabitants of England.</p> <p>Age 2-6y: n=3500</p> <p>Age 7-15 y: n=6015</p> <p>Age ≥16 y: n=41479</p>	<p>Self-reported wheezing, diagnosed asthma, eczema and hay fever , 1-second forced expiratory volume (FEV1), immunoglobulin E and spirometry-defined chronic obstructive pulmonary disease (COPD).</p> <p>Distance to major roads: ≤150 m and >150 m, and 30 m bands in the subgroup ≤150 m</p>	<p>Highest (≤150m) vs lowest (>150m) exposure category:</p> <p><u>Wheeze:</u></p> <p>NS for 2-6y</p> <p>AOR=0.85 (0.74 to 0.99)</p> <p>for 7-15y</p> <p>AOR=0.93 (0.88 to 0.98)</p> <p>for 16+y</p> <p><u>Asthma, COPD, High HDM IgE,</u></p> <p><u>Hay fever, Eczema:</u></p> <p>NS</p> <p>The 30 m bands in the subgroup ≤150 m: Only significant effects</p> <p><u>Wheeze:</u></p> <p>AOR=0.85 (0.74 to 0.99)</p> <p>for 7-15y, <30m vs 120-150m</p> <p><u>Asthma :</u></p> <p>AOR=1.17 (1.01 to 1.36)</p> <p>for 16+y, 60-90m vs 120-150m</p>
<p>P. Newcomb and L. Jianling, USA</p> <p>Journal of Nursing Scholarship 40(4) 2008:319-325</p>	<p>Case-control</p>	<p>Children, admitted for emergency or inpatient treatment in 1 medical center (Texas).</p> <p>Age 1-12y</p> <p>Asthma: n=800</p> <p>Non-asthma: n=1387</p>	<p>Diagnosed asthma.</p> <p>Excluded: bronchiolitis, cystic fibrosis, chronic lung disease of infancy, bronchopulmonary fibrosis, primary immunosuppression.</p> <p>Distance to major roads (freeways, highways and major arterials): ≤ 500 m, 501-1000 m, 1001-1500m, 1501-2000m, 2001-300m and >3000m.</p>	<p>Exposure group ≤1500m vs >1500m:</p> <p><u>Diagnosed asthma:</u></p> <p>OR=7.81 (6.32 to 9.66)</p> <p>for total group</p> <p>74% of asthma patients</p> <p>29% of non-asthma patients</p> <p>0.1% increase in likelihood of hospital admission for asthma for 1m increase in proximity to major roads.</p>

Hoofdstuk 3 Gezondheidseffect van UFP (WP1 Literatuurpakket)

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
J. Kim et al, USA Environmental Health Perspectives 116(9) 2008:1274-1279	Cross-sectional	Children from 10 schools in San Francisco Bay Age N.A. grade 3-5 n=1080	Diagnosed asthma and bronchitis and episode of asthma and/or wheezing in the preceding 12 months. Maximum and closest annual average daily traffic (AADT). Traffic density: sum of (bidirectional AADT x length of road segments) within 150m. Distance to major roads (freeway, highway): ≤75m, >75m to ≤150m, >150m to ≤300m and ≥300m and logarithmic distance	Log of distance to major roads for IQR: <u>Asthma</u> AOR=1,43 (1.04 to 1,54) for total group <u>Bronchitis</u> AOR=1,47 (1.11 to 1,96) for total group
T. Schikowski et al, GE Biomed Central Public Health. 8(179) 2008	Cross-sectional (based on existing cohort)	Women from the Ruhr area with successful spirometry. Age 55 ± 0.6y n= 1251	Frequent cough, frequent cough with phlegm production, diagnosed bronchial asthma, COPD, Forced Expiratory Volume at 1s <80 (FEV1<80), Forced Vital Capacity <80(FVC<80) Distance to major roads ≤100m or >100m with >10000 cars/day.	High (≤100m) vs low (>100m) exposure category: <u>All health outcomes and lung function parameters:</u> NS
H.Kan et al, USA Thorax. 62(10) 2007:873-879	Cross-sectional (based on existing cohort)	Inhabitants of 4 US communities. Age: 54.2±5.8 y n=13972	Lung function: Forced Expiratory Volume at 1s (FEV1), Forced Vital Capacity (FVC) and FEV1/FVC. Traffic density: in 4 quartiles. Distance to major roads: <100 m and ≥100m <150 m and ≥150m.	Highest (Q4) vs lowest (Q1) exposure category with p values for trend based on quartiles with Q-medians: <u>FVC</u> -34.8mL (-66.5 to -3.15) for women NS for men <u>FEV1 and FEV1/FVC</u> NS High (≤100m) vs low (>100m) exposure category: <u>All lung function parameters:</u> NS High (≤150m) vs low (>150m) exposure category: <u>FVC</u> -24.2mL (-46.2 to -2.3) for women

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
				NS for men <u>FEV1 and FEV1/FVC</u> NS
T. Schikowski et al, GE Respiratory Research 6, 2005:152	Cross-sectional	Women of North-Rhine Westphalia Age 54.5± 0.6y n= 4757, half for lung function tests.	Respiratory symptoms: diagnosed chronic bronchitis, frequent cough, chronic cough with pleghm production. Lung function: Forced Expiratory Volume at 1s (FEV1), Forced Vital Capacity (FVC) and FEV1/FVC and COPD (FEV1/FVC<0.7). Distance to major roads (≥10000 cars /day): ≤100m and >100m	High (≤100m) vs low (>100m) exposure category: <u>Diagnosed chronic bronchitis</u> NS <u>Frequent cough</u> AOR=1.24 (1.03 to 1.49) for total group <u>COPD</u> AOR=1.79 (1.06 to 3.02) for total group <u>FEV1</u> MD=0.987 L (0.962 to 0.997) for total group <u>FVC</u> MD=0.982 L (0.966 to 0.998) for total group <u>FEV1/FVC</u> NS

CARDIOVASCULAR EFFECTS

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
B. Hoffmann et al, GE Environmental Health Perspectives. 117(8) 2009:1302-1308.	Cross-sectional (based on existing cohort)	Inhabitants of the Ruhr area. Age 60.0 ± 7.8y n= 4032	Inflammatory markers hs-CRP and fibrinogen in blood. Distance to major roads (freeways and federal highways): ≤ 50 m, 50-100 m, 100-200m, and >200m.	Highest (≤50m) vs lowest (>200m) exposure category: <u>Hs-CRP increase:</u> NS <u>Fibrinogen increase:</u> NS
A. Baccarelli et al, IT Circulation. 119(24) 2009:3118-3124	Case-control, matched for age.	Inhabitants of cities >15000 inhabitants. Age: 18-84y Lower limb DVT: n=663 Controls: n=859	Diagnosed lower limb DVT. Distance to major roads: ≤ 20,5m, 20.6-92m, 92.1-162m, and 162.1-718m. 10 th percentile: index distance 3m; 90 th percentile: index distance 245m.	Highest (90 th) vs lowest (10 th) exposure category : <u>Diagnosed lower limb DVT</u> AOR= 1.47 (1.10 to 1.96) for total group NS for 18-35y NS for 35-50y AOR= 1.71 (1.06 to 2.74) for 50-84y
B. Hoffmann et al, GE Epidemiology 20(2)2009:280-288	Cross-sectional (based on existing cohort)	Inhabitants of the Ruhr-area. Age: 45-75y n=4348	ABI and PAD Distance to major roads (mean daily vehicle count: 10000-130000): ≤ 10m, 11-20m, 21-30m, 31-40m, 41-50m, 51-100m, 101-150m, 151-200m and >200 m.	High (≤50m) vs low (>200m) exposure category: <u>ABI:</u> -0.024% (-0.047 to -0.001%) for total group -0.052% (-0.081 to -0.024%) for women NS for men <u>PAD:</u> AOR=1.77 (1.01-3.10) for total group AOR=2.79 (1.32 to 5.91) for women NS for men

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
H. Kan et al, USA Environmental Health Perspectives 116(11) 2008:1463-1468.	Cohort	Inhabitants of 4 US communities, without previous CHD. Age: 45-64y n=13309	CHD: (silent) myocardial infarction, coronary revascularization, CHD death. Traffic density, AADT: in quartiles. Distance to major roads: <150 m and ≥150m; <300 m and ≥300m. Per unit increase of log of traffic density	Log of distance to major roads: AOR=1.03 (1.01-1.05) for total group
B. Hoffmann et al, GE Circulation 116(5) 2007:489-496	Cross-sectional	Inhabitants of the Ruhr-area Age 54-75y n=4196	CAC Distance to major roads (with mean daily vehicle count 10000-130000): ≤ 10m, 11-20m, 21-30m, 31-40m, 41-50m, 51-100m, 101-150m, 151-200m and >200 m.	High exposure (≤ 100m): <u>CAC</u> AOR=1.45 (1.15 to 1.82) for total group AOR= 1.47 (1.15 to 1.87) for no CHD AOR = 1.65 (1.19 to 2.28) for men NS for women AOR=1.56 (1.11 to 2.20) for ≤60y AOR= 1.37 (1.00 to 1.88) for >60y AOR= 1.46 (1.12 to 1.91) for non-smokers NS for smokers AOR= 1.64 (1.22 to 2.20) for low education
B. Hoffmann et al, GE. European Heart Journal 27 (22) 2006: 2696-2702.	Cross-sectional	Inhabitants of the Ruhr-area. Age 60.4 ± 7.8y n=2596	CHD: self-reported history of a hard coronary event (myocardial infarction or coronary intervention). Distance to major roads: ≤ 50 m, 50-100 m, 100-200m, and >200m.	Highest (≤50m) vs lowest (>200m) exposure category: <u>CHD</u> NS
A. Iannuzzi et al, IT Cardiology in the Young 20, 2010:186-190		Children of Vietre sul Mare Age 6-14y n=52	BMI, insulin, total cholesterol, triglycerides, TSH, HsCRP, fasting blood glucose, heart rate, mean arterial pressure, intima media thickness, carotid arterial stiffness (ultrasound examination).	

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard

AOR: Adjusted Odds Ratio; AADT: Annual Average Daily Traffic; DVT: Deep Vein Thrombosis; ABI: Akle-Brachial Index; PAD: Peripheral Arterial Disease; CHD: Coronary heart disease; CAC: Coronary Artery Calcification

MORTALITY

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
U. Gehring et al, GE Epidemiology 17(5) 2006:545-551	Cohort: Follow-up of series of cross-sectional studies	Women of North-Rhine Westphalia. Age: 50-59y at time of baseline studies n=4752	Mortality: all-causes, cardiovascular, pulmonary, lung cancer Distance to major roads (≥ 10000 cars /day): $\leq 50m$ and $>50m$	High ($\leq 50m$) vs low ($>50m$) exposure category: <u>All causes:</u> ARR= 1.29 (0.93 to 1.78) for total group <u>Cardiopulmonary:</u> ARR= 1.70 (1.02 to 2.81) for total group <u>Non lung cancer, non cardiopulmonary:</u> ARR= 1.21 (0.77 to 1.87) for total group

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
R. Maheswaran and Paul Elliot, UK Stroke 34(12) 2003:2776-80	Ecological study	Inhabitants of England and Wales Age ≥45y	Stroke mortality. Distance to major roads (motorways, primary roads, A-roads): <200m, 200-<500m, 500-<1000m and ≥1000m.	High (<200m) vs low (≥1000m) exposure category: <u>Stroke mortality</u> ARR= 1.05 (1.04 to 1.07) for total group ARR= 1.04 (1.04 to 1.06) for women ARR= 1.07 (1.04 to 1.09) for men High (200-<500m) vs low (≥1000m) exposure category: <u>Stroke mortality</u> ARR= 1.03 (1.01 to 1.05) for total group ARR= 1.02 (1.00 to 1.05) for women ARR= 1.03 (1.01 to 1.06) for men High (500-<1000m) vs low (≥1000m) exposure category: <u>Stroke mortality</u> ARR= 1.02 (1.00 to 1.03) for total group ARR= 1.02 (1.00 to 1.04) for women NS for men
R. Beelen et al, NL Environmental Health Perspectives 116, 2008:196-202	cohort	n=117528: cases n=17286, age 64y (60-67y) non-cases n=100242, age 61y (58-65y)	Mortality: natural cause, cardiovascular, respiratory, lung cancer, orther. Traffic density: AADT on nearest road and in a 100m buffer Living near a major road <100m of a motorway and/or <50m of a local road with AADT>10000	High (95 th percentile) vs low (5 th percentile) exposure group for nearest road AADT: <u>Natural cause:</u> ARR=1.03 (1.00 to 1.08) for full cohort <u>Cardiovascular, Respiratory, Lung</u>

Author, country	Study design	Study Group	Method	Hazard
				<p><u>Cancer, Other:</u> : NS</p> <p>High (95th percentile) vs low (5th percentile) exposure group for 100m buffer AADT: <u>Natural cause:</u> NS for full cohort <u>Respiratory:</u> ARR=1.21 (1.02 to 1.44) for full cohort</p> <p><u>Cardiovascular, Lung cancer, Other:</u> NS</p> <p>High (<100) vs low (>100m) exposure group for living near major road: <u>Natural cause:</u> NS <u>Cardiovascular, Respiratory, Lung Cancer, Other:</u> : NS</p>

ARR: Adjusted Relative Risk; AADT: Annual Average Daily Traffic; DVT: Deep Vein Thrombosis; ABI: Akle-Brachial Index; PAD: Peripheral Arterial Disease; CHD: Coronary heart disease; CAC: Coronary Artery Calcification

HOOFDSTUK 4 BIOMERKERS IN VERKEERSSTUDIES (WP1 LITERATUUR)

Uit epidemiologische studies blijkt dat blootstelling aan partikels bijdraagt tot cardiovasculaire aandoeningen, mortaliteit, luchtwegproblemen, kanker en een impact heeft op groei en ontwikkeling (biometrie pasgeboren, premature mortaliteit). Blootstelling en de impact van de blootstelling kan gemeten worden met biomerkers. In wat volgt zijn de biomerkermetingen opgedeeld in volgende groepen: merkers van interne blootstelling, respiratoire en inflammatoire merkers, oxidatieve stress/schade merkers en cardiovasculaire merkers.

Onderstaande tabellen geven voor elk van deze groepen een overzicht van de meest gebruikte biomerkers in studies over inschatting van gezondheidseffecten van luchtpolluenten. Er werd niet getracht een volledige beschrijving te geven van alle studies waarin deze biomerkers werden gebruikt. Het overzicht omvat geen blootstelling- of effecten bij beroepsblootstelling, omvat enkel studies met melding van blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten en beperkt zich tot gezonde personen (met exclusie van risicogroepen zoals: astmatici, diabetici, mensen met hart- en vaat-aandoeningen of metabool syndroom...).

Wat betreft de biomerkermetingen kunnen volgende opmerkingen worden gemaakt:

- Alle merkers geven een indicatie van blootstelling of effecten van verkeer, maar zijn niet specifiek voor verkeersblootstelling of luchtverontreiniging. Zij geven in sommige gevallen ook een beeld van de opname via voeding (vb. PAK-DNA adducten). Algemeen gesteld geven biomerkers wel een verbeterde inschatting van de biologische plausibiliteit tussen luchtvervuiling en humane gezondheidseffecten.
- Voor de biomerkers onderaan opgelijst zijn geen gezondheidsrelevante waarden gekend. Voor de klinische parameters zijn wel normaal-waarden gekend, maar de impact van polluenten situeert zich bijna steeds binnen de range van klinisch aanvaardbare waarden.
- De halfwaardetijd of de uitmiddeltijd waarover de biomerkers een idee geven is meestal beperkt tot korte-middenlange termijn. Urinaire benzeen en PAK's merkers worden uitgescheiden enkele uren tot een beperkt aantal dagen na de blootstelling. DNA adducten hebben maximaal de levensduur van bloedcellen (maximaal aantal maanden), indien ze niet hersteld werden.

Gebaseerd op het literatuuroverzicht over biomarkerstudies in het domein van inschatting van impact van verkeerspolluenten, kunnen volgende algemene opmerkingen worden gemaakt wat betreft studiedesign:

- » De meeste studies includeren enkel niet-rokers.
- » Leeftijdsgroep: kinderen en ouderen zijn goede regionale/plaatselijke 'snuffelpalen'.
- » Invloed van: socio-economische status, BMI, geslacht, passief roken
- » Individuele gevoeligheid kan o.a. ingeschat via genotypering

- » Aantallen: N=50-300 of >1000. Lagere aantallen bij gecontroleerde blootstelling of panelstudies.
- » Gradiënt in blootstelling kan worden gemaximaliseerd door (i) nagaan van blootstelling/effecten van outdoor- vs. indoor beroepen (indien er vooral verschil is in verkeersblootstelling), (ii) te samplen over verschillende seizoenen, (iii) groepen te kiezen die verder en dichter bij belangrijke verkeerswegen wonen, (iv) metingen te doen voor en na een interventie.
- » Volgende studietypes worden uitgevoerd:
 - » Gecontroleerde blootstelling: dit is het meest robuust studytype, waarin ofwel parallelle groepen of via crossover studiedesign, individuen blootgesteld worden aan verkeerspolluenten.
 - » Panelstudies (follow-up): waarbij stalen van dezelfde individuen worden genomen op verschillende tijdstippen, om zo het contrast in blootstelling t.g.v. temporele variatie te maximaliseren. Het voordeel is dat de individuen zichzelf als controle hebben. Nadeel is dat andere variabele factoren zoals dieet, zonlicht eenzelfde temporele variatie vertonen welke de biomarkerwaarde in dezelfde richting kan beïnvloeden.
 - » Cross-sectionele studies: hierbij wordt een groep éénmalig onderzocht. Persoonlijke invloedsfactoren zijn belangrijke confounders bij dit soort onderzoek.

Onderstaande tabellen in paragraaf 4.1-4.4 geven een overzicht van de biomerkers die worden gebruikt in verkeersstudies. De tabel in paragraaf 4.5. geeft per studie een overzicht van de aanpak en de belangrijkste studieresultaten.

4.1 Biomerkers van interne blootstelling aan verkeerspolluenten

Eén van de problemen bij biomonitoring is het inschatten van individuele interne blootstelling aan partikels. Er bestaat geen niet-invasieve manier om dit in te schatten. De hoeveelheid C-partikels bij longautopsie reflecteert chronische blootstelling aan PM. Partikels in luchtwegmacrofagen geeft een indicatie van inhaleerbare PM. Luchtwegmacrofagen zijn primaire fagocyterende cellen in de luchtwegen. Zij kunnen geïsoleerd worden uit geïnduceerd sputum, wat een vrij invasieve manier van staalname is. Vaak worden andere, minder specifieke metingen uitgevoerd om een indicatie te hebben van blootstelling aan het mengsel van verkeerspolluenten. De twee belangrijkste blootstellingsmetingen zijn benzeenmetabolieten (aanwezig in gasvorm in het polluentenmengsel) en PAK's, waarvan de zwaardere (>4 benzeenringen) voorkomen op het oppervlak van de partikels en de lichtere in gasfase voorkomen. Benzeen is duidelijk voornamelijk afkomstig van verkeer. Benzeen kan gemeten worden in urine, als metaboliet in urine en ook in ademlucht. Deze merkers geven alle een indicatie van korte termijn blootstelling. PAK's ontstaan bij verbrandingsprocessen van fossiele brandstoffen, maar komen ook voor in voeding. Typische concentraties van B(a)P in Vlaanderen zijn <math><1 \text{ ng/m}^3</math>. Per dag wordt ca. 20 m³ ingeademd, wat resulteert in opname van 20ng B(a)P via de lucht. Via voeding wordt dagelijks ca. 200 ng opgenomen. PAK's worden gemetaboliseerd tot fenolische metabolieten, die in de urine voorkomen (bv. 1-OH pyreen, 1-OH of 2-OH fenantreen,...). Carcinogene PAK's worden bij metabolisatie meer electroofiel en kunnen adducten vormen met macromoleculen. Deze reactieproducten (PAK-DNA of in mindere mate PAK-albumine adducten) worden vaak gebruikt om luchtblootstelling aan PAK's in te schatten. DNA adductniveaus kunnen beïnvloed worden door polymorfismen in metaboliserende enzymen, of DNA repair enzymen en andere host factoren, zoals leeftijd, geslacht, consumptie van gerookte/gegrilde voeding en fruit en groenten (Palli et al., 2008). In slechts een erg beperkt aantal studies worden metalen als arseen, lood, nikkel en chroom in bloed gemeten, gezien verkeer een mogelijke bron is voor deze metalen.

Tabel: Biomerkers van interne blootstelling aan verkeerspolluenten

interne blootstellingsmerker	matrix	Omschrijving	Analyse
Koolstofdeeltjes in macrofagen (luchtwegen)	sputum	Meting van opp. Ingegenomen door C in macrofagen verkregen door geïnduceerd sputum	Lichtmicroscopie+ software
T,t-muconzuur	urine		HPLC
S-fenylmercaptuur-zuur	urine		HPLC
Benzeen, BTEX, MTBE, ETBE	urine	Meting in headspace van urine	SPME + GC-MS
Benzeen en VOS	ademplucht	Collectie in zak of canister	GC_MS
PAK fenolische metabolieten: 1-OH-pyreen OH fenanthreen 1-OH en 2-OH-naftaleen (1- en 2-naftol) 3-OH benzo[a]antraceen 3-OH benzo[a]pyreen	urine	Metabolieten van resp. pyreen, fenanthreen, naftaleen, benzo[a]antraceen, benzo[a]pyreen	HPLC-FL, GC-MS, LC-MS/MS
1-aminopyreen	urine	Metaboliet van 1-nitropyreen, welke meer specifiek is voor dieselblootstelling (tot dusver enkel toegepast in beroepsblootstellingssettings)	HPLC-FL
PAK tetrolen: Fenantreetetrol benzo[a]pyreentetrol	Urine	Metaboliet van fenantreen benzo[a]pyreen	HPLC-FL GC-MS, LC-MS/MS
PAK DNA-of eiwitadducten: PBDE-DNA adducten Bulky DNA adducten	Bloed, serum	Binding van PAK-aan DNA of eiwitten	ELISA , HPLC-FL, ³² P labelling

BTEX : benzeen/tolueen/ethylbenzeen/o- en m+p-xylene, MTBE : methyl tert-butyl ether, ETBE : ethyl tert-butyl ether

4.2 Biomerkers van respiratoire en/of inflammatoire effecten

Er zijn sterke argumenten dat verkeersgerelateerde polluenten astmasymptomen doen verergeren (vermindering van piekwaarden, dagelijkse symptomen, gebruik anti-astma medicatie, spoedopnamen en ziekenhuisopnamen voor respiratoire klachten). Daarnaast zijn er aanwijzingen dat uitlaatgassen astma of respiratoire klachten doen ontwikkelen. Oxidatieve stress wordt gezien als het belangrijkste onderliggende mechanisme geassocieerd bij blootstelling aan luchtpolluenten. Reactieve zuurstofcomponenten en vrije radicalen worden gegenereerd door componenten als NO_x en partikels. Blootstelling aan dieselpartikels zorgt ook voor immunologische effecten waardoor allergische sensitisatie ontstaat.

De meest gebruikte biomerkermetingen in de context van inschatting van de impact van verkeer zijn metingen van longfunctie, bevraging van symptomen en meting van stikstofmonoxide (NO) in ademplucht. NO wordt enzymatisch gevormd uit L-arginine door NOSynthase (NOS), waarvan 3 isovormen bestaan. Constitutief NOS (cNOS) is aanwezig in endotheliale cellen (eNOS) en in neuronen (nNOS). Endogeen NO wordt geproduceerd in kleine hoeveelheden als een respons op receptor stimulatie of fysische activatie van de cel. Het geproduceerd NO ageert als een intra- of intercellulaire messenger. NO kan ook gevormd worden door induceerbaar NOS (iNOS) welke aanwezig is in epitheliale cellen. Deze isovorm kan geïnduceerd worden door verschillende cytokines (IFN- γ , TNF- α , IL-1), endotoxines en oxidanten welke tot

expressie komen in alveolaire macrofagen, eosinofielen en epitheliale cellen. NO wordt geproduceerd over de gehele luchtweglengte (maar vooral in de hogere luchtwegen en paranasale sinussen).

De normale functies van NO zijn relaxatie van zacht spierweefsel (vasodilatatie van de bronchiale circulatie), werking als neurotransmitter, en aansturen van ciliaire beweging. Verhoogde NO wordt gevonden bij inflammatie, het heeft een rol bij verdediging tegen bacteriële of virale infectie, is effectief tegen schimmels en parasieten en mogelijk ook tegen tumoren. Verhoogde eNO waarden in astmatische patiënten worden veroorzaakt door verhoogde NO in de lagere luchtwegen (90% specificiteit bij astmadiagnose). De biomarker wordt bij aanvang vooral toegepast in de klinische sfeer, maar nu meer en meer toegepast in studies naar de impact van verkeer.

Een biomarker voor integriteit van de long epitheel barrière is de meting van Clara cell proteïne CC16 in urine of serum. Het eiwit is specifiek voor longepitheel. Het wordt door de niet-ciliaire Claracellen gesecreteerd en diffundeert doorheen de luchtwegbloed barrière in het serum en vandaar naar de nieren. Sommige studies rapporteren relatie van CC16 met korte-termijn variaties in luchtpolluenten (Madsen et al., 2008; Timonen et al., 2004). Meer recent worden ook inflammatoire merkers in ademcondensaat gemeten (cytokinen, leukotriënen). Systemische inflammatoire merkers en Skin Prick Test zijn gangbare metingen uit de medische praktijk.

Tabel: respiratoire inflammatie biomerkers

Respiratoir/inflammat oir	matrix	Omschrijving	Analyse
Exhaled NO (eNO)	ademlucht	NO wordt bij inflammatie in verhoogde mate geproduceerd in luchtwegen	chemiluminescentieanalyse
Longfunctie (spirometrie):	ademlucht	Meting van longfunctie	Spirometer
Forced Vital Capacity (FVC)		Volume (L) dat geforceerd uitgeademd kan worden na volledige inademing	
Forced expiratory volume (FEV1): 1-sec waarde		volume (L) dat geforceerd uitgeademd kan worden in seconde	
Forced expiratory flow 25-75% (FEF ₂₅₋₇₅) ook soms MMEF (maximal mid-expiratory flow) genoemd		gemiddelde flow (of snelheid, L/sec) van lucht uit de longen gedurende middelste gedeelte van uitademing. Indicator voor lagere luchtwegen.	
Clara Cell protein (CC16)	Urine, serum	Proteïne gesecreteerd door Clara cellen van het longepitheel. Kan gebruikt worden voor evaluatie van de integriteit van de longepitheel barrière.	ELISA
pH, cytokines (IL-1, IL-8,...), leukotriene B4	Ademcondensaat (kunnen ook in plasma worden gemeten)	De pH van condensaat verlaagd bij inflammatie. In condensaat kunnen ook lage concentraties aan inflammatoire cytokines worden bepaald. LTB4 induceert adhesie en activatie van leukocyten op endotheel, zodat ze binnen kunnen dringen in het weefsel. In neutrofielen is het een chemoattractant en kan het ROS en vrijstelling van lysozymen bewerkstelligen.	pH meter ELISA

Respiratoir/inflammat oir	matrix	Omschrijving	Analyse
Systemische inflammatoire merkers: <u>Acute fase proteins:</u> fibrinogeen, CRP <u>Proinflamm. Cytokines:</u> IL-6, TNF α (+ receptors) Myeloperoxidase (MPO) (neutrofielactivatie)	Bloed, plasma	Fibrinogeen: Plasma glycoproteïne welk bij omzetting tot fibrine, bijdraagt tot bloedstolling CRP: C-reactive proteïne niveaus in bloed stijgen met mate van inflammatie (innaat immuunsysteem), ook link vastgesteld met atherosclerose. IL-6: pro-inflamm. en anti-inflamm. cytokine TNFα: cytokine welk acute fase reactie stimuleert. De primaire rol is regulatie van immuuncellen: het kan apoptose en inflammatie induceren en tumorigenese en virale replicatie inhiberen. MPO: peroxidase-enzyme in vnl. neutrofielen welke HOCl (uit H ₂ O ₂ en Cl ⁻) en tyrosylradicaal (uit tyrosine en H ₂ O ₂) produceert gedurende de 'respiratory burst'. Deze worden gebruikt om bacteriën en pathogenen af te doden.	ELISA
Skin prick test	SPT	Meet specifiek IgE vastgemaakt aan mastcellen in de huid. Met een prik lancetje wordt kleine hoeveelheid allergen door de huid geprikt.	evaluatie lokale roodheid

4.3 Oxidatieve schade merkers in verkeersstudies

PM waaronder UFP en NO_x genereren oxidatieve stress voor de cellen. Ze veroorzaken de vorming van vrije zuurstofradicalen in de macrofagen, granulocyten in het bloed, of de targetcellen (vb. longepitheelcellen). Radicalen kunnen gegenereerd worden door stoffen aanwezig op het partikeloppervlak, nl. via de fentonreactie van oplosbare transitielementen en via redox-cycling van quinone metabolieten van polyaromatische koolwaterstoffen.

Oxidatieve stress met inflammatie wordt gezien als een centraal actiemechanisme voor zowel pulmonaire als extra-pulmonaire gezondheidseffecten van partikels. Ze worden vaak toegepast in studies naar effecten van verkeerspolluenten. Biomerkers van oxidatieve stress kunnen dienst doen als proxy voor blootstelling aan partikels. Oxidatieve modificaties van het DNA of van lipiden zijn vooral relevant voor eindpunten als kanker en cardiovasculaire aandoeningen, waar oxidatieve stress in de circulatie belangrijk is. De effecten op biomerkers van geoxideerd DNA en vetzuren worden (vermoedelijk) vastgesteld binnen een lag-periode van minder dan 24 uur (Moller and Loft, 2010). In een recente uitgebreide review van Moller en Loft (2010) naar het gebruik van oxidatieve schade merkers aan DNA en lipiden, wordt geconcludeerd, dat dit type biomerkers goed bruikbaar is als biologische effectieve dosis merkers van partikels.

De biomerkers voor oxidatieve schade aan DNA omvatten 8-oxo-7,8-dihydroguanine (8-oxo-Gua) of de corresponderende deoxynucleoside 8-oxo-7,8-dihydro-2'-deoxyguanosine (8-oxodG) gemeten in bloed of urine. Deze laatste vertegenwoordigen de dG bouwstenen die in de pool zitten voor gebruik bij replicatie van DNA. Urinaire excretie van 8-oxodG reflecteert de mate van oxidatie in alle cellen van het lichaam, terwijl de gedetecteerde schade in bloed meer specifiek is voor bloedcellpopulaties. In het algemeen worden geen significante correlaties gevonden tussen oxidatieve DNA schade in bloed en urine. De oorsprong van 8-oxodG in urine is waarschijnlijk voor een

deel te wijten aan oxidatie van guanine in de nucleotide pool, en voor een kleiner gedeelte aan de nog onvolledig gekende DNA herstelmechanismen (Cooke et al., 2008).

Via de komeettest (comet assay) kunnen lesies in DNA gemeten worden, die uitgeknipt worden door het formamidopyrimidien DNA glycolase (FPG) of door endonuclease III (ENDOIII). Het niveau van oxidatief beschadigd DNA in witte bloedcellen, gemeten met de komeettest, bedraagt < 1 lesie/ 10^6 nucleotiden (Moller, 2006). De schade aan vetten wordt gemeten als biomerkers van vetzuurperoxidatie, nl: geconjugeerde dienen, lipiden hydroperoxiden, malondealdehyde (MDA), thiobarbituurzuur-reactieve substanties (TBARS) en F₂-isoprostaan (8-iso-PGF). Deze merkers kunnen gemeten worden in plasma, serum, urine of uitgeademde lucht condensaat. TBARS en cyclodiënen analyse werden sterk bekritiseerd omwille van niet-specificiteit, indien geen HPLC purificatiestap wordt uitgevoerd. Ook voor 8-iso-PGF en MDA dienen pre-purificatiestappen uitgevoerd te worden, indien een antibody-gebaseerde methode wordt gebruikt (Moller and Loft, 2010).

Merkers van oxidatieve schade aan eiwitten worden minder toegepast in de type studies.

Tabel: oxidatieve stress metingen

Oxidatieve schade	matrix	omschrijving	Analyse
DNA			
FPG of EndoIII comet assay	WBC of bloed	DNA base lesies gedetecteerd door ENDOIII of FPG enzymes, welke resp. geoxideerde purine (incl. 8-oxoG) en pyrimidine lesies detecteren	Comet assay+ glycosolases
8-oxodG	urine, plasma	Belangrijkste oxidatieproduct van nucleair DNA, door vnl. oxidatie van deoxyguanosine (dG) in de nucleotidenpool	HPLC-ECD, LC-MS/MS, ELISA
8oxoG	Urine, plasma	Belangrijkste oxidatieproduct van nucleair DNA, aanwezigheid waarschijnlijk vnl. door het uitknippen van de geoxideerde base m.b.v repair enzymen	HPLC-ECD, LC-MS/MS, ELISA
M1dG	WBC	Malondealdehyde DNA adduct, gevormd door reactie van vetzuurperoxidatieproduct MDA met DNA	LC-MS/MS, ELISA
Vetzuren			
8-isoprostaan	Urine, Ademcondensaat, plasma	Product gevormd door oxidatie van arachdonzuur aanwezig in fosfolipiden	GC-MS, LC-MS/MS, ELISA
Malondealdehyde (MDA) en TBARS	Urine, plasma	malondealdehyde is een afbraakproduct van vetzuurperoxidatie. Het is een reactief, toxisch aldehyde. In de TBARS assay wordt met thiobarbituurzuur een adduct gevormd, dat via spectrofotometrie kan worden gemeten. Deze assay is erg aspecifiek indien de urine of het plasma niet vooraf worden opgezuiverd.	HPLC (MDA) Spectrofotometrie (TBARS)
Geconjugeerde	plasma	afbraakproduct van vetzuren in vroeg	Spectrofotome

Oxidatieve schade	matrix	omschrijving	Analyse
dienen		stadium van vetzuurperoxidatie	trie
Lipiden hydroperoxiden	plasma	Merker voor vroegtijdige schade door vetzuurperoxidatie van o.a. cellulaire membranen en lipoproteïnen	Spectrofotometrie
Eiwitten			
eiwitcarbonylen	plasma	Ontstaat bij oxidatie van eiwitten, als gevolg van irreversibel niet-enzymatische proteïne carbonylatie	ELISA
3-nitrotyrosine	plasma	Indien NO door het NO synthase in overmaat geproduceerd wordt door oxidatieve stress, wordt peroxynitriet gevormd, welk erg reactief is en kan binden met eiwitten (maar ook DNA of vetzuren)	ELISA
glutamyl semialdehyde (HB-GGS)	Hemoglobine	GGS is oxidatieproduct van het eiwit argine/proline	HPLC-UV
2-amino-adipic semialdehyde (HB-AAS) of (PL-AAS)	Hemoglobine of plasma	AAS is een oxidatieproduct van het eiwit lysine	HPLC-UV

4.4 Cardiovasculaire merkers in verkeersstudies

De American Heart Association gaf recent aan dat er een causaal verband is tussen langdurige blootstelling aan partikels en een verhoogd risico op cardiovasculaire mortaliteit (2010). Cardiovasculaire aandoeningen zijn de belangrijkste oorzaak van morbiditeit en mortaliteit in de ontwikkelde wereld. Artherosclerose is de centrale onderliggende pathologie. Onderliggende mechanismen bij arteriogenese zijn lipiden peroxidatie en inflammatie in de bloedvatwand. Er bestaat evidentie voor acuut cardiovasculaire effecten van luchtverontreiniging. Er zijn slechts een klein aantal humane studies waarin het effect van lange termijn blootstelling aan luchtpolluenten en arteriosclerose werd onderzocht (door meten van Intima-Media Thickness (IMT) van kransslagaders en slagaders (Hoffmann et al., 2007; Allen et al., 2009). Recent verscheen een eerste studie waarin een significante impact van luchtverontreiniging op de arteriogenese (het ontwikkelen van arteriosclerose) werd aangetoond via longitudinale metingen van IMT in 5 follow-up studies in (de nabijheid van) Los Angeles (Künzli et al., 2010). Naast de dikte en de stijfheid van de vaatwanden worden ook bloeddruk en tellingen van bloedplaatjes uitgevoerd.

De biomerkers welke gebruikt worden in dit type studies zijn algemeen gangbare metingen uit de artspraktijk. Dit maakt dat voor alle metingen normaalwaarden gekend zijn.

Tabel: Cardiovasculaire merkers

Cardiovasculaire merkers	matrix	omschrijving	Analyse
Intima-Media thickness (IMT)	meting	Interne dikte van slagaderwand. Aanvaardbare proxy voor atherosclerose en een predictor voor vasculair risico. Hoge IMT:	Ultrasoundanalyse

Cardiovasculaire merkers	matrix	omschrijving	Analyse
		>90th percentiel	
Carotid arterial stiffness	meting	taaiheid van de halsslagader	Ultrasoundanalyse
CAC: Coronary Artery Calcification	meting	Vroegtijdige meting van aderverkalking	Electron-beam computed tomography
Platelet count	bloed	Telling van aantal bloedplaatjes	Bij gebruik van Platelet Function Analyser kan nagegaan worden hoe lang het duurt vooraleer een opening in membraan afgesloten wordt door bloedklontervorming
Bloeddruk	meting	Druk die het bloed uitoefent op de vaatwanden. Bij elke hartslag varieert de druk tussen een maximum (systolische) en minimum (diastolische) waarde.	bloeddrukmeting
ABI (Ankle-brachial index)	meting	Ratio van bloeddruk onderaan de benen tot deze in de armen. Een lagere bloeddruk in de benen is indicatie van obstructie in de slagaders	bloeddrukmetingen

4.5 Humane biomonitoringsstudies naar impact van verkeer

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de voornaamste resultaten van de verkeersstudies waarin biomerkermetingen - opgelijst in paragraaf 1.4.1 – 1.4.4. - werden toegepast.

Referentie	Biomarker	Parameter voor inschatting van externe blootstelling aan verkeerspolluenten	onderzoeksgroep	Frekwentie staalname/seizoenen	relatie
(Avogbe et al., 2005)	Urinaire S-PMA FPG sites comet	Meting UFP gedurende 1 dag op in totaal 6 locaties verspreid over: Landelijk: 6961 part/cm ³ ; Voorstedelijk: 19980 part/cm ³ ; Stedelijke achtergrond: 41230 part/cm ³ ; Druk verkeer: >200 000 part/cm ³	N=135, mannen, niet-rokers, 34+/-10j, ca. gelijk verdeeld over de verschillende stadsregio's en landelijke gemeente (Benin)	Jan 2003	Toename S-PMA en FPG-sites met de mate van verstedelijking. Relatie S-PMA en FPG sites in WBC.
(Buthumrung et al., 2008)	Bloed en urinaire benzeen, Urinaire tt'-MA, 8oxodG	Stationair + persoonlijke passieve monitoring van benzeen ged. 8u.	N=75, Thailand, 9-13j, niet-rokers, ruraal vs. stedelijk (Bangkok)	Jan-mrt 2004	In stedelijk gebied hoger benzeen in bloed en urine, urinaire muconzuur, 8-oxodG in urine en WBC. 8-oxodG in WBC geassocieerd met benzeen en urinaire tt'-MA (geen relatie met urinaire 8-oxodG).
(Ruchirawat et al., 2006)	1-HP, tt'-MA, S-PMA PAK-DNA adducten, DNA herstelcapaciteit	Via biomerkers en meting PAK's en benzeen via stationaire meting op school (straatkant, speelplaats, in klas) en in Bangkok	10-12j, Bangkok (N=41, 4 scholen) vs. landelijke regio (N=30, 2 scholen) in Thailand	Urinecollectie in voor-en namiddag	1-HP, PAK-DNA adducten, tt'-MA hoger in de stad, lagere DNA herstelcapaciteit
(Laumbach et al., 2009)	1-aminopyreen	1u blootstelling aan filtered-air en 1 u aan dieselpartikels (ca. 300 µg/m ³ als PM ₁₀)	N=50 (19-44j), niet-rokers	Spot urinecollectie voor blootstelling en alle urine 24u na blootstelling	Hogere 1-aminopyreenwaarden na blootstelling. Veel interindividuele variatie in concentratie en tijdsverloop in afname na blootstelling
(Delfino et al., 2003)	Uitgeademde VOCs, Peak Expiratory Flow rate, astmasymptomen	Stationaire monitoring op 2 meetplaatsen: VOC, ozon, NO ₂ , SO ₂ , CO)	N= 21 met lichte vorm van astma, sampling op	Nov 1999- jan 2000 Ged. 3 maanden, elke dag meting	Astmasymptomen sterker gerelateerd met outdoor VOC dan met uitgeademde VOC's
(Ayi Fanou et al., 2006)	Urinaire 1-HP, benzeen, S-PMA 8-oxodG, 5-Me cytosine, ³²P-postlabeling van bulky PAK-DNA-adducten,	Radiello personal samplers (benzene, toluene, xyleen)	N=35 (18-55j) Taxi-motorrijderes uit de stad N= 18 stedelingen en N=5 inwoners van landelijke regio, Benin	Maart 2001, August 2002	Inwoners van de stad hogere waarden urinaire benzeen, S-PMA, bulky DNA adducten, 8-oxodG en 5-Me cytosine

Referentie	Biomarker	Parameter voor inschatting van externe blootstelling aan verkeerspolluenten	onderzoeksgroep	Frekventie staalname/seizoenen	relatie
	DNA fragmentatie				
(Hong et al., 2009)	1-HP, 2-naftol Urinair TBARS, 8-oxodG	Via biomerkers	N=960 (gemiddeld, 49.9j en 51.5j voor mannen en vrouwen resp.)	April-december 2005	Oxidatieve stress merkers gelinkt met alle interne blootstellingsmetingen
EPIC-Florence studie (Palli et al., 2008)	³² P-postlabeling van bulky PAK-DNA-adducten	Dagelijkse metingen PM ₁₀ : 3 meetposten nabij drukke straten, 2 meetposten in residentiële en parkgebied.	N=214 (uit Florence, genest in een grotere studiepopulatie), 51.6 +/- 7.3j, niet-rokers	Jan 1993-mrt 1998	DNA adduct niveaus gecorreleerd met cumulatieve PM ₁₀ concentraties van laatste 1-2 weken (voor gemiddelden van 'high-traffic' meetstations) bij individuen beroepshalve blootgesteld aan verkeer.
(Pavanello et al., 2006)	B(a)P DNA adduct	Verkeer in buurt van woning (intens vs. matig/geen), locatie van woning (in stad/suburb vs. landelijk), outdoor blootstelling aan verkeer ged. minstens 4u/d.	N=585, gemeentepersoneel uit N-Italië, rokers en niet-rokers	Okt 2002- Juli 2005	B(a)P bepaald door opname PAK-rijke voeding, outdoor blootstelling aan verkeer ged. minstens 4u/d. Bij niet-rokers groep enkel invloed van dieet en indoor PAK-blootstelling
(Fustinoni et al., 2010)	Benzene, BTEX, MTBE, ETBE en naftaleen in headspace van urine	Passieve radiële sampler voor BTEX, naftaleen, MTBE en ETBE gedurende 5 uur.	N=108, 19-75j, algemene bevolking, rokers + niet-rokers	2007-2008 3 samples urine in een week: op maandag (ref), bij aanvang en einde pers. dosimetrie	Voor benzeen, o-xyleen, toluen en MTBE relatie dosimetrie vs. urinaire meting
(De Coster et al., 2008)	Urinair tt'-MA, 1-HP 8oxodG, comet	Via biomerkers	N=399, Vlaanderen, 50-65j, rokers+niet-rokers	Sept 2004 - jun 2005	Associatie 1-OH pyreen en tt'-muconzuur vs. urinair 8-oxodG
(Staessen et al., 2001); (Koppen et al., 2007)	Urinair tt'-MA, 1-HP 8oxodG, comet	Via biomerkers	N= 200, Vlaanderen, landelijk vs. stedelijk	1999	Hoogste waarden 1-Hp en tt'-MA in stedelijke regio. Geen relatie met urinair 8-oxodG. Comet DNA breaks vooral gerelateerd met ozon, in mindere mate met 1-HP.
(Autrup et al., 1999)	³² P-postlabeling van bulky PAK-DNA-adducten, B(a)P-albumine adduct, AAS en GGS, Urinair MDA, Urinair 8-oxodG, 1-HP, Amestest op	Via biomerkers	N= 107 busschauffeurs (27-60j) en N= 102 postbodes (20-60j) (Kopenhagen), niet-rokers	Aug-nov 1994 en Aug-nov 1995	Hoger gehalte aan PAK-DNA-adducten PL-AAS in busschauffeurs van centrum vs. deze werkend in suburb. Hogere waarden aan MDA, HB-AAS, PAK-albumine adducten in suburban groep.

Referentie	Biomarker	Parameter voor inschatting van externe blootstelling aan verkeerspolluenten	onderzoeksgroep	Frekventie staalname/seizoenen	relatie
	urine				
(Rossner et al., 2008a, b) (Rossner et al., 2007)	8-oxodG in urine 8-isoPGF in urine, eiwitcarbonylen, nitrosatieve schade aan EW'n: 3-nitrotyrosine in plasma	Personal c-PAK's (48u sampling, in elk seizoen), stationaire meting PM ₁₀ , PM _{2.5} , c-PAK, benzeen. VOC met 24u Radiello personal sampler	N= 50 busschauffeurs, 50 bedienden, niet-rokers	Spot urinecollectie aan eind van werkshift, in 3 seizoenen	8-oxodG gerelateerd met PM ₁₀ , PM _{2.5} in 3d voorafgaand aan urinecollectie. Hoger bij busschauffeurs Correlatie 8-isoPGF met stationaire PM gemiddeld over 25-27 d voor urinecollectie. Negatieve relatie eiwitcarbonylen met PM en c-PAH blootstelling. Correlatie 3-nitrotyrosine met stationaire metingen van PM ₁₀ , PM _{2.5} (wintermetingen)
(Svecova et al., 2009)	8-oxodG in urine	PM ₁₀ :30.0 vs 20.4 µg/m ³ , PM _{2.5} :22.7 vs 16.8 µg/m ³ , c-PAK: B(a)P= 1.8 vs. 0.9 ng/m ³ (industrieel vs. landelijk)	N= 894 kinderen (6-11j) Tsjechië, industrieel (Teplice) vs. landelijke regio (Prachatic), niet-rokers	Okt 2004 - jan 2005, stationaire meting, uitgemiddeld over 3 en 7 dagen.	In industriële regio, 8-oxodG gerelateerd met PM ₁₀ , PM _{2.5} , c-PAK en B(a)P in week voor urinecollectie (niet in landelijke regio)
(Sorensen et al., 2003a; Sorensen et al., 2003b; Sorensen et al., 2003c)	Urinaire S-PMA, 8-oxodG in urine en WBC, Comet FPG en ENDOIII sites in WBC, MDA, Glutamyl semialdehyde (HBGGS) en 2-aminoadipic semialdehyde in hemoglobine (HBAAS) en in plasma proteïnen (PLAAS) hemoglobine, RBC Platelet count, fibrinogeen	Personal exposure aan PM _{2.5} (met EXPOLIS apparatuur) + BC bepaling, stationaire metingen van PM _{2.5} Personal exposure aan benzeen	N= 50 studenten, niet-rokers (Kopenhagen) (NB: in totaal 195 samplings)	1jaar, gedurende 4 seizoenen. 2dagen sampling per persoon per seizoen, urinecollectie na deze 2d.	Urinaire 8-oxodG zwak gerelateerd met personal monitoring PM _{2.5} , <u>niet</u> met stationaire meetpostwaarden. WBC 8-oxodG gerelateerd met personal monitoring PM _{2.5} . Geen correlaties met FPG sites. Relatie MDA en personal PM _{2.5} . Personal carbon black exposure en PLAAS positief geassocieerd. Relatie personal PM _{2.5} vs. RBC en hemoglobine bij vrouwen. Geen relatie met platelet-count of fibrinogeen. Positieve associatie urinaire S-PMA en 8-oxodG in WBC (geen relatie met EndoIII of FPG sites of urinaire 8-oxodG)
(Vinzens et al., 2005)	FPG comet	UFP: outdoor: 32 4000 part/cm ³ (Kopenhagen)	N=15 fietsers, niet-rokers (Kopenhagen)	Bloedafname na indoor en outdoor	Toename FPG sites na fietsen outdoor t.o.v. indoor.

Referentie	Biomarker	Parameter voor inschatting van externe blootstelling aan verkeerspolluenten	onderzoeksgroep	Frekventie staalname/seizoenen	relatie
(Brauner et al., 2007)	FPG comet	Indoor: 13400 part/cm ³ UFP: Normale lucht (6169-15362 part/cm ³) vs. gefilterde lucht (91-542 part/cm ³). Monitoring van NO, NO ₂ , ozon, CO	N= 29 niet-rokers, staalname bloed na 6 en 24u in de kamer, en vlak na een fietsmaneuver op 1 en 8u (Kopenhagen)	fietsen Randomized 2-factor cross-over study, 24h in kamer zonder of met filtering van lucht (12d van elkaar geschieden) uit drukke straat Kopenhagen	Minder FPG sites (en DNA breuken) na inhalatie van gefilterde lucht
Rojas et al., 2000	Comet: DNA schade in epitheelcellen in traanvocht	Ozon, VOC van 3 stationaire meetposten per stadsdeel	N=38 (Mexico-city)	Gemiddeld Polluentconcentraties van 3 meetposten over 3d voor staalname	Correlatie met ozonconcentratie
(Chen et al., 2007)	8-isoPGF in plasma	Stationaire monitoring en interpolatie: Ozon: 42.9 vs. 26.9 ppb, PM ₁₀ : 42.3 vs 25.6 ppb, NO ₂ : 39.7 vs 31.6 ppb (hoog vs. laag)	N=120 (subcohort van 255), 18-22y, niet-rokers, 2 gebieden met resp. hoog (Los Angeles) en lage (San Francisco) blootstelling	feb-juni'02	2-wk, 1-m en levenslange blootst aan ozon gecorr. met 8-iso-PGF (geen verschil in antioxidancia capaciteit). In N=15 subset: verhoogde 8-iso-FPG na 4u blootstelling aan 200 ppb ozon, normalisatie na 18u.
(Sanchez-Rodriguez et al., 2005)	TBARS in plasma	Stationaire monitoring in beide regio's: Jaargem. Ozon 155 vs. 70 ppb, PM ₁₀ : 122 vs. 104 µg/m ³	N= 125 in landelijk en N=167 in stedelijke regio's van Mexico, niet-rokers		Hoogste waarden in stedelijke regio, (maar ook hoogste antioxidancia capaciteit)
EXPAH studie (Singh et al., 2007) (Sram et al., 2009)	PAH adducten in lymfocyten: postlabelling, M1dG	PM ₁₀ , PM _{2.5} , c-PAHs stationair gemeten (12m) Personal monitoring van PAK's	N=204 (politieagenten, busschauffeurs in Slovakije en Bulgarije, N=52 controles niet-beroepsblootgesteld.	biomarkermeting na shift	M1dG niet gerelateerd met totale PAK's of B(a)P. Negatieve relatie 8-oxodG met deze PAK's blootstellingsmetingen (mogelijk door verhoogde DNA repair).
(Liu et al., 2009a)	Spirometrie, eNO 8-isoPGF, TBARS, IL-6 in ademcondensaat	24-uurs gemiddelden PM _{2.5} , NO ₂ , SO ₂ voor 2 stationaire meetstations, individuen wonen < 10 km van meetstation	N= 182 astmatische kinderen, 9-14j	4 weken opgevolgd, iedere week staalname condensaat, eNO en spirometrie	3-d gemiddelden van luchtpolluenten geassocieerd met daling van FEV ₁ , FEF _{25-75%} en stijging van TBARS in ademcondensaat. 8-isoprstaan enkel gerelateerd met SO ₂ op dag van afname
HESE studie (Simoni et al.,	IL-8 in nasale lavage, pH en IL-1 in	In klas: PM ₁₀ , CO ₂ , PM _{0.1} , NO ₂ , ozon Outdoor: PM ₁₀ , PM _{0.1} , CO ₂ , NO ₂ , ozon	9-10j, 6 steden in 5 landen, 21 scholen	Mrt - april 2004 (okt 2005 in 1 stad)	IL-1 in ademcondensaat positief gecorreleerd met indoor PM ₁₀

Referentie	Biomarker	Parameter voor inschatting van externe blootstelling aan verkeerspolluenten	onderzoeksgroep	Frekventie staalname/seizoenen	relatie
2010)	ademcondensaat, rhinometry, SPT				
(Liu et al., 2009b)	Bloeddruk, arteriële diameter in arm, TBARS	BC en PM _{2.5} indoor en outdoor (gedurende 6 weken), personal PM _{2.5}	N= 28 senioren in 3 homes	2-3 bloednames	PM _{2.5} en BC gerelateerd met bloeddruk, afname arteriële diameter en TBARS
ARFY study (Knoflach et al., 2009)	IMT	Afstand tot belangrijkste wegen als parameter voor 'lifetime exposure to traffic exhaust'	N= 205 studenten, vrouwelijk (Innsbruck), 18-22j, rokers en niet-rokers	April-juni 2005	Afname van IMT indien grotere afstand tot 'major roads'
(Iannuzzi et al., 2010)	IMT carotid arterial stiffness, arteriële bloeddruk	Afstand tot een belangrijke verkeersweg in een dorp	N=52, 6-14j, allen inwoners van 1 dorp		Toename carotid arterial stiffness bij dichter wonen bij de verkeersweg
(Hoffmann et al., 2009; Hoffmann et al., 2007)	ABI CAC	PM _{2.5} in 5x5km grid m.b.v. EURAD dispersiemodel en chemische transport model, afstand tot belangrijkste weg	N=4348 (Ruhr area), 45-75j, rokers en niet-rokers	Cross-sectionele studie	ABI: geen duidelijke tendens met PM _{2.5} waarden. Afname bij wonen < 50m vs > 200m van weg. CAC: afname met afstand tot belangrijkste weg. Relatie met PM _{2.5} enkel voor laatste 5j niet-werkende individuen.
(Kunzli et al., 2010)	IMT (herhaalde meting, follow-up)	PM _{2.5} door interpolatie van stationaire meetposten Afstand tot snelweg < of > 100m, afstand tot belangrijke weg < of > 50m	N= 1483 (uit 5 verschillende klinische studies), leeftijd meestal >40j	Opvolgingen in de verschillende studies binnen periode 1994 - 2006.	Relatie jaarlijkse IMT progressie bij individuen die < 100m van snelweg wonen (rand-significant voor PM2.5)
HUBRO studie (Madsen et al., 2008; Madsen and Nafstad, 2006)	Bloeddruk CC16 in serum	NO ₂ , PM _{2.5} , PM ₁₀ op thuisadres geschat op basis van AiQUIS GIS systeem of EPISODE dispersiemodel (1x1 km grid) + dagelijkse metingen op nabije meetpost	inwoners van Oslo, rokers en niet-rokers N= 16756 (30-76j) voor bloeddruk N= 1004 (67-77j) voor CC16	Mei 2000-sept 2001	Geen relatie luchtpolluenten en bloeddruk. CC16 gerelateerd weekgemiddelde concentraties van luchtpolluenten
ULTRA studie (Timonen et al., 2004)	CC16 in urine	UFP (17 000 tot 21 100 part/cm ³) en PM _{2.5} stationair gemeten voor inschatting achtergrondwaarden. 24h gemiddelden	N=1249 in Amsterdam, Erfurt, Helsinki	Gedurende 6 maanden, 2-wekelijks	Dagelijkse UFP variaties niet geassocieerd met CC16. Wel toename met PM _{2.5} , maar enkel in Helsinki, vooral bij individuen met respiratoire problemen
(Dales et al., 2008)	eNO Longfunctie	Km weg in 200m buffer rond woning, afstand tot vrachtvervoer-weg.	N= 1613 kinderen (gem. 11j)	1x biomarkermeting.	Elke 1 km toename in km-weg in straal van 200m rond woning,

Referentie	Biomarker	Parameter voor inschatting van externe blootstelling aan verkeerspolluenten	onderzoeksgroep	Frekwentie staalname/seizoenen	relatie
	Spirometrie: FEV1, FVC	Lange-termijn blootst. aan NO ₂ , SO ₂ , PM _{2.5} , Black smoke via LUR. Korte-termijn: 24u gem. monitoring netwerk		LUR op basis van outdoormetingen in 4 seizoenen.	stijging van eNO. Niet-significante toename van eNO en afname FVC in relatie tot PM _{2.5}
ELVEMAR studie (Hoek, pers.comm.)	eNO	PM ₁₀ , PM _{2.5} , roet, NO ₂ , oxyderend potentieel van partikels	N= 500 inwoners langs knelpunten, 625 langs rustige straten in 4 steden; 500 in buurt van deze steden	Voor en na verkeersmaatregelen	Nog niet afgerond
6-cities study (Flamant-Hulin et al., 2010)	eNO	PM _{2.5} , NO ₂ , acetaldehyde, formaldehyde op schoollocatie en in de klas. Actieve sampling gedurende 5d en passieve sampling van NO ₂ en VOC (radiëllo)	N= 104 schoolkinderen (34 astmatici, 70 non-astmatici), uit 18 scholen, gem. 10.3j		Hogere eNO waarden, bij hogere blootstelling aan PM _{2.5} , acetaldehyde en formaldehyde. Sterker effect bij niet-astmatische atopische kinderen

HB-AAS en PL-AAS: 2-amino-adipic semialdehyde gemeten in hemoglobine of plasma, ABI: Ankle-Brachial index, BTEX : benzeen + toluen + ethylbenzeen + o- en m+p-xylenen. CAC: coronary artery calcification, ETBE : ethyl tert-butyl ether, 1-HP: 1-OH pyreen, 8-isoPGF: F2-isoprostaan, GGS : Glutamyl semialdehyde, HB : hemoglobine, tt'-MA: tt'-muconzuur, MDA: malondealdehyde, MTBE : methyl tert-butyl ether, Part: partikels, S-PMA: S-phenylmercaptuurzuur, TBARS: thibarbituurzuurreactieproduct van malondealdehyde, WBC: witte bloedcellen

HOOFDSTUK 5 MONETARISERING GEZONDHEIDSEFFECTEN VERKEERSGERELATEERDE FIJN STOF (WP1 LITERATUUR)

De epidemiologische literatuur leert dat luchtvervuiling te wijten aan fijn stof een verscheidenheid aan gezondheidseffecten veroorzaakt gaande van oog irritatie, hoofdpijn, acute en chronische ademhalingsmoeilijkheden, cardiovasculaire aandoeningen tot vroegtijdig overlijden.

Om de monetaire waarde van de schade aan de gezondheid in te schatten kan men de benaderingen als volgt beschrijven.

- (a) Mortaliteit: hier doen economen een beroep op de methode van de bepaling van de waarde van een statistisch leven. In essentie vertegenwoordigt dit laatste het verlies aan waarde te wijten aan vroegtijdig sterven. Deze benadering (en vooral de benaming "Value of a statistical life") roept echter veel weerstand op bij niet economen. Het is daarom beter te spreken over the willingness to pay om een anoniem overlijden te voorkomen.
- (b) Morbiditeit: er bestaan twee alternatieve benaderingen:
 - i. De 'geobserveerde markt'-methode. Deze is gebaseerd op vraag- en kostenfuncties, marktprijzen, en geobserveerd gedrag en keuzen. Studies van de kosten van ziekten zijn hiervan een voorbeeld.
 - ii. De 'geconstrueerde markt'-methode. Hierbij gaat men mensen direct vragen naar hun bereidheid tot betalen (of een compensatie te ontvangen) betreffende een onderstelde verandering in het niveau van pollutie of het daarmee samenhangende niveau van risico op morbiditeit. De contingente waarderingmethode (bevraging van betrokkenen omtrent hun bereidheid tot betalen om het risico te verminderen, zie lager) is hiervan een voorbeeld.

Concepten zoals 'voor kwaliteit (of invaliditeit) aangepaste levensjaren' (QUALY's of DALY's) zijn alternatieve maatstaven die de voorkeuren reflecteren betreffende gezondheidstoestanden welke een verlies aan kwaliteit en/of kwantiteit van levensjaren inhouden. Hun toepassing op acute effecten van luchtvervuiling is beperkt en, verschillend van de monetaire waardering van gezondheidseffecten, laten deze maatstaven geen directe vergelijking met de kosten toe.

Algemeen gesteld gaan de studies betreffende de waarde van gezondheidseffecten gebruik maken van volgende basisvergelijking:

$$G_{ij} = b_{ij} \cdot W_j$$

waarbij:

1. G_{ij} : de waarde van het gezondheidseffect j , veroorzaakt door pollutant i , geaggregeerd over de betrokken populatie
2. b_{ij} : het product van (i) de dosisrespons coëfficiënt die de relatie legt tussen de pollutant i en het effect j en (ii) het aantal personen van de populatie die onderhevig is aan het risico
3. W_j : de eenheidswaarde van het gezondheidseffect waarbij twee alternatieve benaderingen toepasbaar zijn:
 - a. De ziektekosten methode

b. De bereidheid tot betalen methode (globo)

Betreffende de bepaling van W_j geven we als voorbeeld de toepassing inzake acute cardio-respiratoire morbiditeit. De totale waarde, hierna aangeduid als W_T , kan worden uitgesplitst als:

$$W_T = WK_{KOB} + W_{VP} + W_{XTRU} + WK_{VU} + W_{PO}$$

met:

- i. WK_{KOB} : kost van behandelingen
- ii. W_{VP} : waarde van het verlies aan productiviteit
- iii. WK_{XTRU} : extra uitgaven
- iv. WK_{VU} : waarde van de 'het effect vermijdende uitgaven'
- v. W_{PO} : waarde van pijn en ongemak

De uitwerking van het bovenstaande vergt informatie betreffende:

- i. Kost van behandelingen: dit omvat de kost van de geneeskundige zorg thuis en de kost van opnames in ziekenhuizen (rekening houdend met de intensiteit van de behandeling en lengte van het verblijf), de kosten van medicatie (voor, tijdens en na een opname). Al deze kosten slaan op de volledige kosten, zijnde de RIZIV tussenkomsten plus de private uitgaven (remgelden).
- ii. Waarde van het verlies aan productiviteit: dit slaat op de waarde van de werkonderbreking. Dit laatste kan gaan van een procentuele afname van de productiviteit per dag tot volledige afwezigheid op het werk. De monetarisering gebeurt aan de hand van het bruto inkomen (maatschappelijk standpunt).
- iii. Extra uitgaven : betreft de vroegere (onbetaalde) huishoudelijke taken die men nu moet uitbesteden als gevolg van ziekte.
- iv. Waarde van de 'het effect vermijdende uitgaven': dit zijn uitgaven om het voorkomen van het effect te vermijden of te milderen. Een voorbeeld hiervan is het aankopen van een airconditioner om de kans op een astma aanval veroorzaakt door vervuilde buitenlucht, te verminderen.
- v. Waarde van pijn en ongemak: daar dit een zeer subjectieve aangelegenheid is wordt voor dit aspect dan ook een beroep gedaan op de contingente waarderingmethode. Via een goed gestratificeerde enquête wordt bij de slachtoffers gepeild naar de bereidheid tot betalen om deze pijn te vermijden of naar de grootte van de compensatie om dit te aanvaarden.

Hoewel er eenheidskosten berekend zijn voor een groter aantal pollutanten, is er een grote consensus dat de kosten verbonden aan totaal PM_{10} en O_3 de grootste zijn en dat ze additief zijn. Voor verkeer wordt meestal aangenomen dat de toxiciteit van het uigestoten PM_{10} groter is dan die van het gemiddelde PM_{10} mengsel. Voor ozon hangt het resultaat af van de schaal. Op kleine schaal zorgt lokaal verkeer voor een daling van de gezondheidslast door een daling van de ozon lokale concentraties terwijl die op grotere afstand en over grotere gebied wel bijkomende gezondheidseffecten kunnen veroorzaken. Eventueel ook (bij wijze van sensitiviteit) de kosten van NO_2 worden berekend. Kosten verbonden aan de concentraties van CO , SO_2 , benzeen en dergelijke worden mbt verkeer meestal niet meer in rekening gebracht. Hetzelfde geldt voor de externe kosten van CO_2 die ook deels uit gezondheidskosten bestaan, maar niet lokaal van aard zijn.

Uitwerking voor Vlaanderen

Een groot aantal aspecten van bovenstaande benadering zijn uitgewerkt in het onderzoek naar de gezondheidskosten als gevolg van te hoge PM_{10} , $PM_{2,5}$ en ozon concentraties voor Vlaanderen (LNE, 2009¹). In hoofdstuk 10 worden een aantal aanbevelingen gedaan betreffende toekomstige waarderingstudies.

¹ Reële milieugerelateerde gezondheidskosten in Vlaanderen –Eindrapport, ARCADIS Belgium, in opdracht van LNE – Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid, 06/12038/RD, Januari 2009.

Aangezien een gedetailleerde modellering van de concentraties en blootstelling via een bottom-up-methode zoals ExternE zelden mogelijk is, kan gebruik gemaakt worden van de kengetallen (uitgedrukt in €/ton of €/km) zoals ze werden gepubliceerd in De Nocker & Int Panis (2001), De Nocker, Int Panis & Mayeres (2006).

Met betrekking tot de monetaire waardering of evaluatie van verschillende beleidsscenario's moet men naast de kosten/baten veroorzaakt door verschillende concentraties aan fijn stof ook rekening houden met de kosten gerelateerd aan andere gezondheidsimpacts; met name het verschil in fysieke activiteit (fietsen of wandelen naar school) en met het verschil in gezondheidskosten veroorzaakt door verkeersongevallen.

HOOFDSTUK 6 SELECTIE RELEVANTE HOT SPOTS (WP2)

Op 25 juni 2010 werd een expertenmeeting gehouden met als doelstelling af te wegen welke onderzoeksvraag en/of locatie interessant was voor onderzoek naar de verkeersimpact en hoe de meetcampagne en biomonitoring het best kon worden aangepakt. Ter ondersteuning werd een tabel opgemaakt met de afwegingscriteria en de type onderzoeksvragen/locaties welke interessant zijn om te bestuderen. De vergadering werd, naast het onderzoeksconsortium (Patrick Berghmans, Martine Van Poppel, Gudrun Koppen, Luc Int' Panis, Evi Dons, Bart De Maerschallck, Marianne Stranger (VITO)) bijgewoond door volgende experten: Nik Van Larebeke (UG), Heidi De Laet (UA), Stefan Acke (ToVo), Mart Verlaek (Medisch Milieukundigen), Christina Matheussen (VMM), Frans Fierens (IRCEL), Vera Nelen (PIH), Caroline Teughels (LNE), Dick Botteldooren (UG), Marc Goethals (cardioloog, OLV ziekenhuis Aalst).

Conclusie van de Expertenmeeting was een hot spot te bestuderen waar de verkeersimpact in de buurt van scholen kan worden ingeschat. Volgende aandachtspunten werden naar voor gebracht voor deze studie:

- Concreet kunnen herhaalde metingen van de luchtkwaliteit en de gezondheid van kinderen in verkeersdrukke scholen/woningen en verkeersarme scholen/woningen worden uitgevoerd. Door de metingen in zowel de leef- en schoolomgeving als in de kinderen, kan nagegaan worden welke parameters de beste inschatting geven van de luchtkwaliteit in relatie tot gezondheid.
- School is niet de enige plaats van blootstelling aan UFP. Thuislocaties met verschillende mate van verkeersdrukke meenemen in de campagne + manier van pendelen. Parallel kan de blootstelling bij "wonen in de buurt van verkeer" en "transportmodi van en naar de school" worden meegenomen. Uit het onderzoek kan dan de impact van geïntegreerde blootstelling (met inbegrip van wonen en deelnemen aan transport) worden afgeleid.
- Seizoenen moet meegenomen worden, gezien er variatie is over de tijd.
- Bij kinderen moet ingeschat worden in welke mate ze blootgesteld worden aan sigarettenrook (passief) via bv. cotinine in urine metingen.
- Inschatting verkeersblootstelling volledige Vlaamse bevolking via woonadres, CLB gegevens, beperkte bevraging (-> eventueel op te nemen in type epidemiologische studie...)
- Rekening houden met binnenbronnen van UFP (koken, verwarming)
- Aandacht geven aan communicatie met de school: stigma: vuile vs. propere school mag niet boodschap zijn van de studie. Belangrijk om school info te geven en deze constructief te gebruiken. Als het budget het toelaat is dit te voorkomen door meerdere scholen in verkeersdrukke en in verkeersarme omgeving te selecteren.
- Belang van impact lawaai in verkeersdrukke regio. Lawaai thuis heeft een bewezen impact op leermogelijkheden. Stress kan ingeschat worden via cortisolmetingen in

speeksel, maar de vastgestelde stress kan niet exclusief gerelateerd worden aan stress van lawaai.

- Inschatten van UFP blootstelling van andere dan verkeersbronnen. In UFP kunnen merkers gemeten worden voor inschatting van het aandeel humusachtige substantie t.g.v. verbranding van hout.

Tabel: Overzicht van verschillende type hot spots voor verkeersstudies

Onderzoeks-vraag	Locatie	Maatschappelijk draagvlak (LNE criteria)	Literatuur	Omvang blootgestelde populatie	Praktische uitvoerbaarheid			Concrete case
		Beleidsrelevantie		Extrapolatie andere locaties	Biomonitoring	UFP/verkeersmetingen	Land Use Regression	
Bewegen in verkeers-situaties	Pendelen Sporten Fietsen	++ Schooltransport	++	Relevant voor bepaald type populatie	Scholieren :moeilijk te organiseren (groot gebied)	Mobiele metingen: moeilijk te organiseren (thuisadres)	i.c.m. Time-activity	Fietsen naar school (kan als aparte case bij "Schoollopen")
Wonen in de buurt van:	verkeersknooppunt	+ Inplanting wegen (rond punt)	+	++	Afbakening van doelgroep op adres, gradiënt t.o.v. locatie	++	+	Oelegem, Aalter, Strombeek-Bever R0/A12; Halle E19/E429
	Verkeersassen/(lint-bebouwing)	+ Inplanting woonzone	++	veel voorkomend in Vl.		++	+/-/Evaluatie over groot gebied	Dorpen langs R0, A12 of E19; Bertem: E40,E314
	Industrie-terrein (vrachtverkeer)	+ Omleiding vrachtverkeer	+	Beperkt		++	+	Evergem
	Stelplaats bussen/bushalte	+ Inplanting tov woonzone	-	Beperkt		++	+	Rooseveltplaats
	Tunnelmond	++ Inplanting tunnel	++	Beperkt		++	+	Craeybeckstunnel/ Konijnenpijp
	Invloed groenzones	++ Stadsinrichting	+	Beperkt		+	+	Parken in grootsteden
Schoollopen/ werken in buurt van:	School in verkeersdrukke omgeving	+++ schoolroutes; verkeersmaatregelen ; inplanting school;verkeer rondom school	++	Kwetsbare groep (geen confounders door ziektebeeld) ++	++ : Scholieren (leerkrachten); relatief lage kost representatief voor grote groep	+++ : stationair/mobiele/persoonlijke /Indoor-outdoor(relatief t.ov. background) hoog contrast in blootstelling	+++ (mbv pre-modellering selectie van school/woningen; validatie van het model dmvm monitoring)	Groep wonende in verkeersdrukke vs. groep in verkeersarme omgeving (eventueel school in verkeersdrukke vs -arme omgeving)

Onderzoeksvraag	Locatie	Maatschappelijk draagvlak (LNE criteria)	Literatuur	Omvang blootgestelde populatie	Praktische uitvoerbaarheid			Concrete case
		Beleidsrelevantie		Extrapolatie andere locaties	Biomonitoring	UFP/verkeermetingen	Land Use Regression	
Ziekenhuis, verzorgings- tehuis in buurt van:	Grote stad/Verkeersassen/ Industrieterrein /(vrachtverkeer)/ Tunnelmond	+ +	Zeer beperkt	Beperkt afh. van keuze kwetsbare groep	beperkte representatief tov controlegroep (longpatiënten)	++ Moelijk thuisconc in kaartbrengen; minder controle over de meetopzet	Evaluatie over groot gebied	Middelheimziekenhuis – Antwerpen Sint-Augustinus-Antwerpen
Invloed van aanpassings- infrastructuur- Werken (voor/na)	Tunnel/ rond punt/ omleiding (éénrichtingsverkeer) /(groene)doorstroming	+++ Stadsinrichting	Beperkt (brengt de problemen in kaart)	Beperkt (enkel omwonenden)	Buurtbewoners in stadswijk voor/na	Lange termijn bemoeilijkt voor/na (Δmeteocondities, Δblootstelling)	Vergt evaluatie over groot gebied	Resultaten op (zeer) lange termijn

HOOFDSTUK 7 UITWERKEN VAN EEN SCENARIO VOOR VERKEERSSTUDIE (WP3)

De huidige studie heeft als resultaat de uitwerking van een theoretische aanpak voor:

- Uitvoeren van een humane biomonitorings- en meetcampagne naar de effecten van verkeersblootstelling op een **hot spot**.
- De aanpak van een **epidemiologische studie-opzet** voor inschatten van de verkeersimpact op de gezondheid/ziektelast in Vlaanderen.

7.1 **Uitwerking model studieopzet voor UFP metingen rond scholen/verkeerswegen en humane biomonitoring**

Het huidig project resulteerde in de uitwerking van een theoretische aanpak voor het uitvoeren van een humane biomonitorings- en meetcampagne naar de effecten van verkeersblootstelling op een **hot spot**. Op basis van de evaluatiediscussie in een Expertenmeeting op 25 juni 2010 werd beslist een hot spot te bestuderen waar de verkeersimpact in de buurt van scholen kan worden ingeschat.

Er wordt een beschrijving gegeven van de inhoudelijke, technische en financiële aspecten van de methoden die gehanteerd kunnen worden bij dit type onderzoek, nl: milieumonitoring, land use regressie en humane biomonitoring. Resultaat is een richtinggevend onderzoeksprotocol voor de inschatting van de blootstelling aan en de gezondheidseffecten van verkeersblootstelling in Vlaanderen, met speciale aandacht voor Ultra Fijne Partikels (UFP). De studie gebaseerd op het draaiboek dat hier wordt voorgesteld, beoogt volgende deeldoelstellingen:

- het kwantificeren van de externe blootstelling van de bevolking. Hierbij gaat de aandacht hoofdzakelijk naar ultrafijn stof, roet en elementair koolstof en het relatieve belang van deze polluenten ten opzichte van de andere stoffracties (PM_{2.5}, PM₁₀) en polluenten (bv. NO₂) in relatie tot mogelijke gezondheidseffecten. Kort samengevat betekent dit de identificatie van een bruikbare verkeers-pollutie-indicator voor opvolging in Vlaanderen.
- de koppeling van de blootstelling - ingeschat door middel van biomerkers van blootstelling, metingen/modelleringen - aan verkeerspolluenten en de mogelijke gezondheidseffecten ervan (gemeten via biomerkers voor effect).

Concreet is het aan te bevelen herhaalde metingen van de luchtkwaliteit en de gezondheid van kinderen in verkeersdrukke scholen/woningen en verkeersarme scholen/woningen uit te voeren. Door de metingen in zowel de leef- en schoolomgeving als in de kinderen, kan nagegaan worden welke parameters de beste inschatting geven van de luchtkwaliteit in relatie tot gezondheid.

Parallel kan de blootstelling bij "wonen in de buurt van verkeer" en "transportmodi van en naar de school" worden meegenomen. Uit het onderzoek kan dan de impact van geïntegreerde blootstelling (met inbegrip van wonen en deelnemen aan transport) worden afgeleid.

Het voorgestelde studieprotocol kan samengevat worden als volgt:

(De concrete aantallen zijn slechts aangebracht als voorbeeld om de verhouding van inspanning tussen de verschillende onderdelen aan te geven).

Onderzoekspopulatie

Op basis van geraadpleegde verkeersstudies, werd grosso modo bepaald, dat een 100 tal kinderen kan volstaan voor dit type studie. Veel hangt af van de gradiënt in verkeersblootstelling. Deze kan verhoogd worden door kinderen te selecteren welke schoollopen in scholen uit een verkeersdrukke vs. verkeersarme regio.

Veldwerk

Uitvoering herhaalde metingen **in 2 seizoenen**:

- milieumetingen op alle scholen en sommige woon- en transport-'locaties'. Er wordt getracht een zo groot mogelijke variatie en geografische 'dekking' te hebben van woonlocaties qua verkeersintensiteit (wonend langs verkeersknooppunten, belangrijke verkeersassen, bushaltes en rustige verkeersarme regio's).
- biomerkmeteringen bij alle deelnemers (N=100 x 2 seizoenen = 200).

OnderzoeksvARIABLEN

Milieumonitoring

- Op alle meetlocaties (school, woning, transport) blootstelling inschatten op basis van meting van (een aantal van volgende) verkeersindicatoren : UFP, EC(/OC) of gecorreleerde parameter (vb absorptie van filter of BC), NO_x, PM.
- Op basis van metingen en een globale inschatting van tijdsbesteding op de school/woon-locatie en in transport, kan een 'verkeersblootstellingsindicator' worden berekend als proxy voor blootstelling aan de betrokken pollutent.
- LUR modellering op te stellen aan de hand van de meetcampagne en GIS variabelen, voor inschatting blootstelling op andere dan meetlocaties.

Biomonitoring

- Metingen van blootstelling aan benzeen en PAK's via analyse van urinaire metabolieten
- Gezondheidsimpact inschatten via niet-invasieve metingen, interessante metingen zijn o.a.:
 - longfunctie (spirometrie)
 - Inflammatiemeting: stikstofmonoxide (NO) in uitgeademde lucht.
 - oxidatieve stress metingen: vb. urinair 8-isoprostaan, 8-oxodG
 - cardiovasculaire metingen zoals bloeddruk
 - bevraging van respiratoire klachten

De associatie tussen luchtverontreiniging en veranderingen in gezondheidseffecten worden onderzocht via regressieanalyse

Panelstudie

De panelstudie wordt 'genest' in bovenstaande studie, waarbij bij een klein aantal leerlingen (N=20, 5 per school) intensieve opvolging kan worden gedaan. Doelstelling van de panelstudie is het valideren van de persoonlijke verkeersblootstellingsindicator a.d.h.v. persoonlijke dosimetrie en inschatting van het effect van verblijf op de

schoollocatie op korte termijn biomerkers. De kostprijs van metingen is sterk afhankelijk van het type metingen.

Concreet kan een panelstudie volgende aspecten omvatten:

- een inschatting van de 'verkeersblootstellingsindicator' proefondervindelijk te toetsen aan reële meetwaarden met behulp van persoonlijke dosimetrie (vb: NO₂ passieve sampling).
- de momentane/directe impact van 'verblijf' op een bepaalde locatie (school) met gekende - op de dagen van het onderzoek gemeten - concentratie aan verkeerspolluenten na te gaan. Biomerkers zullen bij een 20-tal leerlingen (5 per school) gemeten worden bij aanvang én op het einde van de schooldag en dit in beide seizoenen op verschillende dagen tijdens dewelke milieumetingen lopen in de school (N= 20 leerlingen x 2 seizoenen x 3 dagen/seizoen= 120 metingen).

Volgende elementen moeten vervat zitten bij concrete uitwerking van het draaiboek van de studie:

7.1.1 Studieopzet

Het is belangrijk om voldoende individuen te hebben, met een voldoende grote **gradiënt in blootstelling** aan verkeerspolluenten. Dit kan verkregen worden door een geografische gradiënt in blootstelling op verschillende locaties gecombineerd met gradiënt in blootstelling door meting in verschillende seizoenen.

Hier wordt een voldoende gradiënt en dus het verzekeren van de meer extreme waarden verzekerd zodat het bereik van de regressie voldoende groot. Dit is een afweging die kan ten koste gaan van spatiale en temporele representativiteit die nodig is om te weten wat de gemiddelde blootstelling is aan concentraties en de impact hiervan op de gezondheid. Inzetten op de methode van de extremen ipv op een representatieve steekproef lijkt gerechtvaardigd om dat het vaak pas in de meer extreme punten duidelijk wordt wat de impact is, en duidelijker een verloop van de impact (van hoog naar laag) kan waargenomen worden dan wanneer je een gemiddelde steekproef wordt genomen met weinig extremen.

→ **Locaties**

Bij de selectie van de scholen wordt gestreefd naar een maximaal contrast. Een mogelijk scenario is scholen met verschillende verkeersdichtheid te selecteren in één of meerdere regio's met verschillende achtergrondwaarden in verkeerspolluenten. Bijvoorbeeld en/of: (i) een school met veel verkeer en één met weinig in een stedelijke regio, en/of (ii) een school met veel verkeer en een met weinig in een landelijk/kleinstedelijke regio. Bij de keuze is het interessant een regio te selecteren waarin er twee typen scholen zijn, waarvan de woonlocaties van de kinderen overlappen (drukke en rustige woonlocaties in beide scholen).

Selectie van de regio (landelijk/kleinstedelijk, vervuilingsgraad): op basis van bevolkingsdichtheid, IRCEL data (NO₂, PM₁₀),....

Selectie scholen: hiervoor dient een inventarisatie uitgevoerd te worden op basis van verkeersdichtheid rondom de scholen. Criteria voor de selectie van de verkeersdrukke school/woningen kunnen zijn :

- Verkeersintensiteit en minimale afstand tot de (drukste) weg: druk verkeer: <50 m van een drukke weg met >30000 voertuigen per dag. stadsachtergrond: >150m van een drukke weg met >30000 voertuigen (zie

selectie in TRAPCA studie [Morgenstern, et al., 2007]); of > 50m van een weg met > 3000 voertuigen.

- aantal km verkeerswegen in een straal van 300 m rond de school
- nabijheid van bushaltes of busstelplaatsen
- aandeel vrachtverkeer (licht- en zwaar vrachtverkeer in een straal van x km rond de school)
- bijkomende informatie van verkeerskaarten, ligging van de school, ea...

Op de schoollocatie mogen bovendien geen andere bronnen van PM in de buurt (<50m) zijn. NB: Scholen in verkeersarme of voetgangerszones, zijn erg interessant om in 'contrast' te plaatsen met de verkeersdrukke scholen.

Uiteraard is hier een zorgvuldige afweging nodig omdat bij sommige scholen in een 'verkeersarm' gebied of 'voetgangerszone' toch wel openbaar vervoer (bussen) is toegelaten. Vaak zijn dat diesels die veel UFP uitstoten. Best wordt dus toch altijd in de realiteit afgetoetst of de werkelijke verkeersemissies (waarover het eigenlijk gaat) voldoende laag zijn.

→ **Seizoenen**

Het meetprogramma bestaat uit herhaalde luchtmetingen op de schoollocaties, thuislocaties en verschillende 'transportmodi naar school'. Er wordt voorgesteld om in minstens 2 seizoenen te meten (vb 2-6 weken tijdens elk seizoen, afhankelijk van de locatie en de pollutent) op de verschillende locaties. Ook het principe van herhaalde biomarker metingen bij dezelfde individuen is erg interessant om variatie in blootstelling te hebben voor eenzelfde individu. Dit geeft het belangrijke voordeel dat elk individu 'controle' is voor zichzelf, met beperking van de invloed van inter-individuele verschillen.

7.1.2 Meten van de verkeerspolluenten

Volgende parameters worden gemeten: UFP, EC/OC of gecorreleerde parameter (vb BC of absorptie), NO₂, PM:

EC kan ook worden ingeschat op basis van **BC** (Black Carbon) of absorptie gemeten op de filter (PM2.5). Er is een goede correlatie tussen deze pollutenten die allemaal een maat zijn voor roet. De correlaties blijken wel locatieafhankelijk. Op minstens 2 locaties met veel verkeer en weinig verkeer worden daarom gedurende een korte periode deze parameters simultaan gemeten. Verder wordt op elke locatie minstens 1 van deze parameters gemeten. PM2.5 massaconcentratie zal gemeten worden op een aantal locaties. Deze massaconcentraties kunnen dan vergeleken worden met een VMM meetstation in de buurt. Eerdere metingen en literatuur toonden aan dat massaconcentratie geen goede parameter is voor uitlaat van verkeer. Het hoofddoel van de PM2.5 meting is daarom de verdere analyse van de filter (EC). Omdat houtverbranding ook een bron is van EC kan overwogen worden om bijkomend levoglucosan te meten op de filter (wat een indicator is voor houtverbranding). Momenteel loopt er een studie bij VMM om deze parameter te bepalen. Het is best de bevindingen hiervan af te wachten en ervaring die in de studie is opgedaan aan te wenden. Continue meting van BC moet een idee geven van het tijdsprofiel op de schoollocaties. Dit wordt gedurende een korte periode uitgevoerd.

NO₂ is ook een goede verkeersparameter. Het overgrote deel van de NO₂ wordt echter uitgestoten als NO. NO wordt tamelijk vlug omgezet tot NO₂. Daarom wordt op een aantal locaties die voldoende dicht bij de weg liggen ook NO gemeten. Deze metingen worden aangevuld met metingen van NO₂ die op een gemakkelijker en goedkopere manier en op meer locaties gelijktijdig gemeten kunnen worden. Gedurende 2 maal (elk

seizoen) zal op alle meetlocaties simultaan NO₂ gemeten worden met passieve samplers.

UFP wordt gemeten als aantal deeltjesconcentratie. Omdat de meeste meettoestellen buiten het strikte UFP bereik (<100 nm) meten (vb tot 1 µm) dient te worden aangegeven voor welk deeltjesgrootte de aantalconcentraties werden gemeten. Bijkomend wordt de grootteverdeling op de schoollocaties gemeten (tijdens een korte periode) om na te gaan of er een grote variatie is in grootteverdeling en voor de verdere karakterisatie van de UFP fractie.

Analyse van de gemeten milieudata moet informatie geven over:

- correlaties tussen de verschillende verkeerspolluenten op de verkeersdrukke school.
- verschillen tussen de locaties (drukke en rustige school) voor de verschillende polluenten, indien meerdere scholen worden gekozen.
- verband tussen de polluenten en verkeersintensiteiten. Hiervoor zijn verkeersintensiteiten nodig op basis van tellingen.

→ **Locaties**

Scholen

Buitenmetingen kunnen worden uitgevoerd op de speelplaats om de blootstelling van de kinderen buiten aan de school in te schatten.

Eventueel kan tijdens de meetcampagne ook in de **binnenomgeving** worden gemeten en/of verhoudingen binnen/buitenconcentraties worden afgeleid uit eerdere studies of literatuur om: (1) de relatie binnen/buiten te bepalen en (2) de afgeleide concentraties (gedurende deze periode) binnen te bepalen. Bijvoorbeeld uit te voeren in één periode tijdens elk seizoen (niet gedurende de gehele meetcampagne/studie). Er moet op worden toegezien dat de verluchttingscondities gedurende de meetperiode representatief zijn voor dit seizoen. Omdat 1 enkele meting mogelijk onvoldoende representatief is en een uitgebreide meetcampagne binnen/buiten het budget te sterk zou verhogen, kan ook gebruik gemaakt worden van literatuur om de relatie binnen/buiten in te schatten.

Transportmodi

Indien binnen het project genoeg ruimte is om de individuele blootstelling beter in te schatten, dan zijn metingen in transportmodi belangrijk. De blootstelling bij deelname in verkeer vormt een relatief groot aandeel in de totale blootstelling en is niet altijd evenredig is met de blootstelling thuis of op school. De blootstelling tijdens 'transport naar school' kan worden gemeten. Hiervoor kunnen een aantal transportmodi en routes worden geselecteerd. Een typische route voor verschillende modi wordt dan nagededen. Afhankelijk van het gebruiksgemak van de gekozen apparatuur kunnen de metingen door de deelnemers zelf worden uitgevoerd. De kinderen worden dan op basis van de resultaten van de vragenlijst toegewezen aan een van deze groepen. Bij de bepaling van de blootstellingindicator en regressieanalyse kan met deze 'blootstelling in transport' rekening gehouden worden.

Mogelijke **transportmodi** zijn: met de auto, met de fiets, te voet en met de bus (of openbaar vervoer indien meer representatief voor de studiepopulatie).

Het kan als volgt worden aangepakt: voor elk van de transportmodi wordt twee 'extreme' **routes** gekozen: rustig verkeer en druk verkeer. Indien relevant kan ook de **tijd** in transport mee worden opgenomen: als vb sommige leerlingen minder dan 5 min en andere meer dan 30 min onderweg zijn. De metingen moeten worden uitgevoerd op het tijdstip dat de verplaatsingen gedaan worden (en indien niet mogelijk met vergelijkbaar verkeersintensiteit). Metingen worden een aantal keer herhaald (3-5 keer). Er wordt in elk seizoen een meting uitgevoerd. De metingen worden uitgevoerd voor UFP (metingen uitgevoerd met tijdsresolutie van seconde) en eventueel een meer

geïntegreerde waarde van 1 (of meerdere) bijkomende verkeersparameters (vb. BC en NO₂).

De opzet van deze metingen is de extremen in blootstelling in kaart te brengen tijdens het transport naar school. De deelnemers kunnen in groepen per type traject worden onderverdeeld. Ook kan het aandeel van de blootstelling tijdens transport ten opzicht van de totale blootstelling worden bepaald.

Woonplaats

In het project worden ook metingen uitgevoerd op het thuisadres van een deel van de kinderen. Hierbij wordt een selectie gemaakt van thuisadres in drukke verkeersomgeving en rustige verkeersomgeving. Voor de thuislocaties van de andere deelnemers wordt de concentratie berekend via LUR. (zie 7.1.3). Zowel de metingen op de huisadressen en de school kunnen gebruikt worden om een LUR model op te stellen. Het meten van de binnenconcentraties is zeker interessant om het aandeel verkeerspollutie dat binnen komt in te schatten. Om dit op een representatieve wijze te doen zal dit het meetprogramma sterk verzwaren. De binnen/buiten concentratie kan daarom worden ingeschat op basis van gegevens uit de literatuur. De meetperiode kan verschillen voor de verschillende polluenten maar er moet worden getracht zoveel mogelijk simultaan te meten.

→ **Seizoenen**

Belangrijk is om in minstens 2 seizoenen te meten (vb 2-6 weken tijdens elk seizoen, afhankelijk van de locatie en de polluent) op de verschillende locaties. De tijdsresolutie voor de verschillende polluenten kan verschillend zijn. Bij vergelijking van scholen of regio's moet zoveel mogelijk gestreefd worden naar simultane of in de tijd nauw aansluitende metingen in elk seizoen. Dit om beïnvloeding van achtergrondconcentratie en meteo en bijhorende 'ruis' zo veel mogelijk te minimaliseren.

Het zwaartepunt van de meetcampagne ligt bij de metingen op de schoollocaties. De concentratieniveaus op de woonlocaties zullen deels worden gemeten en de concentraties op de woonlocaties van de andere proefpersonen zullen worden ingeschat op basis van een LUR modellering. De opeenvolgende metingen op verschillende locaties zullen worden vergeleken met langdurige metingen op (een beperkt aantal) vaste locaties.

→ **Berekening 'verkeersblootstellingsindicator'**

Op basis van de gemeten concentraties op de school, op het thuisadres en eventueel in het verkeer kan een inschatting gemaakt worden van de gemiddelde blootstelling per kind. Dit kan gebeuren voor verschillende polluenten. Wanneer voor een polluent voor één van de drie gedefinieerde blootstellingsniveaus geen data beschikbaar zijn kan dat aandeel eventueel ingeschat worden op basis van een andere parameter en correlaties met deze parameter.

Er kan ook overwogen worden om de blootstellingindicator te valideren voor één of meerdere polluenten door persoonlijke monitoringsdata te vergelijken met de berekeningen (zie verder panelstudie).

7.1.3 Validatie land-use regression model

Een land-use regression model wordt opgesteld voor het voorspellen van concentraties op plaatsen waar niet gemeten is (Hoek et al., 2008, Jerrett et al., 2005). Input voor het model omvat in de eerste instantie metingen van de beschouwde polluenten op een

aantal vaste locaties (15 à 20, afhankelijk van de grootte van het studiegebied). Deze locaties worden gegeorefereerd en door het toepassen van lineaire regressie wordt er getracht een verband aan te tonen tussen de gemeten waarden en de eigenschappen van die bepaalde locatie. Verklarende variabelen die vaak significant blijken voor transportgerelateerde polluenten zijn verkeersintensiteit en lengte van de wegen in een buffer rond het meetpunt, bevolkingsdichtheid en land use.

Het opgestelde model kan gevalideerd worden door gebruik te maken van de 'leave-one-out cross-validation'. Hierbij zal het regressiemodel geschat worden op basis van n-1 locaties en de voorspelde concentratie wordt vervolgens vergeleken met de gemeten concentratie op de overgebleven locatie. Deze procedure wordt n keer herhaald en geeft een indicatie voor de performantie van het model. Wanneer het regressiemodel zijn definitieve vorm heeft, kan voor elke locatie in het studiegebied (vb. de woning van leerlingen) een concentratie berekend worden.

In het verleden heeft Vito reeds RIO ontwikkeld, een soort van land-use regression model voor heel Vlaanderen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het vaste meetnet van VMM. Een meerwaarde van de huidige meetopzet zijn het relatief groot aantal metingen in een klein gebied, wat het mogelijk maakt om voor dat gebied een LUR op te stellen dat meer rekening houdt met lokale variatie en dus blootstelling nauwkeuriger kan bepalen.

Bij aanvang van de studie dienen de inputvariabelen, gebruikt voor de LUR modellering, gedefinieerd te worden. Hierbij wordt rekening gehouden met de studiepopulatie (op basis van een eerste vragenlijst). Dan zal worden bepaald hoeveel meetlocaties nodig zijn om de concentraties op de andere plaatsen in te schatten (voorbeeld 15 - 20 locaties). De meetlocaties worden zo gekozen dat de variatie van de LUR variabelen op de gemeten locaties zo groot mogelijk is. Op deze manier kunnen via het definitieve LUR model, de concentraties op de andere locaties worden geschat. De verdeling van de concentratieniveaus van volgende polluenten kan worden bepaald: UFP, NO₂ en BC (of EC of absorptie). De tijdsresolutie voor de verschillende polluenten kan verschillend zijn. Bepaalde metingen kunnen op de verschillende locaties achtereenvolgens worden uitgevoerd indien simultane metingen praktisch niet haalbaar zijn. De concentraties voor de verschillende perioden worden dan vergeleken met één van de vaste schoollocaties.

7.1.4 Humane biomonitoring

De humane biomonitoring heeft tot **doelstelling** na te gaan wat de impact is van de leefomgeving op interne concentraties aan verkeerspolluenten en op gezondheidsparameters. Meer precies kunnen één of meerdere van volgende aspecten worden onderzocht in de studie:

- **Welke** van de gemeten verkeerspolluenten een impact hebben (geassocieerd zijn) met de gemeten biomerkers;
- **Over welke periode** de metingen uitgemiddeld moeten worden om gelinkt te worden met de biomerkers, m.a.w. welke frequentie van meting is nodig zowel wat betreft de milieumetingen als de biomerkermetingen.
- Welk **type impact** meetbaar is bij de kinderen: oxidatieve stress/inflammatie, luchtwegproblemen, verhoogd gehalte aan kankerverwekkende stoffen (benzeen, PAK's) in bloed/urine, stress.
- Is de **luchtkwaliteit op de schoollocatie** een belangrijke parameter in de totale blootstelling?

→ **Opzet humane biomonitoring**

Het principe van herhaalde metingen bij dezelfde individuen is erg interessant om na te gaan wat de impact is van de verontreiniging op de biomarker en welke de optimale meetfrequentie is voor outdoorconcentraties en voor de biomarkerbepaling. De gepaarde metingen hebben bovendien het belangrijke voordeel dat elk individu 'controle' is voor zichzelf. Ook hier dient rekening gehouden te worden met het feit dat andere factoren als dieet, klimaat, welke een temporele (seizoens-)trend vertonen ook de biomarker kunnen beïnvloeden (Moller and Loft, 2010).

Een voorstel kan zijn om in een bepaalde regio 50-tal kinderen per school te onderzoeken en dit voor een 2-tal type locaties van scholen: verkeersdruk en verkeersarm (=> N=100) en over twee seizoenen.

Tijdens elke meetcampagne in elk seizoen wordt bij voorkeur meerdere malen een biomarkermeting herhaald over een bepaalde tijdsduur. Zo kan bijvoorbeeld de momentane/directe impact van 'verblijf' op een bepaalde locatie (school) met gekende - op de dagen van het onderzoek gemeten - concentratie aan verkeerspolluenten worden gevolgd. Biomarkers worden dan bv. bij een subset van leerlingen gemeten bij aanvang én op het einde van de schooldag en dit in beide seizoenen op verschillende dagen tijdens dewelke milieumetingen lopen in de school. Om dit te realiseren binnen de globale studie, kan gewerkt worden met een geneste studie waarbij bij een klein aantal leerlingen (bv. N=20) heel wat herhaalde metingen worden uitgevoerd (bv: N= 20 leerlingen x 2 seizoenen x 3 dagen/seizoen= 120 metingen).

→ **Selectie deelnemers**

Selectiecriteria van de deelnemers in de scholen:

- Leeftijd kinderen: in range van 6-18j
- Niet-rokers en niet-rokende ouders (= geen passief roken)
- Levenslang wonen in de regio
- Minstens een aantal jaar schoollopen (bv. 5jaar) op de huidige school

Er wordt getracht om bovendien een random variatie te hebben voor alle scholen in:

- transportwijzen van en naar school: te voet, per fiets, met de wagen, met de bus
- in verkeersdrukte op de woonlocaties

→ **Biomarkermetingen**

De kandidaatbiomarkers zijn samengevat in de tabellen van hoofdstuk 4. In het schoolproject worden niet-invasieve merkers voorgesteld, welke kunnen gemeten worden bij kinderen, en welke 'autonome' herhaalde staalname enigszins mogelijke maakt - bv. onder begeleiding van een verantwoordelijke leerkracht in deze school:

- Metingen van blootstelling aan benzeen en PAK's via analyse van urinaire metabolieten
- Gezondheidsimpact inschatten via niet-invasieve metingen, interessante metingen zijn o.a.:
 - longfunctie (spirometrie)
 - Inflammatiemeting: stikstofmonoxide (NO) in uitgeademde lucht.
 - oxidatieve stress metingen: vb. urinair 8-isopropaan, 8-oxodG
 - stress: meting van cortisol in speeksel
 - bevraging van respiratoire klachten

- cotininemetingen voor inschatting passieve blootstelling aan tabaksrook

7.1.5 Panelstudie

Doelstelling van de panelstudie is het valideren van de persoonlijke verkeersblootstellingsindicator a.d.h.v. persoonlijke dosimetrie en inschatting van het effect van verblijf op de schoollocatie op korte termijn biomerkers.

In een bijkomende deelstudie, kan voor enkele deelnemers een persoonlijke monitoring uitgevoerd worden (bv. passieve sampling NO₂). Deze blootstelling kan dan getoetst worden aan de concentraties op de (vaste) locaties - school, transportmodi, woonplaats - door inachtnaam van de tijdsbesteding gedurende de persoonlijke monitoring.

Dit kan bijvoorbeeld uitgevoerd worden bij een vijftal deelnemers die gedurende een week gevolgd worden. Parameters die persoonlijk gemeten kunnen worden zijn: BC, UFP of NO₂.

7.1.6 Vragenlijsten

Bij elke staalnameperiode vullen de deelnemers een vragenlijst in. Volgende aspecten dienen opgenomen te worden in deze bevraging:

- Karakteristieken van deelnemers
leeftijd, geslacht, gewicht, lengte, socio-economische achtergrond, samenstelling gezin, dieet
- Medische, fysische, psychosociale achtergrond
 - recent ziek, (inflammaties, verkoudheden)
 - gezondheidstoestand algemeen
 - medicatie
 - astma/allergie bevraging
 - andere chronische aandoeningen (diabetes, obesitas)
 - cardiovasculaire problemen (bloeddruk)
 - stress, vermoeidheid
 - geluidshinder
- Klimaatomstandigheden tijdens/voorafgaand aan (biomarker-)metingen
 - neerslag
 - temperatuur
 - uren zonneschijn, UV index
 - pollenindex
- Geografische kenmerken van de woning en school
 - afstand tot belangrijke verkeerswegen
 - verkeersdichtheid (type, intensiteit, streetcanyon,...)
 - achtergrond PM₁₀, PM_{2,5}
- Situatieve kenmerken van de woning en school
 - type woning (alleenstaand, halfopen, aaneengesloten bebouwing)

- type verwarming
 - open haard
 - kookvuur (gasfornuis, toaster, friteuse, afzuiging,...)
 - contact andere verbrandingsbronnen (kaarsen, wierrook)
 - open raam, ventilatie
 - huisdieren
 - garage, stookketel in/nabij gebouw
 - onderhoud van de woning
- Activiteitenpatroon, tijdsbesteding (hobby's, sport, vrije tijd)
 - contact met andere verbrandingsbronnen
 - passief roken,
 - aantal uren sport
 - hobby's waarbij contact met uitlaatgassen
 - Woon/school verkeer
 - type transport
 - duurtijd
 - route

7.1.7 Dataverwerking

Naargelang van de opgezette meetcampagne moet de verzamelde dataset van gegevens in combinatie met de statistische evaluatie toelaten, en/of:

- een beoordeling te doen van het relatieve belang van de verkeersindicatoren UFP, EC/OC, (eventueel NOx en verkeersintensiteit) als proxy voor verkeersblootstelling in relatie tot de gezondheidseffecten.
- in te schatten welke van de gemeten verkeerspolluenten een impact hebben (geassocieerd zijn) met de gemeten biomerkers.
- in te schatten over welke periode de metingen uitgemiddeld moeten worden om gelinkt te worden met de biomerkers, m.a.w. welke frequentie van meting is nodig zowel wat betreft de milieumetingen als de biomerkermetingen.
- na te gaan welk type impact + omvang van impact meetbaar is bij de kinderen: oxidatieve stress/inflammatie, luchtwegproblemen, verhoogd gehalte aan kankerverwekkende stoffen (benzeen, PAK's) in bloed/urine, stress.
- te bepalen of de luchtkwaliteit op de schoollocatie een belangrijke parameter is in de totale blootstelling?

De relatie tussen de blootstellingsindicator en resultaten van de biomonitoring zal m.b.v. een statistische evaluatie (multivariate regressie-analyse en mixed models bij herhaalde metingen) worden bepaald. Confounders en invloedsfactoren dienen bevraagd te worden voor zowel de dag van de biomerkermeting als voor langere periode.

7.1.8 Inschatting budget

Onderstaande tabel geeft een inschatting van globale kosten. Er is een inschatting gegeven gebaseerd op de veronderstelling dat er wordt gemeten in 2 scholen en de bijbehorende woningen van een deelpopulatie van de deelnemers. Het aantal deelnemers is approximatief gesteld op 100. Zowel voor de milieumetingen als de biomerkers werd verondersteld dat de metingen worden uitgevoerd in 2 seizoenen:

	Mandagen	Werkingskosten (k€)
Uitwerken studiedraaiboek	20-30	-
Milieumetingen	70-115	15
Validatie land-use regression model	40-60	-
Humane biomonitoring	90-150	80
Panelstudie inschatting persoonlijke blootstelling	10 -15	2
Dataverwerking & Rapportering	30-40	1

Onderstaande table geeft iets meer detail over de kosten van de meetcampagnes, uitgezonderd kosten voor voorbereiding van de studie en verwerking van de data.

Taak	Mandagen	Werkingskosten (k €)
Milieumetingen		
Selectie meetlocaties	2 - 6	1
Stationaire metingen Scholen (2 scholen x 2 seizoenen)	30 - 50	6
Stationaire metingen Woningen (10 woningen x 2 seizoenen)	20 - 30	4
Mobiele metingen transportmodi (4 type modi (2x herhaald))	8 - 16	4
Panelstudie: persoonlijke metingen (5 deelnemers x 2 seizoenen)	10 -15	2
Verwerking resultaten	10 - 12	-
Totaal milieumetingen meetcampagne	80-129	17
Humane biomonitoring		
Recrutering deelnemers (N=100)	30-60	
Veldwerk (N=100, x2 seizoenen), communicatie	30-60	
Verwerking stalen (N=100, x2 seizoenen), rapportering	30	
Meting biomerkers bij N=100 x 2 seizoenen: kost per persoon, per seizoen => sterk afhankelijk van keuze: hier gerekend dat 4-5 biomerkers per persoon per seizoen worden gemeten		80
Totaal humane biomonitoring meetcampagne	90-150	80

7.2 Epidemiologische studie naar verkeersimpact op gezondheid

Uit epidemiologisch onderzoek blijkt dat partikels vooral een impact hebben op respiratoire en cardiovasculaire gezondheid. In 2009 publiceerde Knol et al. een verslag over een expert consultatie omtrent UFP en causale pathways van gezondheidseffecten. Respiratoire aandoeningen en cardiovasculaire effecten, kregen respectievelijk een medium en medium tot hoge rating in waarschijnlijkheid van causaal verband tussen (korte en langetermijn) UFP blootstelling en deze effecten (het gaat hier dus om een vooral kwalitatieve inschatting).

Beide gezondheidseffecten kunnen in Vlaanderen in kaart gebracht en gerelateerd worden met de verkeerspollutiedruk. Voor dit type onderzoek kunnen gezondheidsdata uit gezondheidsregisters worden gebruikt. De inzetbaarheid van zulke bestanden levert omwille van drie redenen problemen bij het gebruik in epidemiologische studies: 1/Omwille van privacy wetgeving kan enkel gebruik worden gemaakt van ecologische studies (geaggregeerde data op groepsniveau). 2/Er zijn geen gegevens beschikbaar voor controle personen. 3/Ziekenhuisbestanden gaan vaak gepaard met het niet of onvolledig aanwezig zijn van mogelijke belangrijke verstrengelde factoren. In veel bestanden is er bv. geen informatie over rookgewoonten, passief roken, behuizing, voorkomen van de ziekte in de familie....

Het verzamelen van individuele gezondheidsdata is bijgevolg interessant. In wat volgt wordt een voorstel geformuleerd voor twee type epidemiologische studies, waarbij individuele biomerkers en/of gezondheidsdata kunnen worden gelinkt met verkeersgerelateerde luchtverontreinigingsdata zoals verkeersdensiteit, afstand tot wegen, hoeveelheid wegen in een bufferzone rond woonplaats/school/werkplaats, IRCEL geïnterpoleerde NO₂ data of modelleerde data (vb. LUR data). De keuze op deze typevoorbeelden is ingegeven door de relevantie van deze aandoeningen in deze context.

Twee typevoorbeelden van gezondheidsdata die kunnen worden verzameld worden voor het inschatten van de impact van (UFP van)verkeer op gezondheid:

Astma en allergie en luchtwegproblemen kunnen door bestaande instanties als Centrum voor Leerlingen Begeleiding (CLB), opgevolgd worden tijdens de gebruikelijke medische schoolonderzoeken. Daarenboven kunnen metingen in ademlucht en urinaire merkers van blootstelling en oxidatieve schade voorgesteld worden als routineanalyse met het oog op het opvolgen van de respiratoire gezondheid van de kinderen. Daarnaast kunnen uiteraard klassieke bevragingen van luchtwegklachten worden gedaan, welke gemakkelijker monetair omgerekend kunnen worden in gezondheidskost.

Langetermijnblootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging is gerelateerd met cardiovasculaire aandoeningen. Tot nog toe werd er geen studie uitgevoerd die ook rekening houdt met (stress, pollutiedruk) t.g.v. specifiek pendelgedrag en 'geluidsbeleving'. Om dit te onderzoeken stellen we een patiënt-controle onderzoek voor waarbij personen met een myocardinfarct worden geïncludeerd als case.

Voor dit type onderzoek kan gebruik gemaakt worden van de INTERHEART inclusiecriteria (Lancet. 2006 Aug 19;368(9536):647-58: Ten minste 1 voor leeftijd en geslacht 'gematched' controlepersoon (+/- 5 jaar) zal worden geïncludeerd (o.a. patiënten met chronisch onderliggende aandoeningen). De controlepersoon is een bezoeker of een kennis van de patiënt, mag niet op hetzelfde adres wonen of een buur zijn). Het aantal

cases/controles nodig voor een volwaardige "gepowerde" studie ligt in de grootteorde van 1500 cases / 2000 controles. De studie loopt idealiter over 3 jaar en omvat minimaal 3 ziekenhuizen.

Het afnemen van vragenlijsten kan gebeuren op de derde of vierde dag van het ziekenhuisverblijf. De controlepersoon zal dezelfde vragenlijst invullen. Deze gestandaardiseerde vragenlijst kan ingaan op stress, geluidsbeleving (straat, vliegtuig, spoor,...) en pendelgedrag van de deelnemer. Gegevens worden verzameld die verband

houden met cardiovasculair risico waaronder rookgewoonten (passief en actief), overgewicht, hypertensie, diabetes, fysieke activiteit en alcoholgebruik. Aan de hand van woonplaats kunnen via een gevalideerd 'land use' regressiemodel blootstellingsgegevens worden geïnterpoleerd. Conditionele logistische regressie die rekening houdt met de 'matching' structuur van de gegevens wordt uitgevoerd. Voor het uitvoeren van een pilootproject (case-control studie) in 2 ziekenhuizen, het opstellen van de vragenlijsten en het organiseren van de rekrutering is een wetenschappelijk onderzoeker (20%) gedurende 15 maanden vereist (kostprijs: 17 650 €). Op basis van deze studie kunnen economische kostenanalyses worden opgesteld met myocardinfarct als eindpunt. Er zal worden nagegaan wat het relatieve aandeel is van UFP blootstelling vs. andere belangrijke risicofactoren, om op die manier een semi-monetaire inschatting te maken.

LITERATUURLIJST

- Arhami M., Minguillón M.C., Polidori A., Schrauer J.J., Delfino R.J., Sioutas C., 2010. Organic compound characterization and source apportionment of indoor and outdoor quasi-ultrafine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin. *Indoor Air* 20 (2010), 17-30.
- Adams H., Nieuwenhuijsen M., Colvile R., Older M., Kendall M., 2002. Assessment of road users' elemental carbon personal exposure levels, London, UK, *Atmospheric Environment* 36, pp. 5335 - 5342
- Arain , M.A., Blair, R., Finkelstein, N., Brook, J.R., Sahsuvaroglu, T., Beckerman, B., Zhang, L., Jerrett, M., 2007. The use of wind fields in a land use regression model to predict air pollution concentrations for health exposure studies. *Atmospheric Environment* 41, 3453-3464.
- Autrup, H., Daneshvar, B., Dragsted, L.O., Gamborg, M., Hansen, M., Loft, S., Okkels, H., Nielsen, F., Nielsen, P.S., Raffn, E., Wallin, H., Knudsen, L.E., 1999. Biomarkers for exposure to ambient air pollution--comparison of carcinogen-DNA adduct levels with other exposure markers and markers for oxidative stress. *Environ Health Perspect* 107, 233-238.
- Avogbe, P.H., Ayi-Fanou, L., Autrup, H., Loft, S., Fayomi, B., Sanni, A., Vinzents, P., Moller, P., 2005. Ultrafine particulate matter and high-level benzene urban air pollution in relation to oxidative DNA damage. *Carcinogenesis* 26, 613-620.
- Ayi Fanou, L., Mobio, T.A., Creppy, E.E., Fayomi, B., Fustoni, S., Moller, P., Kyrtopoulos, S., Georgiades, P., Loft, S., Sanni, A., Skov, H., Ovrebo, S., Autrup, H., 2006. Survey of air pollution in Cotonou, Benin--air monitoring and biomarkers. *Sci Total Environ* 358, 85-96.
- Baldauf, R.W., Watkins, N., Heist, D., Bailey, C., Rowley, P., Shores, R., 2009. Near-road air quality monitoring: Factors affecting network design and interpretation of data. *Air Quality, Atmosphere & Health* 2, 1-9.
- Beckerman B., Jerrett M., Brook J., Verma D., Arain A., Finkelstein M., 2008. Correlation of nitrogen dioxide to other traffic pollutants near a major expressway, *Atmospheric Environment* 42, pp. 275-290
- Beckx C., Int PanisL., Van De Vel K., Arentze T., Janssens D., Wets G., 2009. The contribution of activity-based transport models to air quality modelling: a validation of the ALBATROSS - AURORA model chain. *Science of the total Environment* 407 3814-3822. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.03.015
- Beelen, R., Hoek, G., Fischer, P., Brandt, P.A.v.d., Brunekreef, B., 2007. Estimated long-term outdoor air pollution concentrations in a cohort study. *Atmospheric Environment* 41, 1343-1358.
- Beelen, R., Hoek, G., Pebesma, E., Vienneau, D., de Hoogh, K., Briggs, D.J., 2009. Mapping of background air pollution at a fine spatial scale across the European Union. *Science of The Total Environment* 407, 1852-1867.
- Beelen, R., Voogt, M., Duyzer, J., Zandveld, P., Hoek, G., 2010. Comparison of the performances of land use regression modelling and dispersion modelling in estimating small-scale variations in long-term air pollution concentrations in a Dutch urban area. *Atmospheric Environment* in press.
- Bell, M.L., 2006. The use of ambient air quality modeling to estimate individual and population exposure for human health research: A case study of ozone in the Northern Georgia Region of the United States. *Environment International* 32, 586-593.
- Berghmans P., Bleux N., Int Panis L., Mishra V.K., Torfs R., Van Poppel M., 2009, Exposure assessment of a cyclist to PM10 and ultrafine particles, *Science of The Total Environment*,

407 (4), 286-1298.

Berkowicz, R., 1998. Street Scale Models in Urban Air Pollution - European Aspects, J. Fenger, O. Hertel and F. Palmgren, Kluwer Academic Publishers, 223-251.

Berkowicz, R., 1998. Street Scale Models, in: Fenger, J., Hertel, O., Palmgren, F. (Eds.), Urban Air Pollution - European Aspects. Kluwer Academic Publishers, pp. 223-251.

Berkowicz, R., Hertel, O., Larsen, S.E., Sørensen, N.N., Nielsen, M., 1997. Modelling traffic pollution in streets. National Environmental Research Institute.

Berkowicz, R., O. Hertel, et al., 1997., Modelling traffic pollution in streets, Technical Report National Environmental Research Institute.

Birmili, W., Alaviippola, B., Hinneburg, D., Knoth, O., Tuch, T., Borcken-Kleefeld, J., and Schacht, 2008, Dispersion of traffic-related exhaust particles near the Berlin urban motorway – estimation of fleet emission factors, Atmos. Chem. Phys. Discuss, 8, 15537 – 15594

Boogaard H., Borgman F., Kamminga J., Hoek G., 2009. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities , Atmospheric Environment, 43 (27), 4234-4242.

Brauner, E.V., Forchhammer, L., Moller, P., Simonsen, J., Glasius, M., Wahlin, P., Raaschou-Nielsen, O., Loft, S., 2007. Exposure to ultrafine particles from ambient air and oxidative stress-induced DNA damage. Environ Health Perspect 115, 1177-1182.

Briggs, D.J., 2005. The role of GIS: Coping with space (and time) in air pollution exposure assessment. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A 68, 1243-1261.

Briggs, D.J., 2007. The use of GIS to evaluate traffic-related pollution. Occupational and Environmental Medicine 64, 1-2.

Briggs, D.J., Collins, S., Elliott, P., Fischer, P., Kingham, S., Lebet, E., Pryl, K., Van Reeuwijk, H., Smallbone, K., Van der Veen, A., 1997. Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach. International Journal of Geographical Information Science 11, 699-718.

Briggs, D.J., de Hoogh, C., Gulliver, J., Wills, J., Elliott, P., Kingham, S., Smallbone, K., 2000. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. The Science of The Total Environment 253, 151-167.

Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA 3rd, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, Holguin F, Hong Y, Luepker RV, Mittleman MA, Peters A, Siscovick D, Smith SC Jr, Whitsel L, Kaufman JD, 2010. American Heart Association Council on Epidemiology and Prevention, Council on the Kidney in Cardiovascular Disease, and Council on Nutrition, Physical Activity and Metabolism. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. Circulation. 2010 Jun 1;121(21):2331-78. Epub 2010 May 10.

Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A., 3rd, Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A.V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R.V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C., Jr., Whitsel, L., Kaufman, J.D., 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. Circulation 121, 2331-2378.

Bruse, M. and H. Fleer, 1998. Simulating surface–plant–air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. Environmental Modelling & Software 13.

Bruse, M., 2007. Particle filtering capacity of urban vegetation: A microscale numerical approach. Berliner Geographische Arbeiten 109, 61-70.

- Bruse, M., 2007. Particle filtering capacity of urban vegetation: A microscale numerical approach. *Berliner Geographische Arbeiten* 109, 61-70.
- Bruse, M., Fleer, H., 1998. Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. *Environmental Modelling & Software* 13.
- Buonanno G., Morawska L., Stabile L. 2009. Particle emission factors during cooking activities. *Atmospheric Environment* 43, 3235-3242
- Buthbumrung, N., Mahidol, C., Navasumrit, P., Promvijit, J., Hunsonti, P., Autrup, H., Ruchirawat, M., 2008. Oxidative DNA damage and influence of genetic polymorphisms among urban and rural schoolchildren exposed to benzene. *Chem Biol Interact* 172, 185-194.
- Cass G. R., Hughes L. A., Bhave P., Kleeman M. J. Allen J. O. Salmon L. G., 2000. The chemical composition of atmospheric ultrafine particles. *Philos. Trans. R. Soc. London, Ser A* , 358, 2581-2592.
- Chen, C., Arjomandi, M., Balmes, J., Tager, I., Holland, N., 2007. Effects of chronic and acute ozone exposure on lipid peroxidation and antioxidant capacity in healthy young adults. *Environ Health Perspect* 115, 1732-1737.
- Chen, C., Zhao, B., 2010. Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor, *Atmospheric Environment* in press,
- Cheng, Y.-H., Liu, Z.-S., Chen, C.-C., 2010. On-road measurements of ultrafine particle concentration profiles and their size distributions inside the longest highway tunnel in Southeast Asia. *Atmospheric Environment* 44, 763-772.
- Cheng, Y.-H., Z.-S. Liu, et al., 2010. On-road measurements of ultrafine particle concentration profiles and their size distributions inside the longest highway tunnel in Southeast Asia. *Atmospheric Environment* 44(6), 763-772.
- Clougherty, J.E., Houseman, E.A., Levy, J.I., 2009. Examining intra-urban variation in fine particle mass constituents using GIS and constrained factor analysis. *Atmospheric Environment* 43, 5545-5555.
- Clougherty, J.E., Wright, R.J., Baxter, L.K., Levy, J.I., 2008. Land use regression modeling of intra-urban residential variability in multiple traffic-related air pollutants. *Environmental Health* 7, 14.
- Colles, A. and C. Mensink, 1999. Vergelijking van gemeten NH₃-concentraties in Vlaanderen met berekende waarden volgens het OPS model, Report 1999/TAP/R/066, VITO nv,
- Colles, A., J. Janssen, et al., 2001. Verdere ontwikkeling van het OPS-model, Eerste tussentijds verslag (OPS 2001), Technical report 2001/TAP/071, VITO nv,
- Colles, A., Janssen, J., Ruts, M., Mensink, C., 2001. Verdere ontwikkeling van het OPS-model, Eerste tussentijds verslag (OPS 2001). VITO nv.
- Colles, A., Mensink, C., 1999. Vergelijking van gemeten NH₃-concentraties in Vlaanderen met berekende waarden volgens het OPS model. VITO nv.
- Cooke, M.S., Olinski, R., Loft, S., 2008. Measurement and meaning of oxidatively modified DNA lesions in urine. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 17, 3-14.
- Cosemans, G., J. Kretzschmar, et al., 1995). Large scale validation of a bi-gaussian dispersion model in a multiple source urban and industrial area in *Air Pollution Modeling and Its Application II*, C. De Wispelaere, NATO, Plenum Press, 709-728.
- Cosemans, G., Kretzschmar, J., De Baere, G., Vandervee, J., 1995. Large scale validation of a bi-gaussian dispersion model in a multiple source urban and industrial area, in: De

- Wispelaere, C. (Ed.), *Air Pollution Modeling and Its Application II*. NATO, Plenum Press, pp. 709-728.
- Crouse, D.L., Goldberg, M.S., Ross, N.A., 2009. A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada. *Atmospheric Environment* 43, 5075-5084.
- Cyrys J., Heinrich J., Hoek G., Meliefste K., Lewné M., Gehring U., Bellander T., Fischer P., Van Vliet P., Brauer M., Wichman H-E, Brunekreef B., 2003. Comparison between different traffic-related particle indicators: Elemental carbon (EC), PM_{2.5} mass and absorbance, *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.*, 13, 134-143
- Cyrys, J., Hochadel, M., Gehring, U., Hoek, G., Diegmann, V., Brunekreef, B., Heinrich, J., 2005. GIS-Based Estimation of Exposure to Particulate Matter and NO₂ in an Urban Area: Stochastic versus Dispersion Modeling. *Environmental Health Perspectives* 113, 987-992.
- Dales, R., Wheeler, A., Mahmud, M., Frescura, A.M., Smith-Doiron, M., Nethery, E., Liu, L., 2008. The influence of living near roadways on spirometry and exhaled nitric oxide in elementary schoolchildren. *Environ Health Perspect* 116, 1423-1427.
- De Coster, S., Koppen, G., Bracke, M., Schroyen, C., Den Hond, E., Nelen, V., Van de Mierop, E., Bruckers, L., Bilau, M., Baeyens, W., Schoeters, G., van Larebeke, N., 2008. Pollutant effects on genotoxic parameters and tumor-associated protein levels in adults: a cross sectional study. *Environ Health* 7, 26.
- De Maerschack, B., Janssen, S., Nikolova, I., 2010. Size Resolved Ultra Fine Particles Modeling inside a Roadway Tunnel: Emissions, Dispersion and Deposition Processes. In preparation.
- De Maerschack, B., Janssen, S., Vankerkom, J., Mensink, C., van den Burg, A., Fortuin, P., 2008. CFD simulations of the impact of a line vegetation element along a motorway on local air quality 12th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes. Croatian Meteorological Society, Croatia, pp. 339-344.
- De Maerschack, B., S. Janssen, et al., 2008. CFD simulations of the impact of a line vegetation element along a motorway on local air quality 12th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, Croatia, Croatian Meteorological Society.
- De Maerschack, B., S. Janssen, et al., 2010. Size Resolved Ultra Fine Particles Modeling inside a Roadway Tunnel: Emissions, Dispersion and Deposition Processes. In preparation.
- De Ridder, K. and C. Mensink, 2002. Improved algorithms for advection and vertical diffusion in AURORA. in *Air pollution modeling and its Application XV*, B. a. Schayes, New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers, 395-401.
- De Ridder, K., F. F. Lefebvre, et al., 2008a. Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part II: development and evaluation of an urban growth scenario. *Atmospheric Environment* 42, 7070-7077.
- De Ridder, K., F. Lefebvre, et al., 2008b. Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part I: Reproducing the base state. *Atmospheric Environment* 42, 7059-7069.
- De Ridder, K., F. Lefebvre, F., S. Adriaensen, S., U. Arnold, U., W. Beckroege, W., C. Bronner, C., O. Damsgaard, O., I. Dostal, I., J. Dufek, J., J. Hirsch, J., L. IntPanis, L., Z. Kotek, Z., T. Ramadier, T., A. Thierry, A., S. Vermoote, S., A. Wania, A., C. Weber, C., 2008a. Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part II: development and evaluation of an urban growth scenario. *Atmospheric Environment* 42, 7070-7077.
- De Ridder, K., Lefebvre, F., Adriaensen, S., Arnold, U., Beckroege, W., Bronner, C., Damsgaard, O., Dostal, I., Dufek, J., Hirsch, J., Int Panis, L., Kotek, Z., Ramadier, T.,

- Thierry, A., Vermoote, S., Wania, A., Weber, C., 2008b. Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part I: Reproducing the base state. *Atmospheric Environment* 42, 7059-7069.
- De Ridder, K., Mensink, C., 2002. Improved algorithms for advection and vertical diffusion in AURORA., in: Schayes, B.a. (Ed.), *Air pollution modeling and its Application XV*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, pp. 395-401.
- Delfino, R.J., Gong, H., Linn, W.S., Hu, Y., Pellizzari, E.D., 2003. Respiratory symptoms and peak expiratory flow in children with asthma in relation to volatile organic compounds in exhaled breath and ambient air. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 13, 348-363.
- Deutsch, F., C. Mensink, et al. , 2008b. Modelling of airborne primary and secondary particulate matter with the EUROS-model. *Lecture Notes in Computer Science* 4818, 385-392.
- Deutsch, F., C. Mensink, et al., 2008c. Application and validation of a comprehensive model for PM10 and PM2.5 concentrations in Belgium and Europe. *Applied Mathematical Modelling* 32(1501-1510).
- Deutsch, F., J. Vankerkom, et al., 2008d. Modelling concentrations of airborne primary and secondary PM10 and PM2.5 with the BeIEUROS model in Belgium. *Ecological Modelling* 217, 230-239.
- Deutsch, F., J. Vankerkom, et al., 2008e. Extension of the EUROS integrated air quality model to fine particulate matter by coupling to CACM/MADRID 2. *Environmental Modelling Assessment* 13(3), 431-437.
- Deutsch, F., Janssen, L., Vankerkom, J., Lefebvre, F., Mensink, C., Fierens, F., Dumont, G., Roekens, E., 2008a. Modelling changes of aerosol compositions over Belgium and Europe, . *Int. J. of Environment and Pollution*, 32, 162-173.
- Deutsch, F., L. Janssen, et al., 2008a. Modelling changes of aerosol compositions over Belgium and Europe, . *Int. J. of Environment and Pollution*, 32, 162-173.
- Deutsch, F., Mensink, C., Janssen, L., Vankerkom, J., 2008b. Modelling of airborne primary and secondary particulate matter with the EUROS-model. *Lecture Notes in Computer Science* 4818, 385-392.
- Deutsch, F., Mensink, C., Vankerkom, J., Janssens, L., 2008c. Application and validation of a comprehensive model for PM10 and PM2.5 concentrations in Belgium and Europe. *Applied Mathematical Modelling* 32.
- Deutsch, F., P. Viaene, et al., 2009. Validation of the completely renewed BeIEUROS model, Project report VITO nv.,
- Deutsch, F., Vankerkom, J., Janssen, L., Janssen, S., Bencs, L., Van Grieken, R., Fierens, F., Dumont, G., Mensink, C., 2008d. Modelling concentrations of airborne primary and secondary PM10 and PM2.5 with the BeIEUROS model in Belgium. *Ecological Modelling* 217, 230-239.
- Deutsch, F., Vankerkom, J., Janssen, L., Lefebvre, F., Mensink, C., Fierens, F., Dumont, G., Blommaert, F., Roekens, E., 2008e. Extension of the EUROS integrated air quality model to fine particulate matter by coupling to CACM/MADRID 2. *Environmental Modelling Assessment* 13, 431-437.
- Deutsch, F., Viaene, P., Janssen, S., Maes, J., Vankerkom, J., Janssen, L., Vliegen, J., Peelaerts, W., Mensink, C., 2009. Validation of the completely renewed BeIEUROS model. VITO nv.
- Diapouli E., Chaloulakou A., Spyrellis N., 2007. Levels of ultrafine particles in different microenvironments – Implications to children exposure. *Science of the Total Environment* 338, 128-136.

- Dijkema, M.B.A., van der Zee, S.C., Brunekreef, B., van Strien, R.T., 2008. Air quality effects of an urban highway speed limit reduction. *Atmospheric Environment* 42 (40), 9098–91
- Ducrot-Stich R., Phuleria HC., Ragetti M., Ineichen A., Schindler C., Liu L.-J. S., 2010. Modeling of exposure to highway traffic exhaust in Alpine valleys in Switzerland, Proc. 18th International Symposium Transport and Air Pollution, Dübendorf, Switzerland, May 18-19 2010.
- Durant J. L., Ash C. A., Wood E.C., Herndon S. C. Jayne J. T. Knighton W. B., Canagaratna M. R., Trull J. B., Brugge D., Zamore W., Kolb C. E., 2010. Short term variation in near-highway air pollutant gradients on a winter morning, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 10, 5599-5626.
- Eeftens, M.R., 2009. Developments and future prospects of land-use regression modelling, *Toxicology and Environmental Health*. Utrecht University, Utrecht, p. 24.
- Eerens, H. C., C. J. Sliggers, et al., 1993. The CAR model: The Dutch method to determine city street air quality. *Atmospheric Environment* 27b(4), 389-399.
- Eerens, H.C., Sliggers, C.J., van den Hout, K.D., 1993. The CAR model: The Dutch method to determine city street air quality. *Atmospheric Environment* 27b, 389-399.
- ESCAPE, 2009. ESCAPE Exposure Assessment Manual, European Study of Cohorts for Air Pollution Effects, pp. 1-41.
- Euro 5 limit value Regulation 715/2007
- Flamant-Hulin, M., Caillaud, D., Sacco, P., Penard-Morand, C., Annesi-Maesano, I., 2010. Air pollution and increased levels of fractional exhaled nitric oxide in children with no history of airway damage. *J Toxicol Environ Health A* 73, 272-283.
- Fruin S., Westerdahl D., Sax T., Sioutas C., P.M. Fine, Measurements and predictors of on-road ultrafine particle concentrations and associated pollutants in Los Angeles, *Atmospheric Environment*, 42 (2), 207-219.
- Fustinoni, S., Rossella, F., Campo, L., Mercadante, R., Bertazzi, P.A., 2010. Urinary BTEX, MTBE and naphthalene as biomarkers to gain environmental exposure profiles of the general population. *Sci Total Environ* 408, 2840-2849.
- Gehring U., Wijga E. H., Brauer M., Fischer P., de Jongste J. C., Kerkhof M., Oldenwening M., Smit H. A. and Brunekreef B., 2010. Traffic-related Air Pollution and the Development of Asthma and Allergies during the First 8 Years of Life. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* Vol 181. pp. 596-603, doi: 10.1164/rccm.200906-0858OC
- Gidhagen, L., C. Johansson, et al., 2003; Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmospheric Environment* 37, 2023–2036.
- Gidhagen, L., C. Johansson, et al., 2004a. Simulation of NO_x and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment* 38(14), 2029-2044.
- Gidhagen, L., C. Johansson, et al., 2004b. Model simulations of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish highway. *Environmental Science and Technology* 38, 6730–6740.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., Olivares, G., 2004a. Simulation of NO_x and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment* 38, 2029-2044.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., Olivares, G., Omstedt, G., 2004b. Model simulations of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish highway. *Environmental Science and Technology* 38, 6730–6740.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., Pirjolad, L., Hansson, H.-C., 2003. Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmospheric*

Environment 37, 2023–2036.

Gilbert N.L., Woodhouse S., Stieb D.M., Brook J.R., 2003. Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway, *Science of the Total Environment* 312, pp. 43–46

Gkatzofliaz, D., L.Ã'tziachristos, et al., 2007, Copert IV. Methodology for the calculation of exhaust emissions,

Gkatzofliaz, D., L.Ã'tziachristos, Samaras, Z., Snaps, 2007. Copert IV. Methodology for the calculation of exhaust emissions.

Gouriou, F., Morin, J., Weill, M., 2004. On road measurements of particle number concentrations and size distributions in urban and tunnel environments. *Atmospheric Environment* 38, 2831–2840.

Gryparis, A., Coull, B.A., Schwartz, J., Suh, H.H., 2007. Semiparametric latent variable regression models for spatiotemporal modelling of mobile source particles in the greater Boston area. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* 56, 183-209.

Hagler G. S. W., Baldauf R. W., Thoma E. D., Long T. R., Snow R. F., Kinsey R. F., Kinsey J. S., Oudejans L., Gullet B. K., (2009). Ultrafine particles near a major roadway in Raleigh, North Carolina: downwind attenuation and correlation with traffic-related pollutants *Atm. Env.* 43, 1229 – 1234.

Health Effects Institute, 2009. Traffic-related air pollution: a critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects. Special Report #17, 2009-05-04. Available online at: <http://pubs.healtheffects.org/view.php?id¼306>

Henderson, S.B., Beckerman, B., Jerrett, M., Brauer, M., 2007. Application of Land Use Regression to Estimate Long-Term Concentrations of Traffic-Related Nitrogen Oxides and Fine Particulate Matter. *Environmental Science and Technology* 41, 2422-2428.

Henneböhl, K., Gerharz, L.E., Pebesma, E.J., 2009. An OGC web service architecture for near real-time interpolation of air quality over Europe. 6.

Hitchins L., Morawska R., Wolff T, Gilbert D., 2000. Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road, *Atmospheric Environment* 34, 51–59.

Hoek G., Boogaard H., Knol A., de Hartog J., Slottje P., Ayres J. G., Pa Borm P., Brunekreef B., Donaldson K., Forastiere F., Holgate S., Kreyling W. G., Nemery B., Pekkanen J., Stone V., Wichmann H.-E and van der Sluijs J., 2009. Concentration Response Functions for Ultrafine Particles and All-Cause Mortality and Hospital Admissions: Results of a European Expert Panel Elicitation. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, 44 (1), pp 476–482. DOI: 10.1021/es9021393

Hoek, G., Beelen, R., Hoogh, K.d., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P., Briggs, D., 2008. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric Environment* 42, 7561-7578.

Hoffmann, B., Moebus, S., Kroger, K., Stang, A., Mohlenkamp, S., Dragano, N., Schmermund, A., Memmesheimer, M., Erbel, R., Jockel, K.H., 2009. Residential exposure to urban air pollution, ankle-brachial index, and peripheral arterial disease. *Epidemiology* 20, 280-288.

Hoffmann, B., Moebus, S., Mohlenkamp, S., Stang, A., Lehmann, N., Dragano, N., Schmermund, A., Memmesheimer, M., Mann, K., Erbel, R., Jockel, K.H., 2007. Residential exposure to traffic is associated with coronary atherosclerosis. *Circulation* 116, 489-496.

Hong, Y.C., Park, E.Y., Park, M.S., Ko, J.A., Oh, S.Y., Kim, H., Lee, K.H., Leem, J.H., Ha, E.H., 2009. Community level exposure to chemicals and oxidative stress in adult population. *Toxicol Lett* 184, 139-144.

- Hu S., Fruin S., Kozawa K., Mara S., Paulson S. E., Winer A. M., 2009. A wide area of air pollutant impact downwind a freeway during pre-sunrise hours. *Atm. Env.* 43, 2541 – 2549.
- Hussein T., Glytos T., Ondráček J., Donhányosová P., Zdímal V., Hämeri K., Lazaridus M., Smolik J., Kulmala M., 2006. Particle size characterization and emission rates during indoor activities in a house. *Atmospheric Environment* 40, 4285-4307.
- Hussein T., Hämeri K., Aalto P. P., Paatero P., Kulmala M., 2005. Modal structure and spatial-temporal variations of urban and suburban aerosols in Helsinki – Finland. *Atmos. Environ.* 39, 1655 – 1668.
- Hussein T., Puustinen A., Aalto P. P., Makela J. M., Hämeri K., Kulmala M., 2004. Urban aerosol number size distributions. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 4, 391-411.
- Iannuzzi, A., Verga, M.C., Renis, M., Schiavo, A., Salvatore, V., Santoriello, C., Pazzano, D., Licenziati, M.R., Polverino, M., 2010. Air pollution and carotid arterial stiffness in children. *Cardiol Young* 20, 186-190.
- Int Panis, L., de Geus, B. Vandenbulcke, G., Willems, H., Degraeuwe, B., Bleux, N., Mishra, V., Thomas, I., Meeusen, R., 2010. Exposure to particulate matter in traffic: A comparison of cyclists and car passengers. *Atmospheric Environment*, 44, , 2263-2270.
- J.J. de Hartog, J. G. Ayres, A. Karakatsani, A. Analitis, H. ten Brink, K. Hämeri, R. Harrison, K. Katsouyanni, A. Kotronarou, I. Kavouras, C. Meddings, J. Pekkanen, G. Hoek, 2010. Lung function and indicators of exposure to indoor and outdoor particulate matter among asthma and COPD patients, *Occup. Environ. Med.* 67, 2-10.
- Janhall S., Jonsson A.M., Molnar P., Svensson E.A., Hallquist M., 2004. Size resolved traffic emission factors of submicrometer particles, *Atmospheric Environment* 38 4331–4340
- Janssen, S., De Maerschack, B., Vankerkom, J., Vliegen, J., 2008a. Modelanalyse van de IPL meetcampagne langs de A50 te Vaassen ter bepaling van het effect van vegetatie op luchtkwaliteit langs snelwegen. VITO, Mol, Belgium, p. 88.
- Janssen, S., Dumont, G., Fierens, F., Mensink, C., 2008b. Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE land cover data. *Atmospheric Environment* 42, 4884-4903.
- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglu, T., Morrison, J., Giovis, C., 2005. A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15, 185-204.
- Jerrett, M., Finkelstein, M.M., Brook, J.R., Arain, A., Kanaroglou, P., Stieb, D.M., Gilbert, N.L., Verma, D.K., Finkelstein, N., Chapman, K., Sears, M.R., 2009. A Cohort Study of Traffic-Related Air Pollution and Mortality in Toronto, Ontario, Canada. *Environmental Health Perspectives* 117, 772-777.
- Johnson, M., Isakov, V., Touma, J.S., Mukerjee, S., Ozkaynak, H., 2010. Evaluation of land-use regression models used to predict air quality concentrations in an urban area. *Atmospheric Environment* 44, 3660-3668.
- Jonsson A.M., Hallquist M., Saathoff H., 2007. Volatility of secondary organic aerosols from the ozone initiated oxidation of α -pinene and limonene. *Aerosol Science* 38, 843-852.
- Kaur S., Nieuwenhuijsen M., Colvile R., 2005. Personal exposure of street canyon intersection users to PM_{2.5}, ultrafine particle counts and carbon monoxide in Central London, UK, *Atmospheric Environment*, 39 (20), 3629-3641.
- Kaur S., Nieuwenhuijsen M.J., Colvile R.N., 2007. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments, *Atmospheric Environment*, Volume 41, Issue 23, 4781-4810.

- Kaur, S., Clark, R., Walsh, P., Arnold, S., Colvile, R., Nieuwenhuijsen, M., 2006. Exposure visualisation of ultrafine particle counts in a transport microenvironment. *Atmospheric Environment* 40, 386–398.
- Ketzel, M. and R. Berkowicz, 2004a. Modelling the fate of ultrafine particles from exhaust pipe to rural background: an analysis of time scales for dilution, coagulation and deposition. *Atmospheric Environment* 38(17), 2639-2652.
- Ketzel, M. and R. Berkowicz, 2005. Multi-plume aerosol dynamics and transport model for urban scale particle pollution. *Atmospheric Environment* 39(19), 3407-3420.
- Ketzel, M., Berkowicz, R., 2004. Modelling the fate of ultrafine particles from exhaust pipe to rural background: an analysis of time scales for dilution, coagulation and deposition. *Atmospheric Environment* 38, 2639-2652.
- Ketzel, M., Berkowicz, R., 2005. Multi-plume aerosol dynamics and transport model for urban scale particle pollution. *Atmospheric Environment* 39, 3407-3420.
- Ketzel, M., P. Wahlin, et al., 2004b. Particle size distribution and particle mass measurements at urban, near-city and rural level in the Copenhagen area and Southern Sweden. *Atmos. Chem. Phys.* 4, 281-292.
- Ketzel, M., Wahlin, P., Kristensson, P., Swietlicki, E., Berkowicz, R., Nielsen, O.J., Palmgren, F., 2004. Particle size distribution and particle mass measurements at urban, near-city and rural level in the Copenhagen area and Southern Sweden. *Atmos. Chem. Phys.* 4, 281-292.
- Kittelson D., 2002. Diesel aerosol sampling methodology – CRC E-43, Final Report. <http://www.crcao.com>
- Kittelson D., Watts W. F., Johnson J. P., 2004. Nanoparticle emissions on Minnesota highways. *Atmos. Environ.* 38 (1), 9-19.
- Kleeman M.J., Schauer J.J., Cass G.R., 2000. Size and composition distribution of fine particulate matter emitted from motor vehicles, *Environmental Science and Technology* 34,, 1132–1142
- Knibbs L., de Dear R., 2010. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 3224-3227.
- Knoflach, M., Kiechl, S., Penz, D., Zangerle, A., Schmidauer, C., Rossmann, A., Shingh, M., Spallek, R., Griesmacher, A., Bernhard, D., Robatscher, P., Buchberger, W., Draxl, W., Willeit, J., Wick, G., 2009. Cardiovascular risk factors and atherosclerosis in young women: atherosclerosis risk factors in female youngsters (ARFY study). *Stroke* 40, 1063-1069.
- Knol, A., de Hartog, J., Boogaard, H., Slottje, P., van der Sluijs, J., Lebrecht, E., Cassee, F., Wardekker, J.A., Ayres, J., Borm, P., Brunekreef, B., Donaldson, K., Forastiere, F., Holgate, S., Kreyling, W., Nemery, B., Pekkanen, J., Stone, V., Wichmann, H.E., Hoek, G., 2009. Expert elicitation on ultrafine particles: likelihood of health effects and causal pathways. *Particle and Fibre Toxicology* 6, 19.
- Koppen, G., Verheyen, G., Maes, A., Van Gorp, U., Schoeters, G., Hond, E.D., Staessen, J., Nawrot, T., Roels, H.A., Vlietinck, R., Verschaeve, L., 2007. A battery of DNA effect biomarkers to evaluate environmental exposure of Flemish adolescents. *J Appl Toxicol* 27, 238-246.
- Kuhn T., Krudysz M., Zhu Y., Fine P. M., Hinds W. C., Froines J., Sioutas C., 2005. Volatility of indoor and outdoor ultrafine particulate matter near a freeway, *J. Aerosol Science*, 36, 291 – 302.
- Kunzli, N., Jerrett, M., Garcia-Esteban, R., Basagaña, X., Beckermann, B., Gilliland, F., Medina, M., Peters, J., Hodis, H.N., Mack, W.J., 2010. Ambient Air Pollution and the Progression of Atherosclerosis in Adults. *PLoS ONE* 5, e9096.

- Laakso L., Hussein T., Aarnio P., Komppula M., Hiltunen V., Viisanen Y., Kulmala M., 2003. Diurnal and annual characteristics of particle mass and number concentrations in urban, rural and Arctic environments in Finland. *Atmospheric Environment* 37 (), 2629 – 2641.
- Langer S., Moldanova J., Arrhenius K., Ljungström E., Ekberg L., 2008. Ultrafine particles produced by ozone/limonene reactions in indoor air under low/closed ventilation conditions. *Atmospheric Environment* 42, 4149-4159.
- Larson, T., Henderson, S.B., Brauer, M., 2009. Mobile Monitoring of Particle Light Absorption Coefficient in an Urban Area as a Basis for Land Use Regression. *Environmental Science and Technology* 43, 4672-4678.
- Laumbach, R., Tong, J., Zhang, L., Ohman-Strickland, P., Stern, A., Fiedler, N., Kipen, H., Kelly-McNeil, K., Liou, P., Zhang, J., 2009. Quantification of 1-aminopyrene in human urine after a controlled exposure to diesel exhaust. *J Environ Monit* 11, 153-159.
- Lebret, E., Briggs, D.J., van Reeuwijk, H., Fischer, P., Smallbone, K., Harssema, H., Kriz, B., Gorynski, P., Elliott, P., 2000. Small area variations in ambient NO₂ concentrations in four European areas. *Atmospheric Environment* 34, 177-185.
- Lefebvre, W., F. Fierens, et al., 2010a, Modelling the effects of a speed limit reduction on traffic-related elemental carbon (EC) concentrations and population exposure to EC. *Atmospheric Environment* Submitted.
- Lefebvre, W., Fierens, F., Trimpeneers, E., Janssen, S., Van de Vel, K., Deutsch, F., Viaene, P., Vankerkom, J., Dumont, G., Vanpoucke, C., Mensink, C., Peelaerts, W., Vliegen, J., 2010a. Modelling the effects of a speed limit reduction on traffic-related elemental carbon (EC) concentrations and population exposure to EC. *Atmospheric Environment* Submitted.
- Lefebvre, W., K. Van de Vel, et al., 2009. Impact 90 km/u beleidsmaatregel luchtkwaliteit, Studie voor de Vlaamse Milieumaatschappij, Project report 2009/RMA/R/043, VITO nv,
- Lefebvre, W., K. Van de Vel, et al., 2010b). Modelling the effects of an existing speed limit and more stringent traffic measures on air quality during enhanced particulate matter smog episodes in a densely populated region. *Atmospheric Environment* Submitted.
- Lefebvre, W., Van de Vel, K., Janssen, S., Fierens, F., Trimpeneers, E., Peelaerts, W., Vankerkom, J., Viaene, P., Vliegen, J., 2009. Impact 90 km/u beleidsmaatregel luchtkwaliteit, Studie voor de Vlaamse Milieumaatschappij. VITO nv.
- Lefebvre, W., Van de Vel, K., Janssen, S., Fierens, F., Trimpeneers, E., Viaene, P., Vankerkom, J., Mensink, C., Peelaerts, W., Vliegen, J., 2010b. Modelling the effects of an existing speed limit and more stringent traffic measures on air quality during enhanced particulate matter smog episodes in a densely populated region. *Atmospheric Environment* Submitted.
- Lepeule, J., Caïni, F., Bottagisi, S., Galineau, J., Hulin, A., Marquis, N., Bohet, A., Siroux, V., Kaminski, M., Charles, M.-A., Slama, R., 2010. Maternal Exposure to Nitrogen Dioxide during Pregnancy and Offspring Birthweight: Comparison of Two Exposure Models. *Environmental Health Perspectives* in press.
- Liu, L., Poon, R., Chen, L., Frescura, A.M., Montuschi, P., Ciabattini, G., Wheeler, A., Dales, R., 2009a. Acute effects of air pollution on pulmonary function, airway inflammation, and oxidative stress in asthmatic children. *Environ Health Perspect* 117, 668-674.
- Liu, L., Ruddy, T., Dalipaj, M., Poon, R., Szyszkowicz, M., You, H., Dales, R.E., Wheeler, A.J., 2009b. Effects of indoor, outdoor, and personal exposure to particulate air pollution on cardiovascular physiology and systemic mediators in seniors. *J Occup Environ Med* 51, 1088-1098.
- M.A. Pohjola, L. Pirjola, A. Karppinen, J. Harkonen, H. Korhonen, T. Hussein, M. Ketzler, J. Kukkonen, 2007. Evaluation and modelling of the size fractionated aerosol particle number concentration measurements nearby a major road in Helsinki – part I: modelling results

within the LIPIKA project, Atmospheric Chemistry and Physics 7 4065–4080.

Madsen, C., Durand, K.L., Nafstad, P., Schwarze, P.E., Rønningen, K.S., Håheim, L.L., 2008. Associations between environmental exposures and serum concentrations of Clara cell protein among elderly men in Oslo, Norway. *Environmental Research* 108, 354-360.

Madsen, C., Nafstad, P., 2006. Associations between environmental exposure and blood pressure among participants in the Oslo Health Study (HUBRO). *European Journal of Epidemiology* 21, 485-491.

Marshall, J.D., Nethery, E., Brauer, M., 2008. Within-urban variability in ambient air pollution: Comparison of estimation methods. *Atmospheric Environment* 42, 1359-1369.

Maynard, D., Coull, B.A., Gryparis, A., Schwartz, J., 2007. Mortality Risk Associated with Short-Term Exposure to Traffic Particles and Sulfates. *Environmental Health Perspectives* 115, 751-755.

Mc Murry P., Woo K., 2002. Size distributions of 3-10 nm urban Atlanta aerosols: measurements and observations. *Journal of Aerosol Medicine*, 15, 169-178.

Mensink, C. and G. Cosemans, 2008a. From traffic flow simulations to pollutant concentrations in street canyons and backyards. *Int. J. Environmental Modelling en Software* 23, 288-295.

Mensink, C. and J. Janssen, 1996. Implementatie van het Operationeel Prioritaire Stoffen (OPS) model in Vlaanderen, E&M.RB9602, VITO nv,

Mensink, C., A. Colles, et al., 2003a. Environmental impact assessment of air quality in street canyons related to Council directives 1999/30/EC and 2000/69/EC. *Int. J. Environment and Pollution* 20(1-6), 177-184.

Mensink, C., A. Colles, et al., 2003b. Integrated air quality modelling for the assessment of air quality in streets against the Council directives. *Atmospheric Environment* 37(5177-5184).

Mensink, C., Colles, A., Janssen, L., Cornelis, J., 2003a. Environmental impact assessment of air quality in street canyons related to Council directives 1999/30/EC and 2000/69/EC. *Int. J. Environment and Pollution* 20, 177-184.

Mensink, C., Colles, A., Janssen, L., Cornelis, J., 2003b. Integrated air quality modelling for the assessment of air quality in streets against the Council directives. *Atmospheric Environment* 37.

Mensink, C., Cosemans, G., 2008. From traffic flow simulations to pollutant concentrations in street canyons and backyards. *Int. J. Environmental Modelling en Software* 23, 288-295.

Mensink, C., Cosemans, G., Pelkmans, L., 2005. Dynamic modelling of transient emissions and concentrations from traffic street canyons. *Int. J. Environment and Pollution* 25, 118-130.

Mensink, C., De Ridder, K., Deutsch, F., Lefebvre, F., Van de Vel, K., 2008. Examples of scale interactions in local, urban and regional air quality modelling. *Atmospheric Research* 89, 351-357.

Mensink, C., De Ridder, K., Lewyckyj, N., Delobbe, L., Janssen, L., Van Haver, P., 2001. Computational aspects of air quality modelling in urban regions using an optimal resolution approach (AURORA). , Large-scale scientific computing - lecture notes in computer science, pp. 299-308.

Mensink, C., De Vlioger, I., Nys, J., 2000. An urban transport emission model for the Antwerp area. *Atmospheric Environment* 34, 4595-4602.

Mensink, C., F. Lefebvre, et al., 2006. A comparison of three street canyon models with street canyon measurements in the "Plantin en Moretuslei" in Antwerp. *Int. J.*

- Environmental Modelling en Software 21, 514-519.
- Mensink, C., G. Cosemans, et al., 2005. Dynamic modelling of transient emissions and concentrations from traffic street canyons. *Int. J. Environment and Pollution* 25(1-4), 118-130.
- Mensink, C., I. De Vlieger, et al., 2000. An urban transport emission model for the Antwerp area. *Atmospheric Environment* 34, 4595-4602.
- Mensink, C., Janssen, J., 1996. Implementatie van het Operationeel Prioritaire Stoffen (OPS) model in Vlaanderen. VITO nv.
- Mensink, C., K. De Ridder, et al., 2008b. Examples of scale interactions in local, urban and regional air quality modelling. *Atmospheric Research* 89(4), 351-357.
- Mensink, C., Lefebvre, F., Janssen, L., Cornelis, J., 2006. A comparison of three street canyon models with street canyon measurements in the "Plantin en Moretuslei" in Antwerp. *Int. J. Environmental Modelling en Software* 21, 514-519.
- Mishra, V., Berghmans, P., Frijns, E., Bleux, N., Int Panis, L., Kretzschmar, J., 2009. Size resolved ultrafine particulate concentration levels in Craeybeckx tunnel, Antwerp. In preparation.
- Mishra, V., P. Berghmans, et al., 2009. Size resolved ultrafine particulate concentration levels in Craeybeckx tunnel, Antwerp. In preparation.
- Moller, P., 2006. Assessment of reference values for DNA damage detected by the comet assay in human blood cell DNA. *Mutat Res* 612, 84-104.
- Moller, P., Loft, S., 2010. Oxidative damage to DNA and lipids as biomarkers of exposure to air pollution. *Environ Health Perspect* 118, 1126-1136.
- Morawska L., Moore M. R., Ristovski Z. D. , 2004. Health impacts of ultrafine particles – desktop literature review and analysis, A consultancy funded by the Australian Government.
- Morawska L., Ristovski Z., Jayaratne E. R., Keogh D. U., Ling X. , 2008. Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure, *Atmos. Environ.* 2008, 42, 8113-8138.
- Mukerjee, S., Smith, L.A., Johnson, M.M., Neas, L.M., Stallings, C.A., 2009. Spatial analysis and land use regression of VOCs and NO₂ from school-based urban air monitoring in Detroit/Dearborn, USA. *Science of the Total Environment* 407, 4642-4651.
- Nethery, E., Leckie, S.E., Teschke, K., Brauer, M., 2007. From measures to models: an evaluation of air pollution exposure assessment for epidemiological studies of pregnant women. *Occupational and Environmental Medicine* 65, 579-586.
- Nethery, E., Teschke, K., Brauer, M., 2008. Predicting personal exposure of pregnant women to traffic-related air pollutants. *Science of The Total Environment* 395, 11-22.
- Nikolova, I., Janssen, S., De Maerschack, B., Mishra, V., Bergmans, P., 2010. An emission model for traffic induced ultrafine particles – a continuous size distribution approach. *Atmospheric Environment* Submitted.
- Nikolova, I., S. Janssen, et al., 2010. An emission model for traffic induced ultrafine particles – a continuous size distribution approach. *Atmospheric Environment* Submitted.
- North R. et al., 2009. MESSAGE - from the laboratory to deployment . Field deployments of the environmental monitoring, *TEC Traffic Engineering and Control Magazine*, December 2009, <http://bioinf.ncl.ac.uk/message/>
- Olesen, H. R. , 1981). The model validation exercise at Mol: overview of results. *Int. J. Environment and Pollution* 5(4-6), 761-784.

- Olesen, H.R., 1981. The model validation exercise at Mol: overview of results. *Int. J. Environment and Pollution* 5, 761-784.
- Palli, D., Saieva, C., Munnia, A., Peluso, M., Grechi, D., Zanna, I., Caini, S., Decarli, A., Sera, F., Masala, G., 2008. DNA adducts and PM(10) exposure in traffic-exposed workers and urban residents from the EPIC-Florence City study. *Sci Total Environ* 403, 105-112.
- Pavanello, S., Pulliero, A., Saia, B.O., Clonfero, E., 2006. Determinants of anti-benzo[a]pyrene diol epoxide-DNA adduct formation in lymphomonocytes of the general population. *Mutat Res* 611, 54-63.
- Pirjola, L. and M. Kulmala, 2000a. Aerosol dynamical model MULTIMONO. *Boreal Environment Research* 5(4), 361-374.
- Pirjola, L. and M. Kulmala, 2000b. Development of particle size and composition distribution with aerosol dynamics model AEROFOR2. *Journal of Aerosol Science* 31(1), 936-937.
- Pirjola, L., Kulmala, M., 2000a. Aerosol dynamical model MULTIMONO. *Boreal Environment Research* 5, 361-374.
- Pirjola, L., Kulmala, M., 2000b. Development of particle size and composition distribution with aerosol dynamics model AEROFOR2. *Journal of Aerosol Science* 31, 936-937.
- Pirjola, L., S. Tsyro, et al., (2003). A monodisperse aerodynamics module: A promising candidate for use in the Eulerian long-range transport model. *Journal of Geophysical Research* 108, 4258.
- Pirjola, L., Tsyro, S., Tarrason, L., Kulmala, M., 2003. A monodisperse aerodynamics module: A promising candidate for use in the Eulerian long-range transport model. *Journal of Geophysical Research* 108, 4258.
- Pohjola, M., L. Pirjola, et al. , 2003. Modelling of the influence of aerosol processes for the dispersion of vehicular exhaust plumes in street environment. *Atmospheric Environment* 37(3), 339-351.
- Pohjola, M., Pirjola, L., Kukkonen, J., Kulmala, M., 2003. Modelling of the influence of aerosol processes for the dispersion of vehicular exhaust plumes in street environment. *Atmospheric Environment* 37, 339-351.
- Poplawski, K., Gould, T., Setton, E., Allen, R.W., Su, J.G., Larson, T., Henderson, S.B., Brauer, M., Hystad, P., Lightowlers, C., Keller, P., Cohen, M., Silva, C., Buzzelli, M., 2009. Intercity transferability of land use regression models for estimating ambient concentrations of nitrogen dioxide. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 19, 107-117.
- Pratt KA, Prather KA, 2009. Real-time, single-particle volatility, size, and chemical composition measurements of aged urban aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 43(21):8276-82.
- Puustinen A., Hämeri K., Pekkanen J., Kulmala M., Hartog J., Meliefste K., Brink H., Kos G., Katsouyanni K., Karakatsani A., Kotronarou A., Kavouras I., Meddings C., Thomas S., Harrison R., Ayres J.G., S.Zee and Hoek G., 2007. Spatial variation of particle number and mass over four European cities, *Atmospheric Environment* 41 pp. 6622-6636
- Quincey P., Butterfield D., Green D., Coyle M., Cape J. N., 2009. An evaluation of measurement methods for organic, elemental and black carbon in ambient air monitoring sites, *Atmos. Environ.* 43, 5085 - 5091
- R. Milton and A. Steed, (2007). Mapping carbon monoxide using GPS tracked sensors, *Journal of Environmental Monitoring and Assessment*, 124, (1-3), 1-19.
- Reponen T., Grinshpun S.A., Trakumas S., Martuzevicius D., Wang Z.M., LeMasters G., Lockey J.E., Biswas P., 2003. Concentration gradient patterns of aerosol particles near interstate highways in the Greater Cincinnati airshed, *Journal of Environmental Monitoring* 5 , pp. 557-562

- Rijnders, E., Janssen, N.A.H., van Vliet, P.H.N., Brunekreef, B., 2001. Personal and Outdoor Nitrogen Dioxide Concentrations in Relation to Degree of Urbanization and Traffic Density. *Environmental Health Perspectives* 109, 411-417.
- Robert M.A., Kleeman M.J., Jakober C.A., 2007 Size and composition distributions of particulate matter emissions: part 2 – heavy-duty diesel vehicles, *Journal of the Air and Waste Management Association* 57, pp. 1429–1438
- Robert M.A., VanBergen S., Kleeman M.J., Jakober C.A., 2007. Size and composition distributions of particulate matter emissions: part 1 – light-duty gasoline vehicles, *Journal of the Air and Waste Management Association* 57, pp. 1414–1428.
- Roemer H., van Wijnen H., 2001. Differences among Black Smoke, Pm10 and PM1.0 levels at urban measuring sites, *Environmental Health perspectives*, 109 (2), 151-154.
- Rossner, P., Jr., Svecova, V., Milcova, A., Lnenickova, Z., Solansky, I., Santella, R.M., Sram, R.J., 2007. Oxidative and nitrosative stress markers in bus drivers. *Mutat Res* 617, 23-32.
- Rossner, P., Jr., Svecova, V., Milcova, A., Lnenickova, Z., Solansky, I., Sram, R.J., 2008a. Seasonal variability of oxidative stress markers in city bus drivers. Part I. Oxidative damage to DNA. *Mutat Res* 642, 14-20.
- Rossner, P., Jr., Svecova, V., Milcova, A., Lnenickova, Z., Solansky, I., Sram, R.J., 2008b. Seasonal variability of oxidative stress markers in city bus drivers. Part II. Oxidative damage to lipids and proteins. *Mutat Res* 642, 21-27.
- Ruchirawat, M., Navasumrit, P., Settachan, D., Autrup, H., 2006. Environmental impacts on children's health in Southeast Asia: genotoxic compounds in urban air. *Ann N Y Acad Sci* 1076, 678-690.
- Ruuskanen J., Tuch T., Ten Brink H., Peters A., Khlystov A., Mirme A., Kos G., Brunekreef B., Wickmann H., Buzorious Z., Vallius M., Kreyling W., Pekkanen J., 2001. Concentrations of ultrafine, fine and PM2.5 particles in three European cities. *Atmospheric Environment*, 35, 3719-3738.
- Ryan, P.H., LeMasters, G.K., 2007. A Review of Land-use Regression Models for Characterizing Intraurban Air Pollution Exposure. *Inhalation Toxicology* 19 (Suppl. 1), 127-133.
- Salcedo-Sanz, S., Portilla-Figueras, J.A., Ortiz-Garcia, E.G., Perez-Bellido, A.M., Garcia-Herrera, R., Elorrieta, J.I., 2009. Spatial regression analysis of NOx and O3 concentrations in Madrid urban area using Radial Basis Function networks. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 99, 79-90.
- Samaras, Z., L. Ntziachristos, et al. , 2005. Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles (PARTICULATES) Final Report
- Samaras, Z., Ntziachristos, L., Thompson, N., Hall, D., Westerholm, R., Boulter, P., 2005. Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles (PARTICULATES)
- Sanchez-Rodriguez, M.A., Retana-Ugalde, R., Ruiz-Ramos, M., Munoz-Sanchez, J.L., Vargas-Guadarrama, L.A., Mendoza-Nunez, V.M., 2005. Efficient antioxidant capacity against lipid peroxide levels in healthy elderly of Mexico City. *Environ Res* 97, 322-329.
- Sandu, A., 2006. Piecewise polynomial solutions of aerosol dynamic equations. *Aerosol Science and Technology* 40(4), 261-273.
- Sandu, A., 2006. Piecewise polynomial solutions of aerosol dynamic equations. *Aerosol Science and Technology* 40, 261-273.
- Sardar S. B. Fine P. M., Mayo P. R., Sioutas C., 2005. Size-fractionated measurements of ambient ultrafine particle chemical composition in Los Angeles using the NanoMOUDI. *Environ. Sci. Technol.* 39 (4), 932 – 944.

Seinfeld J. H., Pandis S. N., 2006. Atmospheric Chemistry and Physics – From air pollution to climate Change – Second edition.

Simoni, M., Annesi-Maesano, I., Sigsgaard, T., Norback, D., Wieslander, G., Nystad, W., Canciani, M., Sestini, P., Viegi, G., 2010. School air quality related to dry cough, rhinitis and nasal patency in children. *Eur Respir J* 35, 742-749.

Singh, R., Sram, R.J., Binkova, B., Kalina, I., Popov, T.A., Georgieva, T., Garte, S., Taioli, E., Farmer, P.B., 2007. The relationship between biomarkers of oxidative DNA damage, polycyclic aromatic hydrocarbon DNA adducts, antioxidant status and genetic susceptibility following exposure to environmental air pollution in humans. *Mutat Res* 620, 83-92.

Slama, R., Morgenstern, V., Cyrys, J., Zutavern, A., Herbarth, O., Wichmann, H.-E., Heinrich, J., 2007. Traffic-Related Atmospheric Pollutants Levels during Pregnancy and Offspring's Term Birth Weight: A Study Relying on a Land-Use Regression Exposure Model. *Environmental Health Perspectives* 115, 1283-1292.

Smith, L., Mukerjee, S., Gonzales, M., Stallings, C., Neas, L.M., Norris, G., Ozkaynak, H., 2006. Use of GIS and ancillary variables to predict volatile organic compound and nitrogen dioxide levels at unmonitored locations. *Atmospheric Environment* 40, 3773-3787.

Sorensen, M., Autrup, H., Hertel, O., Wallin, H., Knudsen, L.E., Loft, S., 2003a. Personal exposure to PM_{2.5} and biomarkers of DNA damage. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 12, 191-196.

Sorensen, M., Daneshvar, B., Hansen, M., Dragsted, L.O., Hertel, O., Knudsen, L., Loft, S., 2003b. Personal PM_{2.5} exposure and markers of oxidative stress in blood. *Environ Health Perspect* 111, 161-166.

Sorensen, M., Skov, H., Autrup, H., Hertel, O., Loft, S., 2003c. Urban benzene exposure and oxidative DNA damage: influence of genetic polymorphisms in metabolism genes. *Sci Total Environ* 309, 69-80.

Sram, R.J., Farmer, P., Singh, R., Garte, S., Kalina, I., Popov, T.A., Binkova, B., Ragin, C., Taioli, E., 2009. Effect of vitamin levels on biomarkers of exposure and oxidative damage—the EXPAH study. *Mutat Res* 672, 129-134.

Staessen, J.A., Nawrot, T., Hond, E.D., Thijs, L., Fagard, R., Hoppenbrouwers, K., Koppen, G., Nelen, V., Schoeters, G., Vanderschueren, D., Van Hecke, E., Verschaeve, L., Vlietinck, R., Roels, H.A., 2001. Renal function, cytogenetic measurements, and sexual development in adolescents in relation to environmental pollutants: a feasibility study of biomarkers. *Lancet* 357, 1660-1669.

Stanier C.O., Khlystov A.Y., Pandis, S.N., 2004. Ambient Aerosol Size Distributions and Number Concentrations Measured During the Pittsburgh Air Quality Study (PAQS). *Atmospheric Environment* 38, 3275–3284.

Stedman, J.R., Vincent, K.J., Campbell, G.W., Goodwin, J.W.L., Downing, C.E.H., 1997. New high resolution maps of estimated background ambient NO_x and NO₂ concentrations in the U.K. *Atmospheric Environment* 31, 3591-3602.

Stephan Weber, 2009. Spatio-temporal covariation of urban particle number concentration and ambient noise, *Atmospheric Environment*, 43 (34), 5518-5525.

Su, J.G., Brauer, M., Ainslie, B., Steyn, D., Larson, T., Buzzelli, M., 2008. An innovative land use regression model incorporating meteorology for exposure analysis. *Science of The Total Environment* 390, 520-529.

Svecova, V., Rossner, P., Jr., Dostal, M., Topinka, J., Solansky, I., Sram, R.J., 2009. Urinary 8-oxodeoxyguanosine levels in children exposed to air pollutants. *Mutat Res* 662, 37-43.

T. Ronkko, A. Virtanen, K. Vaaraslahti, J. Koskinen, L. Pirjola, M. Lappi, 2006. Effect of

- dilution conditions and on nucleation mode particles in diesel exhaust: laboratory and on-road study, *Atmos. Environ.* 40, 2893 – 2901.
- Tang, W., Raymond T., Wittig B., Davidson C., Pandis S., Robinson A., Crist K., 2004. Spatial variations of PM_{2.5} during Pittsburgh Air Quality Study, *Aerosol science and Technology*, 38, 80-90.
- Teeuwisse, S., 2004. Handleiding bij software pakket CAR II, versie 3.0. TNO.
- Teeuwisse, S., 2004. Handleiding bij software pakket CAR II, versie 3.0., TNO-rapport R2004/###, TNO
- Ten Brink H. M., Weijers E. P., Van Arkel F. Th., De Jonge D., 2009. Carbon (EC/OC) concentrations as derived from routine PM measurements in the Netherlands. Studie uitgevoerd in het kader van het BOP programma in opdracht van VROM www.pbl.nl
- Thoma E.D., Shores R.C., Isakov V., Baldauf R.W., 2008. Characterization of near road pollutant gradients using path-integrated optical remote sensing, *Journal of the Air and Waste Management Association*
- Timonen, K.L., Hoek, G., Heinrich, J., Bernard, A., Brunekreef, B., de Hartog, J., Hameri, K., Ibald-Mulli, A., Mirme, A., Peters, A., Tiittanen, P., Kreyling, W.G., Pekkanen, J., 2004. Daily variation in fine and ultrafine particulate air pollution and urinary concentrations of lung Clara cell protein CC16. *Occup Environ Med* 61, 908-914.
- Tomlin A.S., Smalley R.J., Tate J.E., Barlow J.F., Belcher S.E., Arnold S.J., Dobre A., Robins A. 2009. A field study of factors influencing the concentrations of a traffic-related pollutant in the vicinity of a complex urban junction, *Atmospheric Environment*, 43, 5027-5037
- Tsujita W., Yoshino A., Ishida H. and Moriizumi T., 2005. Gas sensor network for air-pollution monitoring, *Sensors and Actuators B: Chemical*, Volume 110, Issue 2, , 304-311
- Uhrner, U., S. von Löwis, et al., 2007. Dilution and aerosol dynamics within a diesel car exhaust plume - CFD simulations of on-road measurement conditions. *Atmospheric Environment* 41(35), 7440-7461.
- Uhrner, U., von Löwis, S., Vehkamäki, H., Wehner, B., Bräsel, S., Hermann, M., Stratmann, F., Kulmala, M., Wiedensohler, A., 2007. Dilution and aerosol dynamics within a diesel car exhaust plume - CFD simulations of on-road measurement conditions. *Atmospheric Environment* 41, 7440-7461.
- Van de Vel, K., C. Mensink, et al., 2009. Air-quality modelling in the Lake Baikal region. *Environ. Monit. Assess.*, doi: 10.1007/x10661-009-0977-7
- Van de Vel, K., Mensink, C., De Ridder, K., Deutsch, F., Maes, J., Vliegen, J., Aloyan, A., Yermakov, A., Arutyunyan, V., Khodzher, T., Mijling, B., 2009. Air-quality modelling in the Lake Baikal region, *Environ. Monit. Assess.*
- Van Poppel, M., Lefebvre, W., Degraeuwe, B., Janssen, S., Berghmans, P., Brabers, R., Daems, J., Bleux, N., Deutsch, F., Vankerkom, J., Janssen, L., Peelaerts, W., 2009. Onderzoek naar de invloed van wegverkeer op de luchtkwaliteit in de Stad Antwerpen in het kader van de opmaak van een actieplan fijn stof. VITO nv.
- Van Poppel, M., W. Lefebvre, et al., 2009. Onderzoek naar de invloed van wegverkeer op de luchtkwaliteit in de Stad Antwerpen in het kader van de opmaak van een actieplan fijn stof, Project report 2009/RMA/R/059, VITO nv,
- Vankerkom, J., B. De Maerschack, et al., 2007. Voorstudie ten behoeve van het uitvoeren van een pilot project langs rijkswegen: Update en gevoeligheidsanalyse van de vegetatiemodule in het ENVI-met model, Project report DVS-2008-001, VITO and Triple E,
- Vankerkom, J., De Maerschack, B., Janssen, S., Tonnejck, F., 2007. Voorstudie ten behoeve van het uitvoeren van een pilot project langs rijkswegen: Update en gevoeligheidsanalyse van de vegetatiemodule in het ENVI-met model. VITO and Triple E, p.

50.

- Vankerkom, J., De Vlieger, I., Schrooten, L., Vliegen, J., Styns, K., 2009. Beleidsondersteunend onderzoek: Aanpassingen aan het emissiemodel voor wegtransport MIMOSA, Studie uitgevoerd in opdracht van VMM - MIRA. VITO nv.
- Vankerkom, J., I. De Vlieger, et al., 2009. Beleidsondersteunend onderzoek: Aanpassingen aan het emissiemodel voor wegtransport MIMOSA, Studie uitgevoerd in opdracht van VMM - MIRA, Technical report 2009/TEM/R/084, VITO nv.,
- Vercauteren J., Matheussen C., Wauters E., Roekens E., van Grieken R., Krata A., Makarovska Y., Maenhaut W., Chi X., Geypens B., 2010. Chemkar PM10: An extensive look at the local differences in chemical composition of PM10 in Flanders, Belgium Atmospheric Environment, In Press, Available online 29 September 2010.
- Vienneau, D., de Hoogh, K., Beelen, R., Fischer, P., Hoek, G., Briggs, D.J., 2010. Comparison of land-use regression models between Great Britain and the Netherlands. Atmospheric Environment 44, 688-696.
- Vienneau, D., Hoogh, K.d., Briggs, D.J., 2009. A GIS-based method for modelling air pollution exposures across Europe. Science of The Total Environment 408, 255-266.
- Vignati, E., 1999. Modelling interactions between aerosols and gaseous compounds in the polluted marine atmosphere, Risø National Laboratory, Denmark.
- vignati, E., 1999. Modelling interactions between aerosols and gaseous compounds in the polluted marine atmosphere. Risø National Laboratory, Denmark.
- Vignati, E., Berkowicz, R., Palmgren, F., Lyck, E., Hummelshøj, P., 1999. Transformation of size distributions of emitted particles in streets. The Science of The Total Environment 235, 37-49.
- Vignati, E., R. Berkowicz, et al., 1999. Transformation of size distributions of emitted particles in streets. The Science of The Total Environment 235(1-3), 37-49.
- Vinzents, P.S., Moller, P., Sorensen, M., Knudsen, L.E., Hertel, O., Jensen, F.P., Schibye, B., Loft, S., 2005. Personal exposure to ultrafine particles and oxidative DNA damage. Environ Health Perspect 113, 1485-1490.
- VMM, 2010. Metingen langs de E19 in Rumst, periode september 2008 – januari 2009
- W James Gauderman, Hita Vora, Rob McConnell, Kiros Berhane, Frank Gilliland, Duncan Thomas, Fred Lurmann, Edward Avol, Nino Kunzli, Michael Jerrett, John Peters, 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. The Lancet - 17 February 2007 (Vol. 369, Issue 9561, Pages 571-577) DOI: 10.1016/S0140-6736(07)60037-3
- Wilton, D., Szpiro, A., Gould, T., Larson, T., 2010. Improving spatial concentration estimates for nitrogen oxides using a hybrid meteorological dispersion/land use regression model in Los Angeles, CA and Seattle, WA. Science of The Total Environment 408, 1120-1130.
- Zhao Y., Hu M., Slanina S., Zhang Y., 2007. Chemical compositions of fine particulate organic matter from Chinese cooking. Environmental Science and Technology 41 99-105.
- Zhao Y., Hu M., Slanina S., Zhang Y., 2007. The molecular distribution of fine particulate organic matter emitted from Western-style fast food cooking. Atmospheric Environment 41, 8163-8171.
- Zhou Y., Levy J.I., 2007. Factors influencing the spatial extent of mobile source air pollution impacts: a meta analysis,, BMC Public Health 7, p. 89
- Zhu C.-S., Chen C.-C., Cao J.-J., Tsai C.-J., Chou C C-K, Liu S.-C., Roam G.-D., 2010. Characterisation of carbon fractions for atmospheric fine particles and nanoparticles in a

highway tunnel. Atmospheric Environment, J.atmosenv.2010.04.42

Zhu Y., Hinds W.C., Krudysz M., Kuhn T., Froines J., Sioutas C., 2005. Penetration of freeway ultrafine particles into indoor environments. Aerosol Science 36 , 303-322.

Zhu Y.F., Hinds W.C., Kim S., Shen S., Sioutas C., 2002. Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic, Atmospheric Environment 36, pp. 4323-4335.

Zhu Y.F., Hinds W.C., Kim S., Sioutas C., 2002. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway, Journal of the Air and Waste Management Association 52, 1032-1042

Zhu, Y., Hinds, W.C., Kim, S., Shen, S., Sioutas, C., 2002. Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. Atmospheric Environment 36, 4323-4335.

BIJLAGE A: MEETMETHODEN VOOR HET METEN VAN UFP

1.1 Overview of available UFP measurement techniques for particle number and size

This overview gives an idea of available measurement techniques, however is not an exhaustive list.

1.1.1 Types of UFP sensors

UFP sampling methods are, in the main, direct-reading. Direct-reading instruments, such as light scattering instruments, condensation nuclei counters and electrical mobility analysers facilitate the measurement of particle concentrations over relatively high temporal resolutions (typically several minutes). They are widely used in, for example, occupational hygiene surveys or clean rooms for continuous and periodical particle detection. Electrostatic classifiers operate in combination with particle counters as differential/scanning mobility particle sizers (DMPS or SMPS, respectively).

There are different types of UFP measuring devices available on the market which measure different size fractions of UFP by different detection methods. The condensation particle counter (CPC) counts particles with a diameter of a few nanometres up to about one micrometer. Particles are grown by condensation until they are sufficiently large to be detected optically. The DMPS and SMPS are basically the same type of instrument with only differing electronic control mechanisms. These instruments consist of a DMA (Differential Mobility Analyser), a CPC and additional electronics, all controlled by a PC. The DMA is capable of selecting only a very narrow size fraction of particles which then enter the CPC. The CPC counts the number of particles and, as size is already determined, information on both concentration and size is obtained. By changing the setting of the DMA, scanning over the whole particle size range (3 nm to 1 μm) is possible. The Fast Mobility Particle Sizer (FMPS™) spectrometer uses an electrical mobility measurement technique similar to that used in the SMPS, but instead of a CPC, the FMPS spectrometer uses multiple, low-noise electrometers for particle detection.

The DMA and aerosol electrometers need particle charging by a process called diffusion charging (DC), which can be achieved either by using a nuclear source (e.g. SMPS) or corona discharge (e.g. UFP monitor, NanoCheck and electrometer). An electrometer measures the resulting current, which is proportional to the number of particles.

Worldwide, SMPS (with more than 100 size bins) is considered as the reference instrument for UFP (size distribution) measurements.

1.1.2 Commercially available UFP sensors

An overview of different types of UFP sensors and their main features is given below. This is not an exhaustive list.

→ Instruments for Size distribution

- Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS, TSI Model 3936)
SMPS is used to do size resolved measurements of UFP, VITO has TSI model 3936 scanning mobility particle sizer (SMPS) (TSI Inc., Shoreview, MN, USA). It is a system that measures the size distribution of aerosols in the size range from 2.5 nm to 1000

nm. The SMPS spectrometer measures the size distribution of submicrometer aerosols using an electrical mobility detection technique. The SMPS consists of an electrostatic classifier and a CPC. With an inlet flow of 0.3 lmin^{-1} electrically charged particles pass from the neutralizer into the differential mobility analyzer (DMA). The DMA contains two concentric metal cylinders with an electric field in-between. Here, the particles are separated depending on their electrical mobility and counted with a condensation particle counter (CPC). Number concentrations are given for 54 channels (32 channels per decade), particle surface area and volume are estimated based on the number concentration and assuming a spherical shape of particles. All estimates were standardized with the geometric width of the size channel ($d \log D_p$). The SMPS spectrometer also uses a personal computer and custom software to control individual instruments and perform data collection and analysis. The major limitation in its field application is that it has a radioactive source so we require prior permission from authority for its deployment at public places. Because of these limitation only we were unable to use it in the current campaign.



Fig. SMPS with water based CPC (WCPC).

- Fast Particulate Size Spectrometer (Combustion, DMS50)

The Combustion DMS50 offers real-time measurement of aerosol particle number, mass and the full size spectrum from 5–560 nm, with a data rate of 10 Hz and a response time of 500 ms. Suitable for test cell or laboratory use; mains or 12 V DC operation (along with fully integrated dilution options and data logging ability) make it ideal for mobile use.

The DMS50 with the DLC50 accessory and heated sample line makes mobile aerosol measurements easy. With the addition of a deep-cycle battery, split-charger and the supplied laptop, measurement of the particle number, mass and size spectrum directly from the vehicle's exhaust (pre- or post- after treatment) is possible during real-world driving. The unique real-time "lognormal fit" splits the aerosol spectrum into constituent modes. This can be used to separate the accumulation mode from the volatile mode, to give absolute correlation with the "PMP" solid particle number metric proposed for forthcoming emissions legislation.

The instrument is controlled by a laptop connected via an Ethernet interface. A 34-channel size spectrum is produced alongside the bimodal lognormal parameterisation. Data files are plain text and can be opened with most data processing packages, including MS Excel and Matlab. A freely distributable set of data presentation macros

for Excel allow easy generation of spectral animations, contour plots and summary snapshots of data.



Fig. Fast Particulate Size Spectrometer (DMS 50).

Operating principle:

In DMS50, particles are passed through a unipolar diffusion charger where they gain a controlled amount of charge, and then pass into a classification column where they are carried by a sheath flow of air. A central high voltage electrode provides an electric field which deflects the particles so that they land on any of 22 detection electrometer rings and cause a current to be registered. Software algorithms then combine this electrical mobility measurement with the charging model to produce a size spectrum.

- Ultra Fine Particle Monitor (TSI Model 3031)

The Model 3031 Ultrafine Particle (UFP) Monitor has been specifically designed for long-term, air quality monitoring networks. It operates continuously, 24-hours a day, for months on end, with minimal maintenance and requires no working fluids. The UFP Monitor has no radioactive source, so there are no special licensing requirements and no restrictions for its use or where it can be installed. The UFP Monitor measures the size distribution and number concentration of particles between 20 and 10001 nm, with six channels of size resolution. It continuously provides the number concentration for each size channel every 11 minutes. All data is buffered within the instrument, but can be accessed remotely via the Internet or archived periodically as part of the normal routine of the monitoring station.



Fig. Ultrafine Particle (UFP) Monitor Model 3031

Operating principle

UFP monitor works on the principle of diffusion charging of aerosols, which charges all particles

positive. The charged particles are then size separated using a Differential Mobility Analyzer (DMA), collected by a filter and the imparted current is measured using a sensitive aerosol electrometer. By successively stepping the DMA voltage and measuring the current at each step, an on-board computer calculates and stores the number concentration for each of the six size channels. One measurement cycle takes 10 minutes (approx.) with an additional one minute zeroing time between cycles. Data and system status can be viewed using a standard web interface or automatically downloaded to a spreadsheet or database.

→ **Instruments for surface area**

- **Aerotrak 9000 - Nanoparticle Surface Area Monitor (Aerotrak, TSI Model 9000)**
The Model 3550 Nanoparticle Surface Area Monitor indicates the human lung-deposited surface area of particles in units of square micrometers per cubic centimeter ($\mu\text{m}^2/\text{cc}$), corresponding to tracheobronchial (TB) and alveolar (A) regions of the lung.

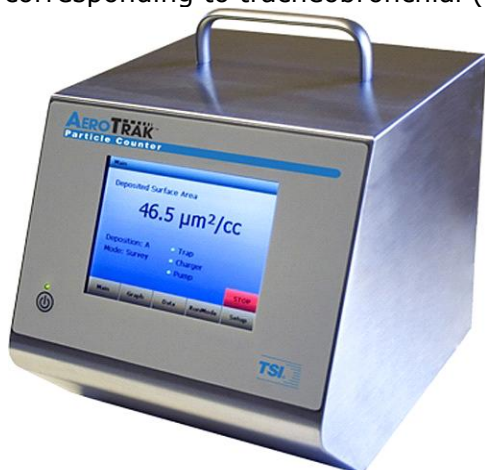


Fig. AeroTrack

Operating principle

The Model 3550 is based on diffusion charging of sampled particles, followed by detection of the charged aerosol using an electrometer.

- Aerosol Sensor (EcoChem, DC 2000)



Fig EcoChem DC 2000

It detects the total surface area ("Fuch's surface) of particles in real-time. Lightweight, compact and rugged construction. Battery powered with onboard data storage. Commonly used for applications related to personal exposure in environments (homes, workplace, automobiles, tunnels etc.)

Operating principle

The instrument works on the principal mechanism of unipolar diffusion charging. Ions are produced in the carrier gas by a corona discharge. The ions attach to the surface of the particles, which are collected in an electrically insulated particle filter. The electric charge is converted to a DC voltage signal in an electrometer amplifier whose resolution is of the order of 10 fA. It covers a wide particle size range from a few nm up to more than 10 μ m.

→ **Instruments for number Concentration**

- Butanol based Condensation Particle Counters (CPC, TSI Model 3025A)

The Model 3025A uses a vapor sheath technique to improve the instrument's lower particle

size sensitivity. This means that the counter is capable of measuring the number concentration of submicrometer airborne particles that are larger than 3 nanometers in diameter.



Fig. Butanol CPC

The particles are detected and counted by a simple optical detector after a supersaturated vapor condenses onto the particles, causing them to grow into larger droplets. The range of particle concentration detection extends from less than 0.01 particle/cm³ to 9.99 × 10⁴ particles/cm³.

Limitation

Its upper range to (9.99 × 10⁴ particles/cm³) is lower for the concentration expected at traffic locations. So should be used either with a diluter or only at a low traffic site.

P-trak, (TSI Model 8525) Isopropylalcohol Handheld Condensation Particle Counter

- TSI P-Trak Ultrafine Particle Counter

P-Track offers a new tool for industrial hygiene and exposure monitoring investigations. Using Condensation Particle Counting (CPC) technology, this portable instrument detects and counts ultrafine and nanoparticles. The P-Trak is easy to use, provides real-time measurement, and data logs information for follow up report generation.



- Water Based Condensation Particle Counter (WCPC, TSI Model 3786)

Different types are design for different purposes (e.g. the Model 3786 Ultrafine Water-based Condensation Particle Counter (UWCPC) is designed primarily for researchers interested in airborne particles that are smaller than 20 nm and is capable to detect particles down to 2.5 nm)



Fig. Water Based Condensation Particle Counter (different models)

Operating principle

Particles that are present in the sample stream (and larger than the minimum activation size) serve as condensation nuclei for the water vapor. Once condensation begins, particles grow quickly into larger water droplets and pass through an optical detector where they are counted easily. The UWPC counts single particles with continuous, live-time coincidence correction to provide accurate concentration measurements in the range typically from 0 to 10^5 or 10^6 particles/cm³. (depending on de model) Data are directly accessible via standard interfaces. Records in clude concentration, particle count, sample time, and status information.

It requires weekly refilling of water storage bottle and also the drain bottle. It does not have its own weather proof housing so can only be deployed indoors.

- NanoCheck (DC+Electrometer, Grimm Model 1320)

The mobile Nano counter attachment model 1.300 is a Grimm patented technique combining an electrical charger with a conductivity measurement and a faraday cup electrometer for continuous nano particle counting below the optical range down to about 30 nm. In addition the mean particle diameter of the nano particle size distribution is determined.



Fig. NanoCheck in indoor housing

The Nano counter attachment model 1.300 can be added to any Grimm Spectrometer, getting the sample directly from the Spectrometer, which also displays and logs the data. Both Nano Counter attachment and Spectrometer are mounted in a support kit, model 130ext. With this setup it is possible to monitor the full aerosol size range included the Ultra fine Particles with one battery operated portable system.

Operating Principle

This new Nano-Chec sensor is based on a combination of a unipolar diffusion charger, a time multiplexed electrical conductivity measurement and an aerosol faraday cup electrometer. The combination of an electrical charger based on diffusion charging with the detection of the total charge is a well known technique for measuring the so called "active surface area". The current is nearly proportional to the product of particle concentration and mean diameter. In addition a new method for time multiplexed conductivity measurement is implemented in the sensor. The result of the conductivity measurement combined with the diffusion charger, the current of the aerosol electrometer and a calibration factor enables this setup, to get the total number concentration in the range of ~30 nm to 400 nm and the mean particle diameter of the aerosol number distribution in real time.

1.1.3 Developments of small instruments for mobile monitoring

The MiniDiSC is a smaller version of the meDiSC (Matter Engineering Diffusion Size Classifier). Both instruments measure number concentrations and average size of particles in the size range 10 – 200 nm. The measurement principle is based on diffusion charging and current detection in two electrometers. The MiniDiSC is developed for personal exposure monitoring and for measurement networks.

The NanoTracer (Philips) is a similar development. It was developed for personal exposure monitoring, with focus on indoor use. Both MiniDiSC and NanoTracer are not yet commercially available.

The Micro Aethalometer is a portable version of the Aethalometer. The aethalometer measures the attenuation of light through a filter as it loads over time. The change in attenuation gives the black carbon concentration as a function of time. Black carbon (BC) is a proxy for elemental carbon (EC) (formed by incomplete combustion) and a good correlation (site specific) was found between BC and EC. As such, even though the device does not measure ultrafine particles, it might still be useful to assess urban air quality related to traffic emissions. The Micro Aethalometer contains a filter ticket. Depending on the black carbon concentrations it is exposed to, this ticket needs to be replaced daily to weekly.