

Aus dem Fachbereich Medizin  
der Johann Wolfgang Goethe-Universität  
Frankfurt am Main

betreut am  
Zentrum der Gesundheitswissenschaften  
Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin  
Direktor: Prof. Dr. David A. Groneberg

**Mobile Measurements of Particulate Matter in a Car Cabin:  
Local Variations, Contrasting Data from Mobile versus  
Stationary Measurements and the  
Effect of an Opened versus a Closed Window**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades der Medizin  
des Fachbereichs Medizin  
der Johann Wolfgang Goethe-Universität  
Frankfurt am Main

vorgelegt von  
Janis Dröge

aus Kassel

Frankfurt am Main, 2019

Dekan:	Prof. Dr. Josef Pfeilschifter
Referentin:	Prof. Dr. Ruth Müller
Korreferent:	Prof. Dr. Dr. Jörn Lötsch
Tag der mündlichen Prüfung:	16.03.2020

# 1 Inhaltsverzeichnis

1	Inhaltsverzeichnis .....	2
2	Zusammenfassung .....	3
3	Summary .....	5
4	Abkürzungsverzeichnis .....	7
5	Übergreifende Zusammenfassung .....	8
5.1	Einleitung .....	8
5.2	Darstellung der Publikation .....	10
5.3	Diskussion .....	15
6	Übersicht über das zur Veröffentlichung angenommene Manuskript .....	23
7	Publikation .....	24
8	Darstellung des eigenen Anteils .....	44
9	Literaturverzeichnis .....	46
10	Anhang .....	52
11	Schriftliche Erklärung .....	53

## 2 Zusammenfassung

Es ist wissenschaftlich belegt, dass hohe Feinstaubbelastungen direkt mit gesundheitlichen Schäden vergesellschaftet sind. Insbesondere in Städten, in denen die Konzentrationen besonders hoch sind, stellt dies ein ernstzunehmendes Problem dar<sup>1</sup>. Ein wesentlicher Beitrag der Feinstaubbelastung ist auf anthropogene Prozesse und insbesondere auf verkehrsbedingte Emissionen zurückzuführen. Hierbei sind Abgase aus Verbrennungsmotoren sowie Brems- und Reifenabrieb zu nennen<sup>2,3</sup>.

Für die gesundheitliche Risikobewertung einzelner Verkehrsteilnehmer werden mehrheitlich Daten stationärer Messnetzwerke herangezogen. Die Aussagekraft dieser Daten für diesen Zweck wird jedoch mitunter kritisch bewertet<sup>4-10</sup>.

Um die Feinstaubexposition gegenüber einem Fahrzeuginsassen realistischer beurteilen zu können, erfolgt die Messung der Feinstaubkonzentration im Innenraum eines PKW mit einem mobilen Aerosolspektrometer und GPS-gestützter Standortbestimmung in Frankfurt am Main. Hierbei werden die Konzentrationen für die Partikelfraktionen PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1</sub> und PM<sub>coarse</sub> unter unterschiedlichen Bedingungen kontinuierlich gemessen.

Neben einem Vergleich der mobil gemessenen Feinstaubkonzentrationen mit Daten des stationären Messnetzwerks, werden auch lokale Konzentrationsvariationen sowie Expositionsunterschiede zwischen Fahrten mit geöffnetem und geschlossenem Fenster analysiert.

Um einzelne Feinstaubquellen identifizieren zu können, wird die Fahrzeugumgebung mit einer Videokamera überwacht.

Im Fahrzeuginnenraum wurden Spitzenkonzentrationen von 508 µg m<sup>-3</sup> für PM<sub>10</sub>, 133,9 µg m<sup>-3</sup> für PM<sub>2,5</sub>, 122,9 µg m<sup>-3</sup> für PM<sub>1</sub> und 109,8 µg m<sup>-3</sup> für PM<sub>coarse</sub> (2,5-10 µm) erreicht. Die Konzentration und die Partikelgrößenverteilung im Fahrzeuginnenraum waren stark von der Umgebungsluft abhängig. Die Konzentration feinerer Partikel (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1</sub>) zeigte nur geringe Schwankungen innerhalb der Stadt mit einigen signifikanten Spitzen in der Innenstadt und auf stark befahrenen Straßen. Im Gegensatz dazu wies die PM<sub>coarse</sub>-Konzentration starke Schwankungen auf. Die höchsten Werte wurden ebenfalls in der Innenstadt und auf stark befahrenen Straßen gemessen. Durch Analyse des

Videomaterials war es möglich, einige Konzentrationsspitzen mit ihren charakteristischen Partikelgrößenspektren den jeweiligen Quellen zuzuordnen. Die absoluten Partikelkonzentrationen unterschieden sich signifikant zwischen den mobilen und den stationären Messungen, obwohl für feinere Partikel gute Korrelationen beobachtet werden konnten. Insbesondere die bei geöffnetem Fenster gemessenen Fahrzeuginnenraumkonzentrationen waren für alle Partikelgrößen deutlich höher als die entsprechenden Werte der Messstation. Schließlich erfolgte ein direkter Vergleich der Feinstaubkonzentrationen im Fahrzeug zwischen Fahrten mit geöffnetem und geschlossenem Fenster. An jedem Tag wurde nach dem Schließen des Fensters eine Konzentrationsreduktion bei allen Größenfraktionen beobachtet. Grobe Partikel (2,5-10 µm) wurden um 87,9 bis 97,4 %, feinere Partikel (1-2,5 µm) um 77,9 bis 88,2 % und die feinsten Partikel (<1 µm) um 13 bis 52 % reduziert.

Nach Interpretation der vorliegenden Daten sind mobile Messungen für eine Risikoanalyse der Feinstaubexposition auf einen Fahrzeuginsassen unerlässlich. Die Partikelkonzentration im PKW war über alle Fahrten hinweg mäßig bis hoch, wobei die Konzentration von groben Partikeln leicht durch Schließen des Fensters und Nutzung der Klimaanlage reduziert werden konnte. Die Konzentration der feineren Partikel konnte durch diese Maßnahmen nur geringfügig herabgesetzt werden.

Basierend auf den vorliegenden Ergebnissen sollte in zukünftigen Studien auf die Quantifizierung ultrafeiner Partikel eingegangen werden sowie eine ergänzende chemische Analyse der Partikel erfolgen.

### 3 Summary

Air pollution caused by particulate matter (PM) has a significant impact on human health. Especially in urban areas where the concentrations are high, PM is a serious problem <sup>1</sup>. In cities, a main source are traffic related emissions like abrasion processes from tires and brakes or combustion processes <sup>2,3</sup>. Risk assessments for different traffic participants are often performed on the basis of data from local air quality monitoring stations. However, numerous studies demonstrated the limitation of this approach <sup>4-10</sup>.

To assess the risk of PM exposure to a car driver more realistically, the concentration of PM was measured in a car cabin with a mobile aerosol spectrometer in Frankfurt am Main.

The particle size categories PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1</sub> and PM<sub>coarse</sub> were constantly recorded and linked to the corresponding location by using GPS data.

The mobile measured in-cabin concentrations were compared to data from a local air quality monitoring station. Furthermore, local concentration differences as well as differences between driving with an opened and closed window were analyzed.

A video camera monitored the surroundings for potential PM source detection. Peak concentrations of 508  $\mu\text{g m}^{-3}$  for PM<sub>10</sub>, 133.9  $\mu\text{g m}^{-3}$  for PM<sub>2.5</sub>, 122,9  $\mu\text{g m}^{-3}$  for PM<sub>1</sub> and 109.8  $\mu\text{g m}^{-3}$  for PM<sub>coarse</sub> (2.5-10  $\mu\text{m}$ ) were reached in the cabin. The in-cabin PM concentration and particle size distribution strongly depended on outside PM concentration. However, the concentration of smaller particles (PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1</sub>) showed low fluctuations with a few significant peaks in the city center and on busy roads. In contrary, the PM<sub>coarse</sub> concentration showed high fluctuations throughout the circular drive with the highest values in the city center and on busy roads as well. Several short-term concentration peaks were assigned to the corresponding sources with characteristic particle size distribution profiles by analyzing video material. The absolute PM values differed significantly between mobile and stationary air measurements, although good correlations were computed for finer particles (PM<sub>2.5</sub>). Especially the in-cabin concentrations measured with an opened window were much higher than the corresponding values from the air quality monitoring station for all particle sizes. Eventually a direct comparison of in-cabin PM concentrations between

rides with an opened and closed window was made. On each day, a PM concentration reduction of all particle sizes was observed after closing the window. Coarse particles (2.5-10  $\mu\text{m}$ ) were reduced by 87.9-97.4%, finer particles (1-2.5  $\mu\text{m}$ ) by 77.9-88.2% and the finest particles (<1  $\mu\text{m}$ ) were reduced by 13-52%.

According to the present data, mobile measurements are essential to assess the risk of PM exposure for car drivers and co-drivers. The concentration of particulate matter in cabins of cars is moderate to high. The exposure of coarse particles can easily be reduced by closing the window, although the concentration of finer particles remains high in the cabin.

Basing on the present results, future studies should focus on the quantification of ultrafine particles as well as on a chemical analysis of the particles.

## 4 Abkürzungsverzeichnis

AQMS	englisch – Air Quality Monitoring Station; deutsch – Messstation zur Überwachung der Luftqualität
CV	englisch - coefficient of variation; deutsch- Variationskoeffizient
GPS	englisch - Global Positioning System; deutsch - Globales Positionsbestimmungssystem
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
kml	Keyhole Markup Language
PKW	Personenkraftwagen
PM	englisch - Particulate Matter; deutsch - Feinstaub
PM <sub>10</sub>	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 10 µm
PM <sub>2,5</sub>	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 2,5 µm
PM <sub>1</sub>	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 1 µm
PM <sub>AQMS</sub>	von der Messstation gemessene Feinstaubkonzentration
PM <sub>coarse</sub>	englisch - coarse; deutsch – grob; Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser zwischen 2,5 und 10 µm
PM <sub>direct</sub>	englisch – direct; deutsch – direkt; beim Passieren der Messstation mobil gemessene Feinstaubkonzentration
PM <sub>mean</sub>	englisch – mean; deutsch – Mittelwert; Rundenmittelwert der mobil gemessenen Feinstaubkonzentration



## 5 Übergreifende Zusammenfassung

### 5.1 Einleitung

Urbane Regionen zeichnen sich häufig durch eine hohe Feinstaubbelastung der Luft aus. Eine Hauptquelle der Emissionen stellt hierbei der Straßenverkehr dar. Feinstaub (Particulate Matter, kurz PM) geht hier beispielsweise aus Abriebprozessen von Bremsen oder Reifen, sowie der Kraftstoffverbrennung und der Aufwirbelung von Bodenmaterial hervor. Weitere Quellen sind Kraftwerke und Industrieanlagen<sup>2,3</sup>. Insbesondere in Straßennähe können so besonders hohe Konzentrationen erreicht werden<sup>11</sup>.

Das Feinstaubspektrum wird nach aerodynamischen Partikeldurchmessern in verschiedene Kategorien unterteilt. Zur Überwachung der Luftqualität werden in der Regel die Konzentrationen für die Größenfraktionen PM<sub>10</sub> (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm), PM<sub>2,5</sub> (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 2,5 µm), PM<sub>1</sub> (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 1 µm) sowie PM<sub>coarse</sub> (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser zwischen 2,5 und 10 µm) genutzt<sup>12</sup>. Eine hohe Feinstaubexposition ist mit zahlreichen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit vergesellschaftet und daher ein ernstzunehmendes Problem. Bereits sehr geringe PM-Konzentrationen können zu einem Anstieg des Blutdrucks führen oder das Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen erhöhen<sup>13</sup>. Aktuelle Forschungen haben gezeigt, dass bereits kurzzeitige Expositionen mit sehr hohen PM-Konzentrationen, wie sie typischerweise bei verschiedenen Teilnehmern im Straßenverkehr auftreten, gesundheitsschädlich sein können<sup>14–16</sup>. Bei einer langfristigen Exposition können die Folgen noch gravierender sein. So steigt etwa das Risiko für die Entstehung von Lungenkarzinomen<sup>17</sup>. Auch das Wachstum von Föten und die Herzfrequenzvariabilität werden negativ beeinflusst<sup>18–22</sup>. Aufgrund des erhöhten Gesundheitsrisikos, vor allem in jenen städtischen Gebieten, in denen die anthropogenen Feinstaubemissionen am höchsten sind, erscheinen weitergehende Forschungen erforderlich. Viele Städte verfügen über ein Netz von Messstationen, um einen Überblick über die

Luftqualität zu erlangen<sup>23</sup>. Die Daten aus diesen stationären Messungen werden häufig zur gesundheitlichen Risikoabschätzung für die Gesellschaft sowie als Basis für die Entwicklung von Richtlinien genutzt und sind somit auch politisch von Bedeutung<sup>4</sup>. Da stationäre Messungen nur die lokale Umgebungsluft überwachen können und Feinstaub mit den zugehörigen Quellen im Allgemeinen sehr heterogen in einem bestimmten Bereich verteilt ist, ist es fraglich, ob diese Messdaten für die Abschätzung der tatsächlichen Belastung einzelner Verkehrsteilnehmer, insbesondere für Fahrzeuginsassen, geeignet sind<sup>4-10</sup>. Aus Studien geht hervor, dass sich die deutsche Bevölkerung durchschnittlich 1 Stunde und 28 Minuten pro Tag fortbewegt, je nach Beruf und Wohnort, hauptsächlich aber mit Autos<sup>24</sup>. Einige Berufsgruppen wie Taxi- oder Kurierfahrer überschreiten diesen Wert deutlich. Während dieser Zeit erfolgt der größte Teil der täglichen Feinstaubexposition<sup>25-27</sup>. Aufgrund der hohen medizinischen Relevanz ist die Charakterisierung der Feinstaubbelastung in Fahrzeuginnenräumen ein bedeutendes Forschungsfeld. Frankfurt am Main als Untersuchungsgebiet ist aufgrund seines extrem hohen Pendlerverkehrs und einer Bevölkerungsdichte von fast 3.000 Personen / km<sup>2</sup>, einer der höchsten Werte in Deutschland, für eine mobile Luftqualitätsstudie prädestiniert<sup>28</sup>.

Im Rahmen der hier vorliegenden Studie war es das Ziel, lokale und zeitliche Schwankungen von Feinstaubkonzentration und Partikelgrößen im Fahrzeuginnenraum während Fahrten auf einem Rundkurs durch Frankfurt am Main zu untersuchen. Darüber hinaus sollten die Konzentrationen und die Partikelgrößenverteilungen von Fahrten einerseits mit geöffnetem, andererseits bei geschlossenem Fenster miteinander verglichen werden. Durch den Vergleich der mobil gemessenen Daten aus dem Fahrzeuginnenraum mit den von der Station gemessenen Daten sollte erörtert werden, ob sich stationäre Messdaten eignen, um eine Risikoabschätzung für einen Fahrzeuginsassen durchzuführen.

## 5.2 Darstellung der Publikation

Um die Exposition eines Fahrzeuginsassen gegenüber Feinstaub unter verschiedenen Bedingungen realistisch quantifizieren zu können, wurden im Rahmen dieser Studie mobile Messungen im Innenraum eines PKW zwischen Mai 2015 und Januar 2016 durchgeführt. Die Ergebnisse wurden analysiert, interpretiert und publiziert.

Die Datenerhebung erfolgte während des Befahrens zweier verschiedener Teststrecken innerhalb des Stadtgebiets von Frankfurt am Main. Bei dem verwendeten PKW handelte es sich um ein elektrisch betriebenes Fahrzeug vom Modell *BMW i3*. Die PM-Konzentration wurde mit einem Aerosolspektrometer vom Typ *GRIMM 11-R* gemessen, welches mit einem Laptop (*Fujitsu Lifebook*) und einer GPS-Maus (*Global Positioning System*) verbunden wurde. Alle sechs Sekunden wurde ein Wert für die Partikelgrößenfraktionen  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  und  $PM_1$  generiert und mit Daten der entsprechenden Lokalisation, Geschwindigkeit und gefahrener Strecke verknüpft. Durch die Erzeugung von *kml*-Dateien (*Keyhole Markup Language*) wurde eine Visualisierung über *Google Earth* ermöglicht. Zusätzlich zeichnete eine Videokamera die Umgebung des Fahrzeuges auf, um bei den späteren Auswertungen der Messdaten potentielle PM-Quellen ausfindig zu machen.

Lokale Unterschiede der PM-Konzentration und Partikelgrößenverteilung im Fahrzeuginnenraum wurden auf einem 15 km langen Rundkurs durch Frankfurt am Main analysiert. Um repräsentative Daten für den Pendlerverkehr zu sammeln, umfasste die Route Nebenstraßen, Hauptstraßen und eine kurze Strecke Autobahn.

Um die lokale Hintergrundkonzentration ohne Überlagerungen durch kurzfristige Konzentrationsspitzen analysieren zu können, wurde ein Perzentilfilter verwendet, der den Durchschnitt der 5 %-niedrigsten Werte für einen Zeitraum von drei Minuten generierte. Das 3-Minuten-5 %-Perzentil wurde mit *R* berechnet, die grafische Darstellung erfolgte mit *Graphpad Prism*. Der Variationskoeffizient (CV) wurde als ein Indikator für die allgemeine Konzentrationsinhomogenität bei Fahrten durch das Stadtgebiet berechnet.

Um die Aussagekraft von stationär gemessenen Daten auf die tatsächliche Feinstaubexposition im Fahrzeuginnenraum analysieren zu können, wurden die mobil gemessenen Werte mit Daten einer sich am Rundkurs befindenden lokalen Messstation verglichen. Die Daten der Messstation wurden von der Homepage des *Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG)* bezogen. Die Messwerte der Station ( $PM_{AQMS}$ ) wurden sowohl mit den Rundenmittelwerten der mobilen Messung ( $PM_{mean}$ ) als auch mit jenen Werten verglichen, die zum Zeitpunkt des Passierens der Station im Fahrzeug gemessen wurden ( $PM_{direct}$ ).

Die Testfahrten erfolgten zu verschiedenen Tageszeiten und an verschiedenen Wochentagen sowohl mit geöffnetem als auch mit geschlossenem Fenster. Der Rundkurs wurde an neun verschiedenen Tagen befahren.

Für die Quantifizierung von Konzentrationsunterschieden zwischen Fahrten mit geöffnetem und geschlossenem Fenster wurde eine wesentlich kürzere Teststrecke mit geringem Verkehrsaufkommen in einem Wohngebiet befahren. So konnten Veränderungen äußerer Bedingungen, während die Konzentrationen von zwei aufeinanderfolgenden Fahrten miteinander verglichen wurden, minimiert werden. Während der Fahrten mit geöffnetem Fenster war das Fenster halb geöffnet und die Klimaanlage ausgeschaltet. Bei Fahrten mit geschlossenem Fenster stand die Klimaanlage auf 20°C und das Gebläse auf halber Stärke. Nach jeder Fahrt mit geöffnetem Fenster erfolgte eine Lüftungspause von drei Minuten. Dieser Kurs wurde an vier Tagen jeweils achtmal befahren.

Für die statistische Analyse wurden die Mediane aller aufeinanderfolgenden Fahrten mit geöffnetem und geschlossenem Fenster analysiert und in einem rangbasierten Mann-Whitney U-Test miteinander verglichen. Aufgrund ihrer Robustheit eigneten sich die Mediane besonders gut, um den Einfluss kurzzeitiger Konzentrationsspitzen, die einzelnen Punktquellen entstammen, zu minimieren. Die Partikel wurden in die Größenkategorien 2,5 bis 10  $\mu m$ , 1 bis 2,5  $\mu m$  und <1  $\mu m$  unterteilt. Die durch Schließen des Fensters erzielte Partikelreduktion wurde für jede Fraktion separat berechnet. Schließlich wurde die durchschnittliche PM-Reduktion nach dem Schließen des Fensters für jeden der vier Fahrtage berechnet.

Eine zusammenfassende Erläuterung der Ergebnisse wird in den folgenden Abschnitten gegeben.

Während der Fahrten auf dem 15 km langen Rundkurs wurden Maximalkonzentrationen von  $508,9 \mu\text{g m}^{-3}$  für  $\text{PM}_{10}$ ,  $133,9 \mu\text{g m}^{-3}$  für  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $122,9 \mu\text{g m}^{-3}$  für  $\text{PM}_1$  und  $109,8 \mu\text{g m}^{-3}$  für  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  bei geöffnetem Fenster gemessen. Diese Konzentrationsspitzen hielten im Allgemeinen nur Sekunden oder wenige Minuten an und unterschieden sich stark hinsichtlich ihrer Partikelgrößenzusammensetzung. Während der Fahrten mit geschlossenem Fenster traten ähnliche Konzentrationsspitzen auf, jedoch mit niedrigeren Maximalwerten.

Während der Fahrten mit geöffnetem Fenster ändert sich die lokale  $\text{PM}_{10}$ -Hintergrundkonzentration nur geringfügig während einer einzelnen Runde, wobei die höchsten Konzentrationen überwiegend im innerstädtischen Raum gemessen wurden. Die lokale Hintergrundkonzentration wird von zahlreichen Konzentrationsspitzen überlagert. Die lokale Hintergrundkonzentration für die Fraktionen  $\text{PM}_{2,5}$  und  $\text{PM}_1$  bleibt eher konstant und wird von deutlich weniger Spitzen überlagert. Die lokale Hintergrundkonzentration von  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  variiert stark. Die höchsten Konzentrationen bei Fahrten mit geöffnetem Fenster wurden hauptsächlich in der Innenstadt gemessen. Der mittlere Variationskoeffizient aller Fahrten mit geöffnetem Fenster beträgt 0,32 für  $\text{PM}_{10}$ , 0,20 für  $\text{PM}_{2,5}$ , 0,18 für  $\text{PM}_1$  und 1,04 für  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  ( $n = 14$ ).

Während der Fahrten mit geschlossenem Fenster ähneln sich der Verlauf und die Größenordnung der lokalen Hintergrundkonzentrationen von  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  und  $\text{PM}_1$  untereinander stark. Die  $\text{PM}_{\text{coarse}}$ -Fraktion zeigt nur unregelmäßig auftretende Konzentrationsspitzen. Die mittleren Variationskoeffizienten betragen 0,30 für  $\text{PM}_{10}$ , 0,21 für  $\text{PM}_{2,5}$ , 0,22 für  $\text{PM}_1$  und 3,07 für  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  ( $n = 12$ ).

Die zusätzliche Auswertung des Videomaterials ermöglichte die Zuordnung mehrerer Konzentrationsspitzen zu den entsprechenden Quellen. So dominieren beim Fahren beispielsweise hinter einer Straßenkehrmaschine oder einem Müllwagen Partikel mit einem Durchmesser zwischen 2,5 und  $10 \mu\text{m}$ . Beim Fahren hinter einem Bus oder einem stark rußenden Auto wurden fast ausschließlich Partikel kleiner als  $1 \mu\text{m}$  gemessen.

Beim Vergleich der Daten der mobilen und der stationären Messungen korrelieren die in der Kabine gemessenen  $PM_{\text{mean}}$ -Konzentrationen signifikant mit den stationär gemessenen PM-Konzentrationen für die Partikelfractionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$ . Die beste Korrelation zwischen  $PM_{\text{mean}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  wurde für die Fraktion  $PM_{2,5}$  beobachtet. Es gibt keine Korrelation zwischen  $PM_{\text{mean}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  für die Partikelfraction  $PM_{\text{coarse}}$ . Diese Beobachtungen wurden sowohl bei Fahrten mit geöffnetem als auch mit geschlossenem Fenster gemacht, wobei die Korrelation zwischen  $PM_{\text{mean}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  während Fahrten mit geöffnetem Fenster etwas stärker ist.

Die  $PM_{\text{direct}}$ -Konzentrationen korrelieren mit den  $PM_{\text{AQMS}}$ -Konzentrationen für die Fraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$ . Die beste Korrelation zwischen  $PM_{\text{direct}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  wurde für die Fraktion  $PM_{2,5}$  beobachtet. Es gab keine Korrelation zwischen  $PM_{\text{direct}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  für die Fraktion  $PM_{\text{coarse}}$ . Diese Beobachtungen wurden sowohl bei Fahrten mit geöffnetem als auch mit geschlossenem Fenster gemacht. Die Korrelationen zwischen  $PM_{\text{direct}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  waren bei Fahrten mit geöffnetem Fenster etwas stärker.

Während der Fahrt mit geöffnetem Fenster waren die Korrelationen zwischen  $PM_{\text{mean}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  etwas stärker als zwischen  $PM_{\text{direct}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$ . Während der Fahrt mit geschlossenem Fenster liegt die Korrelation zwischen  $PM_{\text{mean}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  und zwischen  $PM_{\text{direct}}$  und  $PM_{\text{AQMS}}$  auf einem ähnlichen Niveau.

Die Werte der  $PM_{\text{mean}} / PM_{\text{AQMS}}$ - und  $PM_{\text{direct}} / PM_{\text{AQMS}}$ -Quotienten liegen in einer ähnlichen Größenordnung. Der Wert des Quotienten ist während der Fahrten mit geöffnetem Fenster konstant größer als 1,0, was bedeutet, dass die im Fahrzeug gemessenen Konzentrationen kontinuierlich höher sind, als die der Messstation. Die größte Differenz zwischen den im Auto gemessenen Konzentrationen und denen der Messstation kann bei der  $PM_{2,5}$ -Fraktion beobachtet werden.

Während der Fahrten bei geschlossenem Fenster sind die mobil gemessenen Werte für  $PM_{10}$  den stationär gemessenen Werten sehr ähnlich. Auch bei der  $PM_{2,5}$ -Fraktion liegen die Konzentrationen in derselben Größenordnung, wobei die Werte im Fahrzeuginnenraum etwas höher sind. Die  $PM_{\text{coarse}}$ -Konzentration im Fahrzeuginnenraum ist deutlich niedriger, als die von der Station gemessenen Werte. Hohe Variationskoeffizienten, insbesondere für die

PM<sub>coarse</sub>-Fraktion, zeigen, dass die Quotienten PM<sub>mean</sub> / PM<sub>AQMS</sub> und PM<sub>direct</sub> / PM<sub>AQMS</sub> zwischen den einzelnen Fahrten stark variieren.

Bei den Testfahrten im Wohngebiet zur Quantifizierung von Konzentrationsunterschieden zwischen Fahrten mit geöffnetem und geschlossenem Fenster liegen die medianen PM<sub>10</sub>-Konzentrationen zwischen 12,2 µg m<sup>-3</sup> und 41,1 µg m<sup>-3</sup> (geöffnetes Fenster) und zwischen 5,3 µg m<sup>-3</sup> und 23,5 µg m<sup>-3</sup> (geschlossenes Fenster). Für PM<sub>2,5</sub> liegen die Mediane zwischen 9,8 µg m<sup>-3</sup> und 33,8 µg m<sup>-3</sup> (geöffnetes Fenster) und zwischen 5,2 µg m<sup>-3</sup> und 23,2 µg m<sup>-3</sup> (geschlossenes Fenster). Die Mediane für PM<sub>1</sub> liegen zwischen 5,7 µg m<sup>-3</sup> und 29,5 µg m<sup>-3</sup> (geöffnetes Fenster) und zwischen 4,9 µg m<sup>-3</sup> und 22,6 µg m<sup>-3</sup> (geschlossenes Fenster).

An jedem der vier Fahrtage waren die Konzentrationen aller Fraktionen im Fahrzeug während der Fahrten mit geöffnetem Fenster höher als während der Fahrten mit geschlossenem Fenster. Der U-Test zeigt für alle Fraktionen mit p-Werten <0,0001 signifikante Unterschiede zwischen den Fahrten mit geöffnetem und mit geschlossenem Fenster. Die Reduktion der Partikelkonzentration unterscheidet sich stark zwischen den einzelnen Größenfraktionen. Bei den groben Partikeln (2,5 bis 10 µm) wurde nach dem Schließen des Fensters eine relative PM-Reduktion zwischen 87,9 % und 97,4 % (Median: 96,9 %) erreicht. Bei der nächst feineren Fraktion (1 bis 2,5 µm) sinkt die PM-Reduktion auf Werte zwischen 77,9 % und 88,2 % (Median: 82,3 %). Bei der feinsten Fraktion (<1 µm) variiert die PM-Reduktion sehr stark zwischen 13,0 % und 52,0 % (Median: 31,1 %). Die absolute PM-Reduktion variiert zwischen 1,5 µg m<sup>-3</sup> und 7,8 µg m<sup>-3</sup> (Median: 4,2 µg m<sup>-3</sup>) für die Grobfraktion, zwischen 0,7 µg m<sup>-3</sup> und 4,3 µg m<sup>-3</sup> (Median: 2,0 µg m<sup>-3</sup>) für die nächst feinere Fraktion und zwischen 0,9 µg m<sup>-3</sup> und 6,4 µg m<sup>-3</sup> (Median: 4,7 µg m<sup>-3</sup>) für die feinste Fraktion.

### 5.3 Diskussion

Es ist davon auszugehen, dass eine hohe Feinstaubbelastung in Städten auch in Zukunft ein ernstzunehmendes Problem darstellen wird. Umso wichtiger ist es, ein realistisches Abbild der gegenwärtigen Situation zu erhalten und Strategien zu entwickeln, die möglicherweise gesundheitliche Risiken minimieren könnten.

In der veröffentlichten Studie wurde auf verschiedene Fragestellungen eingegangen, deren Ergebnisse die Feinstaubexposition auf einen Fahrzeuginsassen charakterisieren.

Die PM-Konzentration und die Partikelgrößenverteilung in der Umgebungsluft wirken sich erheblich auf die gemessene Konzentration im Fahrzeuginnenraum aus und sind stark vom Ort abhängig. Sogar einzelne Punktquellen können zu Konzentrationsverschiebungen im Fahrzeug führen<sup>9</sup>.

Es zeigt sich, dass sich die PM-Konzentrationen im Fahrzeuginnenraum der PM<sub>2,5</sub>- und PM<sub>1</sub>-Fraktion während der Fahrt durch die Stadt bei geöffnetem Fenster nur geringfügig ändern, wobei die Werte in der Innenstadt und an stark befahrenen Straßen geringfügig höher sind. Diese feineren Partikel haben eine hohe Verweilzeit in der Atmosphäre und verteilen sich gleichmäßig über eine große Fläche. Partikel dieser Fraktionen lassen sich noch weit entfernt von ihren Quellen messen und können daher auch in Gebieten mit niedriger PM-Emission nachgewiesen werden<sup>29</sup>. Dies führt zu einer vergleichsweise konstanten PM-Konzentration im Fahrzeuginnenraum.

Partikel aus diesem Größenbereich (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1</sub>) entstammen typischerweise Fahrzeugemissionen wie dem Abrieb von Reifen, Bremsen und Kupplung oder aus Verbrennungsprozessen. Auch Partikel, die aus gasförmigen Vorläufersubstanzen hervorgehen sowie gealterte Partikel anderer Herkunft, treten in diesem Partikelgrößenbereich auf<sup>2,29</sup>. Obwohl Dieselfahrzeuge in Umweltzonen wie in Frankfurt am Main mit Partikelfiltern ausgestattet sein müssen und benzinbetriebene Fahrzeuge über moderne Katalysatoren verfügen, können Feinstaubemissionen aus Abgasen gemessen werden. Die meisten der von Dieselmotoren emittierten Partikel sind kleiner als 1 µm und die Partikelgrößenverteilung ist bimodal. Größere Partikel mit einem Durchmesser



von bis zu  $0,5\ \mu\text{m}$  gehören zum Akkumulationsmodus und bestehen hauptsächlich aus festem Material wie beispielsweise Kohlenstoff oder Metallasche. Die feinen Partikel mit Durchmessern unter  $50\ \text{nm}$  gehören dem Nukleationsmodus an und bestehen hauptsächlich aus volatilen Substanzen<sup>30</sup>. Die meisten Partikel, insbesondere aus dem Akkumulationsmodus, die teilweise im Messbereich des Spektrometers liegen ( $> 0,25\ \mu\text{m}$ ), werden durch die Partikelfilter entfernt. Es gibt jedoch auch hier einen geringen Anteil, der nicht vom Filter eliminiert wird, insbesondere wenn dieser gealtert ist<sup>31</sup>.

Auch in dieser Studie konnten ein Bus und ein PKW mit sichtbarem Rußausstoß als PM-Quellen ausgemacht werden. Bei dem PKW lag vermutlich ein technisches Problem vor. Hinter älteren Bussen und schweren Nutzfahrzeugen lassen sich auch im Normalbetrieb hohe Konzentrationen messen<sup>7,32</sup>. Fahrzeuge mit Ottomotor können ebenso Partikel emittieren, die im Messbereich des verwendeten Spektrometers liegen und somit von diesem nachgewiesen werden können. Da seit den späten 1980er Jahren geregelte Katalysatoren in Deutschland für Fahrzeuge vorgesehen sind, ist die PM-Konzentration von Ottomotoren und deren Partikeldurchmesser gering<sup>33,34</sup>. Bei modernen Fahrzeugen mit geringeren  $\text{CO}_2$ -Emissionen jedoch, führt die verwendete Direkteinspritztechnik zunehmend wieder zu einem Anstieg der vergleichsweise größeren und vom Spektrometer nachweisbaren Partikel<sup>35</sup>. Während der gesamten Messung traten viele kurzzeitige Konzentrationsspitzen im feinen Partikelbereich auf, die nicht mit einer bestimmten Quelle in Verbindung gebracht werden konnten. Es ist davon auszugehen, dass Partikel, aus der Kraftstoffverbrennung erzeugt, einen Anteil dazu beitragen. Die Tatsache, dass die höchste Konzentration der feinen Partikel der  $\text{PM}_1$ -Fraktion aus der ganzen Messkampagne mit einem Wert von  $122,9\ \mu\text{g m}^{-3}$  während eines Staus vor einer roten Ampel gemessen wurde, ist ein Hinweis auf diese verbrennungsbedingten PM-Emissionen.

Zusammenfassend scheinen das  $\text{PM}_{2,5}$ - und das  $\text{PM}_1$ -Signal eine Kombination der städtischen Hintergrundkonzentration, die hauptsächlich von gealtertem Misch aerosol bestimmt wird sowie lokalen Emissionsspitzen in Gebieten mit hohem Verkehr, verursacht durch Abriebprozessen oder Kraftstoffverbrennung, zu sein. Die Feinstaubfraktionen  $\text{PM}_{2,5}$  und  $\text{PM}_1$  sind aufgrund ihres relativ hohen Hintergrundniveaus und ihrer gleichmäßigen Verteilung nur bedingt als

Indikator für Verkehrsemissionen geeignet. Chowdhury et al. zeigten bereits, dass direkte Verkehrsemissionen nur eine untergeordnete Rolle für die städtische  $PM_{2,5}$ -Konzentrationen spielen <sup>36</sup>.

Die lokale Hintergrundkonzentration der groben Partikel ( $PM_{coarse}$ ) während der Fahrten mit geöffnetem Fenster variiert stärker als die der feineren Fraktionen. Die höchsten Werte lassen sich in der Innenstadt messen, wo viele Konzentrationsspitzen beobachtet werden können.  $PM_{coarse}$  wird hauptsächlich durch Reifen- oder Bremsabrieb sowie durch verkehrsbedingte Materialaufwirbelung erzeugt <sup>2</sup>. Diese groben Partikel werden durch Sedimentation wieder schnell aus der Atmosphäre entfernt <sup>37</sup>. Sie können nur lokal gemessen werden. Aus diesem Grund zeigen sie ein stark variierendes Hintergrundsignal mit vielen kurzanhaltenden Konzentrationsspitzen mit den höchsten Werten auf stark befahrenen Straßen.

Im Rahmen dieser Studie konnten eine arbeitende Straßenkehrmaschine sowie ein Müllfahrzeug bei der Müllumlagerung als Quellen für grobe Partikel identifiziert werden.

Das  $PM_{10}$ -Signal, welches die Partikel aller Größenklassen ( $PM_1$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_{coarse}$ ) beinhaltet, zeigt das Muster der relativ konstanten Konzentration der feineren Fraktionen ( $PM_1$ ,  $PM_{2,5}$ ) sowie den Einfluss der starken Konzentrationsschwankungen im Bereich der groben Partikel ( $PM_{coarse}$ ).

Während der Fahrt mit geschlossenem Fenster ist der Verlauf der  $PM_{10}$ -,  $PM_{2,5}$ - und  $PM_1$ -Fraktion sehr ähnlich, da fast ausschließlich Partikel kleiner als  $1\ \mu m$  gemessen wurden. In diesem Fall sind die Konzentrationen für  $PM_1$ ,  $PM_{2,5}$  und  $PM_{10}$  identisch. Wie auch bei den Fahrten mit geöffnetem Fenster bleibt die Konzentration von  $PM_{2,5}$  und  $PM_1$  relativ konstant, mit etwas höheren Werten im Bereich der Innenstadt und der stark befahrenen Straßen. Im Gegensatz dazu folgt der Konzentrationsverlauf der groben Partikel keinem Muster. Es können zwar einige kurzfristige Konzentrationsspitzen gemessen werden, diese treten jedoch unregelmäßig über die gesamte Fahrt verteilt auf. Sie spiegeln wahrscheinlich nicht die Konzentration der Umgebungsluft wieder. Es ist davon auszugehen, dass hier fahrzeuginterne Prozesse wie etwa das Aufwirbeln von Staub vom Armaturenbrett oder den Sitzen abgebildet werden.

Bei der Fragestellung bezüglich der Aussagekraft stationär gemessener Werte auf die reale PM-Konzentration im Fahrzeuginnenraum zeigen die teils positiven Korrelationen zwischen den mobil und den stationär gemessenen Werten, dass die Daten in Beziehung zueinander stehen. Insbesondere bei den feineren Partikeln der  $PM_{2,5}$ -Fraktion lassen sich gute Korrelationen zwischen den Daten der Messstation und den Daten aus den mobilen Messungen feststellen. So besteht eine Korrelation zwischen  $PM_{mean}$  und  $PM_{AQMS}$ , obwohl die statisch gemessenen Werte nicht die lokalen Variationen innerhalb der Stadt der mobil gemessenen Werte abbilden können. Auch die Konzentrationen von  $PM_{direct}$  und  $PM_{AQMS}$  korrelieren gut, obwohl ein einzelner gemessener Wert der Station die durchschnittliche Konzentration von einer halben Stunde darstellt. In dieser Zeit kann sich der Verkehr an der Messstation erheblich ändern. Da die beste Korrelation bei den feineren Partikeln zu beobachten ist, bestätigt dies die Annahme, dass diese Partikelgrößenfraktion relativ gleichmäßig in der Stadt verteilt ist, und die Konzentrationen somit auch unabhängig von Ort und Zeitpunkt der Messung sind. Diese Beobachtungen wurden sowohl bei Fahrten mit geöffnetem, als auch mit geschlossenem Fenster gemacht.

Im Gegensatz dazu werden die mobil gemessenen  $PM_{mean}$ - und  $PM_{direct}$ -Konzentrationen der Fraktion  $PM_{coarse}$  nicht von den Stationsdaten reflektiert, weder während der Fahrt mit geöffnetem noch mit geschlossenem Fenster. Die Konzentration der Partikel dieser Größenfraktion ist sehr heterogen im Stadtgebiet. Konzentrationsspitzen sind hier im Allgemeinen nur von kurzer Dauer. In diesem Fall haben stationäre Messdaten eines einzigen Standortes keinen informativen Wert für die Expositionsanalyse eines Fahrzeuginsassen.

Die Werte der  $PM_{mean} / PM_{AQMS}$ - und  $PM_{direct} / PM_{AQMS}$ -Quotienten variieren stark zwischen den einzelnen Fahrten. Die Entwicklung eines konstanten Korrekturfaktors, der es ermöglicht die Innenraumkonzentration mit Hilfe der Daten der Messstation abschätzen zu können, ist hier nicht sinnvoll.

Es zeigt sich, dass während der Fahrten mit geöffnetem Fenster die PM-Konzentrationen in der Fahrzeugkabine im Vergleich zu den stationär gemessenen Daten ungefähr doppelt so hohe Werte für alle Partikelgrößenfraktionen erreichen. Für diese großen Abweichungen sind verschiedene Gründe anzunehmen. Das hier genutzte mobile Messgerät und

somit auch die Fahrzeuginsassen sind normalerweise viel näher an den potenziellen Feinstaubquellen wie etwa an vorausfahrenden Fahrzeugen oder aufgewirbeltem Bodenmaterial, als der Probeneinlass der Messstation in einer Höhe von 3,50 Metern und mit Abstand zur Straße<sup>38,39</sup>. Das begrenzte Volumen der Fahrerkabine kann darüber hinaus eine Feinstaubakkumulation begünstigen, wobei hohe Konzentrationen erreicht werden können<sup>10</sup>. Verschiedene Studien haben bereits gezeigt, dass die Daten von lokalen Messstationen und die tatsächliche Exposition auf den Fahrzeuginsassen erheblich voneinander abweichen können<sup>4,9,10</sup>. Kaur et al. verdeutlichten, dass Verkehrsteilnehmer im Allgemeinen einer höheren Konzentration ausgesetzt sind, als es die stationär gemessenen Daten vermuten ließen<sup>4</sup>. In einer Arbeit von Praml und Schierl wurde sogar eine drei- bis fünfmal höhere PM-Konzentration in den Kabinen von Bussen und Straßenbahnen erreicht, als die Daten der Messstation in der Nähe der Straße es vermuten ließen<sup>9</sup>.

Während der Fahrten mit geschlossenem Fenster liegen die Konzentrationen der mobilen und der stationären Messung für PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> in einem ähnlichen Bereich, wohingegen die Konzentration von PM<sub>coarse</sub> im Fahrzeuginnenraum wesentlich niedrigere Werte erreicht. Das Schließen des Fensters und die Nutzung der Klimaanlage bei mittlerer Gebläsestärke kann die PM-Konzentration im Fahrzeuginnenraum zumindest in Teilen verringern.

Studien mit der Fragestellung, ob die Feinstaubkonzentrationen im Fahrzeuginnenraum im Allgemeinen höher sind als in der direkten Umgebungsluft, werden kontrovers diskutiert<sup>8,40-42</sup>. Vermeintlich widersprüchliche Ergebnisse sind in Teilen durch verschiedene Rahmenbedingungen erklärbar. Die Art des Luftaustauschs, der Fahrzeugtyp und die Verkehrssituation scheinen kritische Faktoren zu sein<sup>43-46</sup>.

Um beurteilen zu können, ob die in der Fahrzeuggabine erreichten Feinstaubkonzentrationen gesundheitsschädlich sind, ist eine Herangehensweise über den Vergleich zu Grenzwerten sinnvoll. Da offiziell gültige PM-Grenzwerte nur für die Außenluft festgelegt wurden, kann das Risiko anhand von Ergebnissen aus medizinischen Studien zu Feinstaubkonzentrationen in Fahrzeuggabinen mit Auswirkungen auf die Gesundheit abgeschätzt werden<sup>47</sup>. Riediker et al. zeigten, dass eine durchschnittliche PM<sub>2,5</sub>-Konzentration von 24 µg m<sup>-3</sup>, die in vier

aufeinanderfolgenden Tagen während der Arbeitsschichten von Autobahnpolizisten im Fahrzeug erreicht wurde, zu einer Abnahme der Lymphozyten und Erhöhung der Erythrozyten, der Herzzyklusdauer und der Herzfrequenzvariabilität führte<sup>48</sup>. PM-Werte in dieser Größenordnung wurden häufiger während der mobilen Messungen bei Fahrten mit geöffnetem Fenster erreicht, als die stationär gemessenen Daten es vermuten ließen. Darüber hinaus können kurzfristige hohe Konzentrationsspitzen im Fahrzeuginnenraum, die von medizinischer Relevanz sind, nicht identifiziert werden. Das begrenzte Volumen der Fahrerkabine begünstigt darüber hinaus, dass hohe Feinstaubkonzentrationen längere Zeit überdauern können<sup>10</sup>.

Die Daten der Messstation spiegeln nur begrenzt die tatsächliche Feinstaubexposition auf einen Fahrzeuginsassen wieder. Variationen in der regionalen Hintergrundkonzentration, die sich sowohl in den stationär als auch in den mobil gemessenen Werten widerspiegeln, sind hauptsächlich für die guten Korrelationen zwischen beiden Datensätzen verantwortlich. Meteorologische Einflussfaktoren wie Windgeschwindigkeit oder atmosphärische Schichtung sind in diesem Fall bestimmende Parameter<sup>49</sup>. Das tägliche Verkehrsaufkommen, das starken Schwankungen unterliegt, und die heterogene Verteilung einzelner Punktquellen auf dem Rundkurs werden teilweise von dieser sich ändernden regionalen Hintergrundkonzentration überlagert. Trotz guter Korrelationen zwischen den stationär und den mobil gemessenen Werten, unterscheiden sich die absoluten Werte stark voneinander. Daher ist eine Expositionsabschätzung für Fahrzeuginsassen einschließlich einer medizinischen Risikobewertung auf der Grundlage von Daten einer Messstation äußerst unsicher. Besonders kurzandauernde hohe Konzentrationen im Fahrzeuginnenraum können von stationären Messungen nicht erfasst werden. Mobile Messungen sind somit für eine adäquate Expositionsrisikoanalyse unerlässlich. Die Partikelgrößenverteilung der Feinstaubfraktion ist ebenfalls nicht ausreichend mit den stationären Messdaten zu analysieren. Die Messstation ist nicht in der Lage, die Partikel unterhalb einer Größe von 2,5 µm weiter zu differenzieren. Das in dieser Arbeit verwendete Aerosolspektrometer kann hingegen Partikel bis zu einer Größe von 0,25 µm analysieren und kategorisieren. Dieser zusätzliche Informationsgewinn ist von hoher medizinischer Bedeutung, da sich mit der

Partikelgröße auch das gesundheitsschädigende Potential verändert. Insbesondere Partikel mit aerodynamischen Durchmessern von weniger als 1 µm neigen dazu, sich in den Atemwegen abzulagern. Exazerbationen bei Atemwegserkrankungen sind eine der möglichen Folgen. Kleine Partikel enthalten darüber hinaus vermehrt toxische Substanzen, was deren gesundheitsschädigendes Potential noch weiter verstärkt <sup>50-52</sup>.

Beim Expositionsvergleich zwischen Fahrten mit geöffnetem und geschlossenem Fenster zeigt sich, dass die Fahrzeuginnenraumkonzentration bei geschlossenem Fenster und bei Nutzung der Klimaanlage deutlich niedriger ist. Durch das Filtersystem und einen insgesamt geringeren Luftaustausch kann eine Konzentrationsabnahme erreicht werden. Bereits Jain und Apte et al. zeigten, dass durch Nutzung der Klimaanlage und das Schließen des Fensters eine deutliche Reduktion der PM-Konzentration im Fahrzeuginnenraum während einer Fahrt durch die Stadt erreicht werden kann <sup>32,53</sup>. Das Schließen des Fensters und die Verwendung der Klimaanlage führen darüber hinaus zu einer Verschiebung der Partikelgrößenverteilung zugunsten der Partikel mit kleineren Durchmessern. Der Pollenfilter der Klimaanlage eignet sich somit eher zur Reduzierung größerer Partikel. Feinere Partikel werden in deutlich geringerem Maße eliminiert <sup>42</sup>.

Beim Durchfahren von Bereichen mit hoher PM-Belastung ist es sinnvoll das Fenster zu schließen und die Klimaanlage zu verwenden. Die Gesamtmenge an Feinstaub kann hierdurch deutlich reduziert werden. Obwohl die potentiell schädlicheren Partikel mit geringeren Durchmessern nur geringfügig reduziert werden, kann an Tagen mit hoher Feinstaubbelastung auch bei dieser Fraktion eine signifikante absolute Reduktion erzielt werden.

Weiteres Potential zur Expositionssenkung besteht bei der Nutzung des Umluftmodus der Klimaanlage sowie der Installation von Aktivkohlefiltern <sup>45,54</sup>.

In dieser Studie wurde die Notwendigkeit mobiler Messungen zur Quantifizierung der Feinstaubexposition auf einen Fahrzeuginsassen verdeutlicht. Nur unter diesen Voraussetzungen ist eine zuverlässige Risikoanalyse durchführbar. Generell sollten verschiedene Expositionsszenarien differenziert betrachtet werden, um die Diversität des Alltags abzubilden. Neben

weiterer Forschung im Bereich der städtischen Luftbelastung sollte der Fokus darüber hinaus auch mehr auf Innenräume gelegt werden. Um zukünftig das gesundheitsschädigende Potential des Feinstaubes in einer solchen Umgebung einfacher beurteilen zu können, ist die Entwicklung von einheitlichen Grenzwerten unerlässlich.

Eine sinnvolle Erweiterung dieser Studie wäre die Quantifizierung der sehr toxischen ultrafeinen Partikel, sowie eine chemische Analyse der Feinstaubfraktion. Selbstverständlich wäre eine Erweiterung der vorliegenden Studie auf weitere Städte sinnvoll.

## 6 Übersicht über das zur Veröffentlichung angenommene Manuskript

Janis Dröge <sup>1</sup>, Ruth Müller <sup>1</sup>, Cristian Scutaru <sup>2</sup>, Markus Braun <sup>1</sup>, David A. Groneberg <sup>1</sup>

Mobile Measurements of Particulate Matter in a Car Cabin: Local Variations, Contrasting Data from Mobile versus Stationary Measurements and the Effect of an Opened versus a Closed Window

<sup>1</sup> Institute of Occupational, Social, and Environmental Medicine, Goethe University Frankfurt, Theodor-Stern-Kai 7, 60590 Frankfurt am Main, Germany

<sup>2</sup> Institute of Occupational Medicine, Charité–School of Medicine, Humboldt-University & Free University, Augustenburger Platz 1, 13353 Berlin, Germany

International Journal of Environmental Research and Public Health 2018, 15(12), 2642; DOI: 10.3390/ijerph15122642

Impact Factor: 2,145

Quartil: Q2, Public, Environmental & Occupational Health (70/176)




## 7 Publikation



Article

# Mobile Measurements of Particulate Matter in a Car Cabin: Local Variations, Contrasting Data from Mobile versus Stationary Measurements and the Effect of an Opened versus a Closed Window

Janis Dröge <sup>1,\*</sup>, Ruth Müller <sup>1</sup>, Cristian Scutaru <sup>2</sup>, Markus Braun <sup>1</sup>  and David A. Groneberg <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Institute of Occupational, Social, and Environmental Medicine, Goethe University Frankfurt, Theodor-Stern-Kai 7, 60590 Frankfurt am Main, Germany; ruth.mueller@med.uni-frankfurt.de (R.M.); m.braun@med.uni-frankfurt.de (M.B.); groneberg@med.uni-frankfurt.de (D.A.G.)

<sup>2</sup> Institute of Occupational Medicine, Charité-School of Medicine, Humboldt-University & Free University, Augustenburger Platz 1, 13353 Berlin, Germany; Cristian.Scutaru@charite.de

\* Correspondence: droege@med.uni-frankfurt.de; Tel.: +49-69-6301-6650

Received: 24 October 2018; Accepted: 21 November 2018; Published: 26 November 2018



**Abstract:** Air pollution of particulate matter (PM) from traffic emissions has a significant impact on human health. Risk assessments for different traffic participants are often performed on the basis of data from local air quality monitoring stations. Numerous studies demonstrated the limitation of this approach. To assess the risk of PM exposure to a car driver more realistically, we measure the exposure to PM in a car cabin with a mobile aerosol spectrometer in Frankfurt am Main under different settings (local variations, opened versus a closed window) and compare it with data from stationary measurement. A video camera monitored the surroundings for potential PM source detection. In-cabin concentrations peaked at  $508 \mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{10}$ ,  $133.9 \mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{2.5}$ , and  $401.3 \mu\text{g m}^{-3}$  for coarse particles, and strongly depended on PM size and PM concentration in ambient air. The concentration of smaller particles showed low fluctuations, but the concentration of coarse particles showed high fluctuations with maximum values on busy roads. Several of these concentration peaks were assigned to the corresponding sources with characteristic particle size distribution profiles. The closure of the car window reduced the exposure to PM, and in particular to coarse particles. The mobile measured PM values differed significantly from stationary PM measures, although good correlations were computed for finer particles. Mobile rather than stationary measurements are essential to assess the risk of PM exposure for car passengers.

**Keywords:** particulate matter; mobile air quality study; in-cabin exposure; particle size distribution; traffic emissions; ventilation modes

### 1. Introduction

Urban agglomeration areas are usually characterized by a high rate of air pollution caused by particulate matter (PM). In urban areas, PM is mainly emitted by cars burning fossil fuel or during abrasion processes of vehicle tires and brakes, respectively, from raised dust. Further sources are power plants and chemical or metallurgical factories [1,2]. Very high concentrations can especially be reached nearby roads [3]. PM can contain particles with a lot of different sizes [4]. For monitoring air quality, usually the particle fractions  $\text{PM}_{10}$  (particulate matter with an aerodynamic diameter less than  $10 \mu\text{m}$ ),  $\text{PM}_{2.5}$  (particulate matter with an aerodynamic diameter less than  $2.5 \mu\text{m}$ ), and  $\text{PM}_1$  (particulate matter with an aerodynamic diameter less than  $1 \mu\text{m}$ ) are used. Particles with an aerodynamic diameter between  $2.5$  and  $10 \mu\text{m}$  belong to coarse fraction ( $\text{PM}_{\text{coarse}}$ ) [5]. High exposures of PM have negative

consequences for human health and are therefore a key issue in current research [6]. Already, very low concentrations of PM can increase the blood pressure or raise the risk of cardiovascular diseases [7]. Recent research showed that even short-term exposures with very high PM concentrations, which are typical for traffic participants, can be harmful to health [8–10]. Under long-term exposure, the consequences can be even worse. The probability for the formation of lung carcinomas increases [11]. A long-term exposure can also negatively affect fetal growth or changes heart rate variability [12–16]. Due to increased health risks, especially in urban areas, where anthropogenic emissions of PM are the highest, further research is obligatory. Many cities have a system of air quality monitoring stations (AQMS) for getting an overview of the local PM pollution [17]. The AQMS data is often used to estimate the PM exposure for society. Based on this knowledge, guidelines are created and political decisions are made [18]. Because AQMS measurements are only for outside air and the PM concentration with its respective sources is generally distributed very heterogeneously within a certain area, it is questionable whether these static measurements are generally suitable for estimating the actual exposure to traffic participants, especially to passengers inside a car [19–22]. In Germany, for example, people spend, on average, 1 h and 28 min a day travelling, depending on their occupation and residence, mainly in cars [23]. Some occupation groups, such as taxi or courier drivers, spend even more time in their cars. During that driving time, most of the daily PM uptake is made [24–26]. Because of such a high medical relevance, monitoring PM concentrations in the driver cabin is an essential research field. Frankfurt am Main, the study site in the presented study, is predestinated for a mobile air quality study because of its extremely high commuter traffic and a population density of almost 3000 people/km<sup>2</sup>. This value is one of the highest in Germany [27]. In the course of this study, local and temporal variations of PM concentrations and particle sizes in the cabin of a car were characterized while driving on an urban circular drive in Frankfurt am Main. Furthermore, the PM concentration and the particle size distribution from rides with an opened window (OW) and closed window (CW) have been compared with each other. By comparing the measured data in a car cabin with AQMS data, the suitability of the AQMS data for estimating the actual PM exposure for a driver was tested to assess his potential health risk from exposure to traffic-related PM.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Measurement of Particulate Matter

Car rides for the mobile air quality study were made with an electric vehicle of the BMW i3 model with the intention to avoid an exhaust related increase of in-cabin PM concentration by the car itself. The PM in-cabin concentration was measured by an aerosol spectrometer, type GRIMM 11-R. It was used according to the quality guidelines of the supplier and calibrated before the measurement. The suction of the instrument was placed at the co-driver's seat at head height to get a realistic image of the actual PM exposure to the driver in the cabin. The spectrometer was connected to a laptop (Fujitsu Lifebook) and a GPS (Global Positioning System) mouse. Every six seconds, a value was generated for the fractions, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, and PM<sub>1</sub>. The measured PM data was linked to the corresponding localization, velocity, and distance run. Data were visualized by converting them into a kml file (Keyhole Markup Language) and by the use of Google Earth (Figure 1).



Figure 1. kml file with the local in-cabin particulate matter (PM) concentration measured while driving through Frankfurt am Main. Turquoise line: Location-dependent PM concentration. Geographical picture by Google Earth.

In addition to the PM measurement, a camera was recording the surroundings of the car for further identifications of potential PM sources at concentration peaks of PM.

## 2.2. Driving Routes

In our experimental set up, two different types of routes were driven. Each of them was focusing on certain problems. Local differences in PM concentration and particle size distribution in the driver's cabin were analyzed on a 15 km circular drive through Frankfurt am. PM concentration differences depending on the ventilation mode (opened window vs. closed window) were quantified on a circular drive in a residential area.

### 2.2.1. In-Cabin PM Concentration (Local Differences in Concentration and Particle Size Distribution)

Local differences in PM concentration and particle size distribution in the driver's cabin were analyzed on a 15 km circular drive through Frankfurt am Main (Course 1; Figure 2).

To collect representative data of the commuter traffic, the route included minor roads, main roads, and a part of a high way. Furthermore, test rides were run on different days of the week before, during, and after rush hour. At peak times, there were numerous traffic jams within the city, especially at traffic lights. Thus, there is a maximum difference in the round time of 17 min (Table 1), with an average round time of 38 min. The test rides were run with different ventilation modes (opened window/closed window).

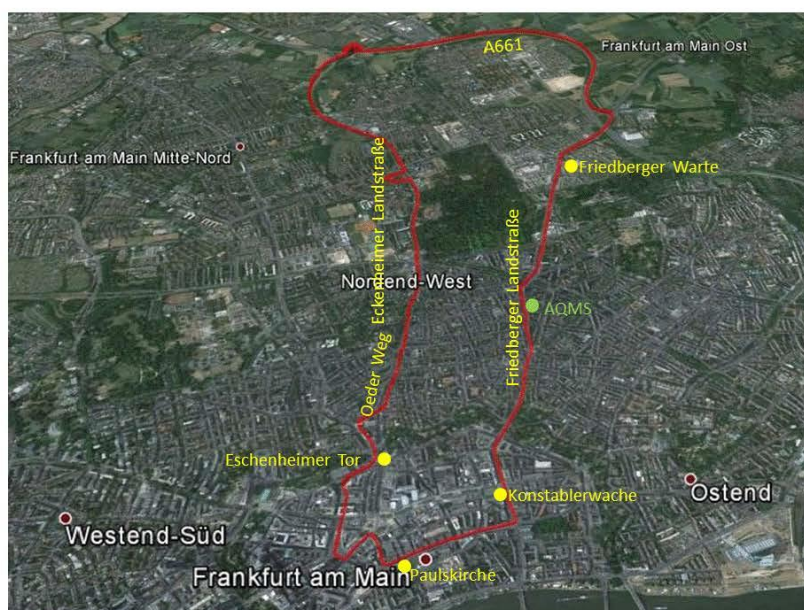


Figure 2. Course 1: Circular drive through Frankfurt am Main passing the air quality monitoring stations (AQMS) “Friedberger Landstraße”. Red line: Driving route, yellow marks: Street names and places, green mark: Air quality monitoring station. Geographical picture by Google Earth.

Table 1. Test rides on the circular drive through Frankfurt am Main.

(a)				(b)			
OW		CW		OW		CW	
Date	Time	Date	Time	Date	Time	Date	Time
05-22-15	11:59–12:39	05-22-15	11:11–11:52	05-22-15	12:26	05-22-15	11:36
05-22-15	14:26–15:09	05-22-15	13:42–14:23	05-22-15	14:53	05-22-15	14:07
05-29-15	12:42–13:18	05-29-15	12:03–12:39	05-29-15	13:05	05-29-15	12:25
05-29-15	15:50–16:39	05-29-15	15:00–15:45	05-29-15	16:18	05-29-15	15:22
10-15-15	14:57–15:32	10-20-15	11:20–11:54	10-15-15	15:17	10-20-15	11:40
10-20-15	10:42–11:14	10-20-15	14:50–15:23	10-20-15	10:59	10-20-15	15:08
10-20-15	11:57–12:32	12-01-15	11:56–12:32	10-20-15	12:17	12-01-15	13:17
10-20-15	14:09–14:45	12-01-15	17:36–18:13	10-20-15	14:31	12-01-15	18:58
12-01-15	11:16–11:51	12-02-15	15:09–15:50	12-01-15	12:37	12-02-15	16:31
12-01-15	16:47–17:32	01-06-16	15:38–16:12	12-01-15	18:11	01-06-16	15:59
12-02-15	09:26–10:00	01-07-16	15:55–15:27	12-02-15	10:47	01-07-16	11:48
01-06-16	14:55–15:33	01-13-16	18:17–18:57	01-06-16	12:47	01-07-16	15:13
01-07-16	14:17–14:50			01-06-16	15:16	01-13-16	14:52
01-13-16	17:31–18:10			01-07-16	14:35	01-13-16	19:41
				01-13-16	17:52		

(a) Dates with the time and duration of the certain rounds; (b) dates and the point of time when the air quality monitoring stations (AQMS) “Friedberger Landstraße” was passed by the car; OW: Opened window; CW: Closed window.

During the rides with opened window (OW), the window was halfway down and the air conditioning (AC) was switched off. During rides with closed window (CW), the ventilation of

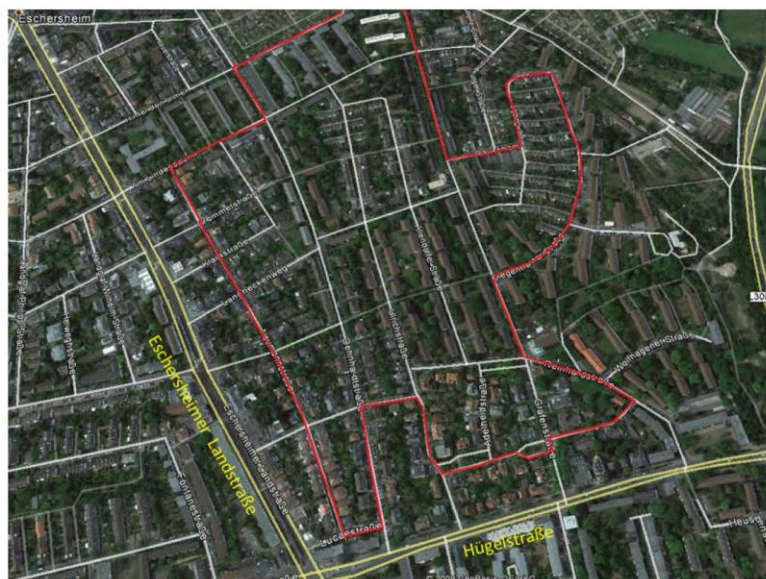
the AC was turned on at half of the power with a temperature of 20 °C. A ventilation break of 3 min was made after every ride with OW.

For comparison of the PM data from mobile measurement with AQMS data, the course was chosen to pass the AQMS “Friedberger Landstraße” located at a high-traffic point in Frankfurt am Main. Open-source PM data from the AQMS “Friedberger Landstraße” were downloaded from the homepage from Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG).

Course 1 was run repeatedly on nine different days between May 2015 and January 2016. Driving dates, intervals, and the point of time while passing the AQMS are given for Course 1 in Table 1.

### 2.2.2. In-Cabin PM Concentration—Opened Window versus Closed Window

For better quantification of in-cabin PM concentration differences depending on the ventilation mode (OW vs. CW), a different test location was chosen (Course 2; Figure 3).



**Figure 3.** Course 2: Circular drive through a residential area in Frankfurt-Eschersheim. Red line: Driving route, yellow line: Main roads. Geographical picture by Google Earth.

In this context, it must be ensured that external conditions, like weather or traffic volume, did not change significantly while concentrations from two following rides were compared with each other. For this purpose, a circular drive in a residential area was chosen. On this much shorter route, with a speed limit of 30 km/h, the traffic volume is very low. The route consisted mainly of one-way streets. Other driving vehicles were only rarely in direct proximity to our test vehicle. The driving time was mostly identical (Table 2). The influence of potential point sources, which lead to high short-term PM concentrations and falsifications in the analyses, were therefore minimized. Nevertheless, the location between two main roads represented the urban traffic influence. The interval between opened window and closed rides was consequently limited to 15 min, so it can be assumed that the background PM concentration did not vary significantly. For the comparison, an alternation between driving with OW and CW was made. During the rides with OW, the window was halfway down and the AC was switched off. During rides with CW, the ventilation of the AC was turned on at half of the power

with a temperature of 20 °C. A ventilation break of 3 min was made after every ride with OW. This course was run eight times on each of the four dates. The date and time intervals for the rides in the residential area are listed in Table 2.

**Table 2.** Dates and time frames of the test rides through the residential area in Frankfurt-Eschersheim.

Date	Time		Date	Time	
	OW	CW		OW	CW
06-30-15	16:21–16:31	16:34–16:44	09-21-15	10:55–11:04	11:07–11:17
	16:46–16:56	16:59–17:09		11:18–11:28	11:31–11:41
	17:10–17:20	17:24–17:33		11:42–11:52	11:55–12:05
	17:34–17:44	17:48–17:58		12:07–12:17	12:20–12:32
07-10-15	10:52–11:02	11:05–11:15	10-15-15	11:48–11:57	12:00–12:09
	11:28–11:38	11:41–11:50		12:10–12:19	12:24–12:34
	11:53–12:02	12:05–12:15		12:35–12:45	12:48–12:57
	12:23–12:33	12:36–12:46		12:58–13:08	13:11–13:20

OW: Opened window; CW: Closed window.

### 2.3. Statistics

The local PM concentration and particle size distribution measured inside the cabin were analyzed based on mobile measured PM values with a 6-s resolution.

To discriminate between the short-term concentration peaks of PM and the background concentration, both components must be separated from each other. Percentile-filters were applied on PM values because they eliminate strongly fluctuating short-term concentration peaks, but maintain the slowly changing background concentration. The use of 5%-percentiles (the average of the 5%-lowest values for a certain period) is widely accepted for mobile outdoor measurements [28]. Although the measurements in this study took place inside the cabin, the application of the 5%-percentile seemed to be an adequate method to gain a clear discrimination between both PM trends. For this specific experimental set-up, the velocity driven and the length of the circular drive with an interval of three minutes was used. The 3-min-5%-percentile was computed with *R* and the graphical presentation was made with Graphpad Prism. The coefficient of variation (CV) was calculated as a dimension for the general concentration inhomogeneity measured in the car while driving through the urban area.

For the comparison between the PM concentrations measured inside the car and the PM concentrations measured by the AQMS, two different approaches were applied.

For each test ride on the 15 km circular drive (Course 1), a mean value ( $PM_{\text{mean}}$ ) of the mobile measurement was calculated for  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , and  $PM_{\text{coarse}}$ . Because the AQMS does not provide data for  $PM_1$ , a comparison in this particle size category was not possible.

Furthermore, PM values of the period of time, when the car passes the AQMS ( $PM_{\text{direct}}$ ), were computed for all particle fractions based on the GPS-data and *kml* files.  $PM_{\text{direct}}$  also is a PM average measured 30 s before and 30 s after the AQMS was passed. Both,  $PM_{\text{mean}}$  and  $PM_{\text{direct}}$ , were compared to the chronological fitting PM data of the AQMS. A slight deviation could not be avoided because the highest resolution of the AQMS data is given for a 0.5 h mean value. Possible correlations between the PM values from the mobile measurement and the values of the AQMS were analyzed with the Spearman-test and *p*-values were calculated. Additionally, the quotients,  $PM_{\text{mean}}/PM_{\text{AQMS}}$  and  $PM_{\text{direct}}/PM_{\text{AQMS}}$ , were calculated. These ratios reveal PM concentration differences and show whether the mobile measured values relate to the AQMS values. In combination with the corresponding coefficients of variation, the ratios show whether a statement about the driver's PM exposure based on AQMS measurements can be made. For the analyses of single point sources, size particles were grouped in the categories of 2.5–10  $\mu\text{m}$ , 1–2.5  $\mu\text{m}$ , and <1  $\mu\text{m}$ . For the calculation of the range of particles with diameters between 2.5 and 10  $\mu\text{m}$ , the  $PM_{2.5}$  concentration was subtracted from the  $PM_{10}$  concentration. For the range of particles with a diameter between 1 and 2.5  $\mu\text{m}$ , the  $PM_1$  concentration was subtracted from the  $PM_{2.5}$  concentration.

In order to compare in-cabin PM concentrations from OW rides with CW rides (Course 2; Figure 3), the median for each test ride was calculated. The medians of the test rides were compared with each other in a rank-based Mann-Whitney U-Test and  $p$ -values were calculated. In this case, the medians were used as robust values to minimize the influence of short-term concentration peaks, which are typical for single point sources. Particles have been grouped in the categories of 2.5–10  $\mu\text{m}$ , 1–2.5  $\mu\text{m}$ , and <1  $\mu\text{m}$ . The medians of every consecutive opened window-closed window ride were analyzed and compared. The PM reduction achieved by closing the window was calculated separately for each fraction. Finally, the average PM reduction after closing the window was made for each of the four driving days.

### 3. Results

#### 3.1. Local Variations of In-Cabin PM Concentrations and Particle Size Distribution

During the circular drive on Course 1 (Figure 2), maximum OW-concentrations of 508.9  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{10}$  (Figure 4a), 401.3  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  (Figure 4a), 133.9  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{2.5}$  (Figure 4b), and 122.9  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_1$  (Figure 4b) were measured. Figure 4 shows examples for significantly high concentrations measured during the whole period of this study with a subdivision in different particle size fractions.

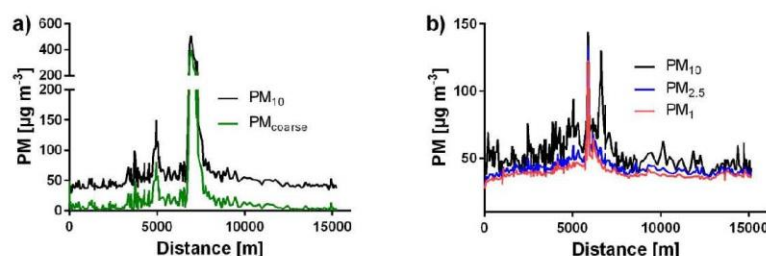


Figure 4. Representative short-term concentration peaks measured with an opened window on 10-20-15. (a) At noon, (b) in the afternoon.

Those short-term concentration peaks generally lasted only seconds or a few minutes. The particle spectrums of these peaks show strong variations. While driving with CW, the concentration pattern was similar, but with lower values of 85.1  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{10}$ , 30.3  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{\text{coarse}}$ , 85.0  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_{2.5}$ , and 84.6  $\mu\text{g m}^{-3}$  for  $\text{PM}_1$ .

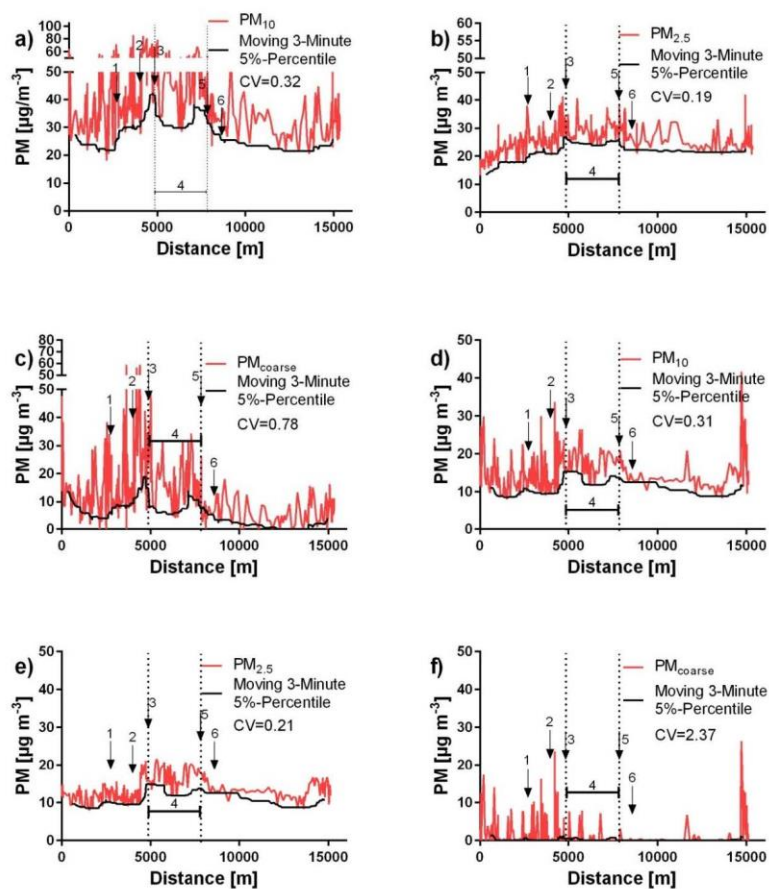
By visualizing the alternation of the local PM background concentrations measured in the car while driving within the city, characteristic trends were observed (Figure 5).

The  $\text{PM}_{10}$  background concentrations under OW conditions are slightly changing during the circular drive. The highest concentrations are mainly measured in the city center and the area of "Friedberger Landstraße". The signal of the absolute  $\text{PM}_{10}$  concentration shows numerous short-term peaks.

The pattern of the background concentrations of  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_1$  show an increase in the beginning and subsequently stay on approximately the same level. The absolute concentration levels reveal several short-term peaks, but less in frequency and magnitude, than in the  $\text{PM}_{10}$  signal.

The pattern of the background concentrations of  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  vary strongly. The highest concentrations under opened window conditions are mainly measured in the city center and in the area of "Friedberger Landstraße".

The median coefficient of variation of all rides with OW is 0.32 for  $\text{PM}_{10}$ , 0.20 for  $\text{PM}_{2.5}$ , 0.18 for  $\text{PM}_1$ , and 1.04 for  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  ( $n = 14$ ).



1: Eschenheimer Tor, 2: Paulskirche, 3: Konstablerwache, 4: Friedberger Landstraße, 5: Friedberger Warte, 6: entering high way

CV: coefficient of variation

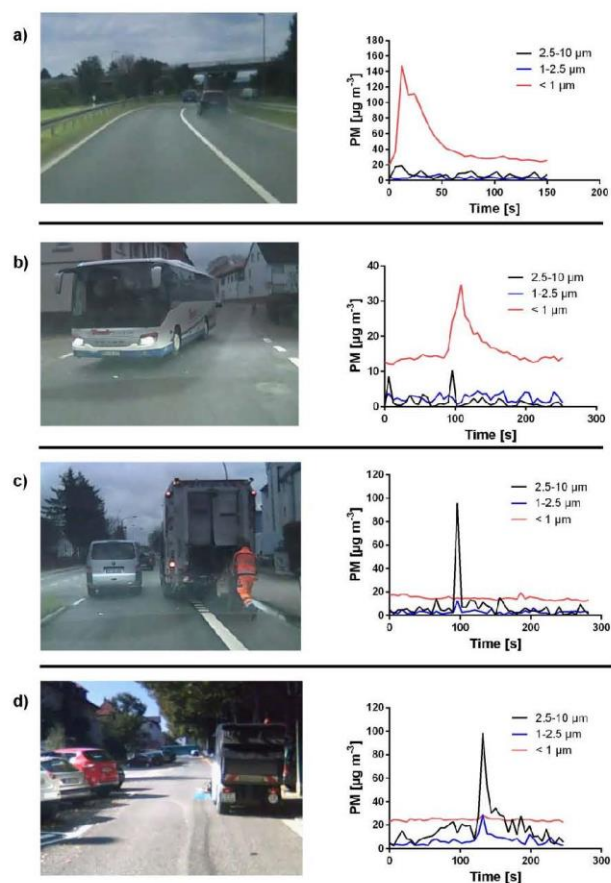
**Figure 5.** Representative in-cabin PM concentrations with corresponding background concentrations for  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ , and  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  on 01-06-16. (a–c) Measured while driving with an opened window; (d–f) measured while driving with a closed window. Geographical positions are marked by the numbers, 1–6.

While driving with a closed window, the pattern of the background concentrations of  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ , and  $\text{PM}_1$  show a similar trend. They stay approximately on the same level and reach their highest concentrations in the city center.

The CW profiles also show several short-term concentration peaks. The profiles of  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  do not show any trends. Only isolated concentration peaks were monitored irregularly. A relation to specific locations in the city was not observed. The median coefficients of variation are 0.30 for  $\text{PM}_{10}$ , 0.21 for  $\text{PM}_{2.5}$ , 0.22 for  $\text{PM}_1$ , and 3.07 for  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  ( $n = 12$ ).



The additional evaluation of the video material allowed the assignment of several short-term concentration peaks to the corresponding sources (Figure 6).



**Figure 6.** Different PM sources with the corresponding particle size spectrum. (a) A car with soot production, (b) a bus, (c) a garbage truck, (d) a street sweeper (see also Supplementary Material 4).

While driving behind a street sweeper or a garbage truck, particles with a diameter between 2.5 and 10  $\mu\text{m}$  dominated. While driving behind a bus or a car with soot production, particles smaller than 1  $\mu\text{m}$  were measured almost exclusively.

These observations were only made while driving with an opened window. In contrast, short-term concentration peaks could not distinctively be connected to any ambient sources while driving with a closed window.

## 3.2. PM In-Cabin versus PM AQMS

Table 3 summarizes the mobile measured in-cabin PM concentrations ( $PM_{\text{mean}}$ ,  $PM_{\text{direct}}$ ) on the 15 km urban circular drive, Course 1 (Figure 2), with the chronological fitting PM data from the AQMS ( $PM_{\text{AQMS}}$ ) for the different particle size fractions and driving modes.

**Table 3.** Minimum and maximum concentrations for different PM fractions and AQMS data.

			In-Cabin [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]		$PM_{\text{AQMS}}$ [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	
			Min	Max	Min	Max
OW	$PM_{\text{mean}}$	$PM_{10}$	17.1	63.7	6.4	35.7
		$PM_{2.5}$	12.9	43.2	3.1	26.6
		$PM_1$	10.6	39.5	-	-
		$PM_{\text{coarse}}$	3.6	21.6	2.1	9.0
	$PM_{\text{direct}}$	$PM_{10}$	18.1	75.7	6.4	36.7
		$PM_{2.5}$	13.5	62.7	3.6	27.3
		$PM_1$	11.5	56.7	-	-
CW	$PM_{\text{mean}}$	$PM_{10}$	4.9	27.5	6.3	33.5
		$PM_{2.5}$	4.5	26.4	3.4	24.6
		$PM_1$	4.2	25.9	-	-
		$PM_{\text{coarse}}$	0.2	1.9	2.0	8.9
	$PM_{\text{direct}}$	$PM_{10}$	5.3	26.5	5.5	33.5
		$PM_{2.5}$	5.1	26.4	5.0	24.6
		$PM_1$	4.9	25.8	-	-
		$PM_{\text{coarse}}$	0.0	2.5	0.5	8.9

Minimum and maximum in-cabin concentrations for the fractions  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_1$ , and  $PM_{\text{coarse}}$  and the data of the AQMS measured at approximately the same point of time (see also Supplementary Material 1 and 2). OW: Opened window; CW: Closed window.

Correlations between  $PM_{\text{mean}}$  and  $PM_{\text{AQMS}}$ , respectively, between  $PM_{\text{direct}}$  and  $PM_{\text{AQMS}}$  are given in Table 4. Rides with OW and rides with CW are analyzed separately.

**Table 4.** Correlation coefficients for in-cabin PM concentrations and PM concentrations from the AQMS.

		$PM_{\text{mean}}$ vs. $PM_{\text{AQMS}}$		$PM_{\text{direct}}$ vs. $PM_{\text{AQMS}}$	
		Spearman	<i>p</i> -Value	Spearman	<i>p</i> -Value
OW	$PM_{10}$	0.88	<0.001	0.67	0.008
	$PM_{2.5}$	0.93	<0.001	0.82	0.001
	$PM_{\text{coarse}}$	0.29	0.31	-0.21	0.46
CW	$PM_{10}$	0.81	0.002	0.78	0.001
	$PM_{2.5}$	0.85	<0.001	0.88	<0.001
	$PM_{\text{coarse}}$	-0.14	0.67	-0.21	0.47

OW: Opened window; CW: Closed window.

In-cabin  $PM_{\text{mean}}$  concentrations correlate significantly with the PM concentrations measured at stationary by the AQMS for the particle fractions,  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ . The best correlation between  $PM_{\text{mean}}$  and  $PM_{\text{AQMS}}$  was observed for the fraction,  $PM_{2.5}$ . There was no correlation between  $PM_{\text{mean}}$  and  $PM_{\text{AQMS}}$  for the fraction,  $PM_{\text{coarse}}$ . The same observation was made for OW and CW conditions, although the correlation between  $PM_{\text{mean}}$  and  $PM_{\text{AQMS}}$  was slightly stronger during an OW-ride.

By comparing  $PM_{\text{direct}}$  to  $PM_{\text{AQMS}}$ , strong correlations were found for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ . The best correlation between  $PM_{\text{direct}}$  and  $PM_{\text{AQMS}}$  was observed for the fraction  $PM_{2.5}$ . There was no correlation between  $PM_{\text{direct}}$  and  $PM_{\text{AQMS}}$  for the fraction,  $PM_{\text{coarse}}$ . The same observation was made

for OW as well as for CW. Correlations between  $PM_{direct}$  and  $PM_{AQMS}$  were slightly stronger for driving with an OW.

While driving with an OW, the correlations between  $PM_{mean}$  and  $PM_{AQMS}$  were slightly stronger than between  $PM_{direct}$  and  $PM_{AQMS}$ . While driving under CW conditions, the correlation between  $PM_{mean}$  and  $PM_{AQMS}$  and between  $PM_{direct}$  and  $PM_{AQMS}$  were on a similar level.

The quotients of the concentrations measured in the cabin ( $PM_{mean}$ ,  $PM_{direct}$ ) and the corresponding data of the AQMS are given in Table 5.

**Table 5.** Mean  $PM_{mean}/PM_{AQMS}$ -and  $PM_{direct}/PM_{AQMS}$ -quotients of all rides on the circular drive.

		$PM_{mean}/PM_{AQMS}$ (Means of All Rides)	$PM_{direct}/PM_{AQMS}$ (Means of All Rides)
OW	$PM_{10}$	2.2 (CV: 0.29)	2.2 (CV: 0.46)
	$PM_{2.5}$	2.5 (CV: 0.38)	2.7 (CV: 0.43)
	$PM_{coarse}$	2.0 (CV: 0.68)	1.7 (CV: 0.80)
CW	$PM_{10}$	1.0 (CV: 0.28)	0.9 (CV: 0.20)
	$PM_{2.5}$	1.4 (CV: 0.26)	1.3 (CV: 0.21)
	$PM_{coarse}$	0.2 (CV: 0.82)	0.1 (CV: 1.23)

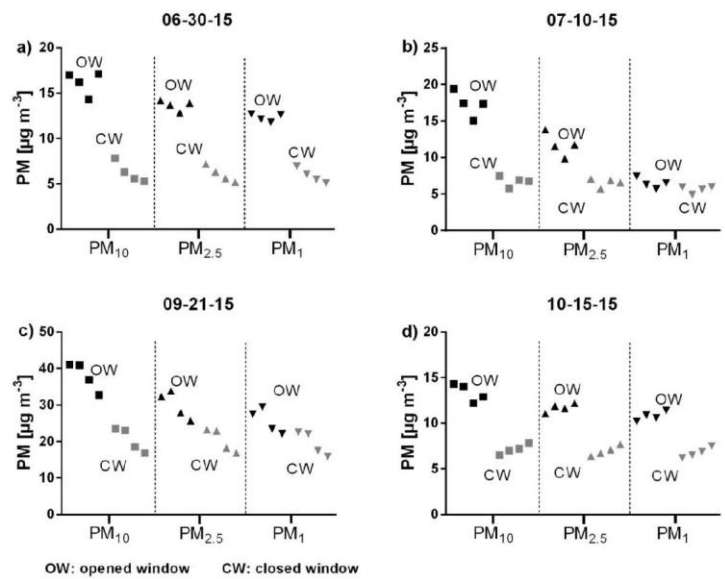
OW: Opened window; CW: Closed window; CV: Coefficient of variation.

The values of the  $PM_{in\ car}/PM_{AQMS}$ -quotients for  $PM_{mean}$  and for  $PM_{direct}$  have a similar magnitude. The quotient is continuously higher than 1.0 while driving under OW conditions, thus concentrations measured inside the car are higher than concentrations measured by the AQMS. The most striking difference between the concentrations measured in the car and those measured by the AQMS can be observed in the  $PM_{2.5}$  fraction. While driving under CW conditions, values for  $PM_{2.5}$  and, especially, for  $PM_{10}$  of the in-cabin measurement are similar to the concentrations measured by the AQMS. The  $PM_{2.5}$  fraction still shows slightly higher concentrations inside the cabin in contrast to the AQMS. Particles of the  $PM_{coarse}$  fraction show a much lower concentration inside the car in comparison to the concentration measured by the AQMS. High coefficients of variation, especially for  $PM_{coarse}$ , show that  $PM_{mean}/PM_{AQMS}$  and  $PM_{direct}/PM_{AQMS}$  vary strongly between the single rides.

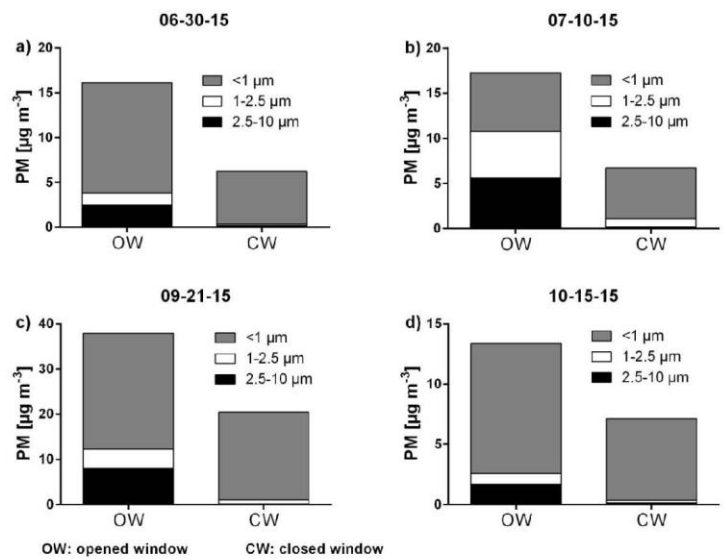
### 3.3. In-Cabin PM Concentration—Opened Window versus Closed Window

Medians for the  $PM_{10}$  concentration range between  $12.2\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $41.1\ \mu\text{g m}^{-3}$  (OW) and between  $5.3\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $23.5\ \mu\text{g m}^{-3}$  (CW). For  $PM_{2.5}$ , medians range between  $9.8\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $33.8\ \mu\text{g m}^{-3}$  (OW) and between  $5.2\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $23.2\ \mu\text{g m}^{-3}$  (CW). Medians for  $PM_{10}$  range between  $5.7\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $29.5\ \mu\text{g m}^{-3}$  (OW) and between  $4.9\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $22.6\ \mu\text{g m}^{-3}$  (CW). Medians of the PM concentration of different particle fractions of four different days are shown in Figure 7.

On each of the four evaluation days, the concentrations of all fractions inside of the car were higher while driving with OW than while driving with CW. Differences in PM concentration could also be observed between the individual test rides (OW as well as CW rides) within a day. Both an increase and a decrease in concentration occurred. The u-test shows significantly high differences between driving with OW and with CW for all fractions with  $p$ -values  $<0.0001$ . The amount of PM reduction differs strongly between the single particle size fractions. In the coarse fraction (2.5–10  $\mu\text{m}$ ), there is a relative PM reduction between 87.9% and 97.4% (median: 96.9%) after closing the window. In the next finer fraction (1–2.5  $\mu\text{m}$ ), the PM reduction decreases to values between 77.9% and 88.2% (median: 82.3%). In the finest fraction ( $<1\ \mu\text{m}$ ), the PM reduction alternates very strongly between values from 13.0% to 52.0% (median: 31.1%). The absolute PM reduction varies between  $1.5\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $7.8\ \mu\text{g m}^{-3}$  (median:  $4.2\ \mu\text{g m}^{-3}$ ) for the coarse fraction, between  $0.7\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $4.3\ \mu\text{g m}^{-3}$  (median:  $2.0\ \mu\text{g m}^{-3}$ ) for the next finer fraction, and between  $0.9\ \mu\text{g m}^{-3}$  and  $6.4\ \mu\text{g m}^{-3}$  (median:  $4.7\ \mu\text{g m}^{-3}$ ) for the finest fraction. Thus, closing the window has a significant reducing impact on the PM concentrations in the car, especially on the coarser particles (Figure 8).



**Figure 7.** Medians of in-cabin  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , and  $PM_1$  concentrations measured with an opened and closed window: (a) On 06-30-15, (b) on 07-10-15, (c) on 09-21-15, (d) on 10-15-15 (see also Supplementary Material 3).



**Figure 8.** In-cabin PM concentrations and particle size distributions measured with an opened and closed window: (a) On 06-30-15, (b) on 07-10-15, (c) on 09-21-15, (d) on 10-15-15.

## 4. Discussion

### 4.1. Variations in the Local Particle Concentration and Size Distribution within the Urban Area

Outside PM concentration and particle size distribution has a significant effect to the concentration measured inside the cabin and is strongly dependent on the location. Even single point sources can lead to concentration shifts inside the cabin [29].

It becomes apparent that in-cabin PM concentrations of the  $PM_{2.5}$  and  $PM_1$  fraction are only changing slightly while driving through the city under OW conditions, with marginal higher values in the city center and on busy roads. These finer particles have a high residence time in the atmosphere and are widely and equally spread. Particles of those fractions can still be measured far away from their sources and therefore can also affect areas with a low primary PM emission within the city [30]. That leads to the comparatively steady in-cabin PM concentration.

Particles in this size range ( $PM_{2.5}$ ,  $PM_1$ ) typically originate from vehicle emissions, like abrasion of tires, brakes, and gear shifts, but also from combustion processes. Furthermore, particles from transformation processes of gaseous species and aged particles of other origins occur within this size range [1,30]. Although diesel cars in environmental zones, like in Frankfurt am Main, need to have particle filters and gasoline cars have modern catalytic converters, direct exhaust PM emissions can be measured. Most particles emitted by diesel engines are smaller than  $1\ \mu\text{m}$  and mainly appear in two main size ranges. Larger particles with a diameter up to  $0.5\ \mu\text{m}$  belong to the accumulation mode and mainly consist of solid material, such as carbon or metallic ash. The smaller particles with diameters under  $50\ \text{nm}$  belong to the nucleation mode and mainly comprise volatile material [31]. Most particles, especially from the accumulation mode, which partly are in the measuring range of the spectrometer ( $>0.25\ \mu\text{m}$ ), are eliminated by the particle filters. However, there is still a certain part of particles that is not eliminated, especially when the filter is not working probably [32].

In Figure 6a,b, examples for obvious PM sources as direct exhaust emissions are shown. There was probably a problem with the engine or the exhaust system in the car with the visible soot production, whereas behind older buses and heavy duty vehicles, generally high concentrations can be measured as well [21,33]. Also, cars with gasoline engines can emit particles in the measuring range of the spectrometer. Since controlled catalytic converters have been established in Germany since the late 1980s, PM concentrations of emissions of gasoline engines and their particle diameters are low [34,35]. However, especially modern cars with low  $\text{CO}_2$  emissions and direct injection engines emit high PM concentrations with higher particle diameters, which also can be measured by the spectrometer used in this campaign [36]. There were a lot more of those short-term concentration peaks in the size fraction smaller than  $1\ \mu\text{m}$ , which could not be linked to certain sources. It can be assumed that several of those peaks also reflect PM emissions from combustion processes of diesel or gasoline cars. The fact that a very high peak concentration for  $PM_1$  with a value of  $122.9\ \mu\text{g m}^{-3}$  was measured while standing at a stop light is an indication for such exhaust-related PM emissions.

In summary, the  $PM_{2.5}$  and  $PM_1$  signal seemed to be a combination of the urban background concentration, mainly of aged mixed aerosols, and the local emission peaks in areas with high traffic caused by abrasion processes and partly by direct exhaust emissions too. The PM fractions,  $PM_{2.5}$  and  $PM_1$ , are only limited as being suitable as tracers for traffic emissions because of the relative high background level and its equal distribution. Chowdhury et al. already showed that in urban areas, direct emissions caused by traffic only play a minor role for the ambient  $PM_{2.5}$  concentration [37].

Background concentrations of the coarse particles ( $PM_{\text{coarse}}$ ) while driving with an opened window was alternating stronger than the background concentration of the smaller fractions. The highest PM levels were reached in the city center, where plenty of short-term peaks can be observed.  $PM_{\text{coarse}}$  is mainly produced by abrasion of tires or brakes, raised dust, and resuspension in the wake of passing traffic [1]. These coarse particles are eliminated from the atmosphere quickly by depositing [38]. They can only be measured locally. For that reason, they show a strong alternating background signal

with many significant short-term concentration peaks. Especially in busy streets, this background value was high in each ride.

Figure 6c,d are typical examples for sources of  $PM_{coarse}$ . The street sweeper as well as the garbage truck raise dust off the street while cleaning or while depositing garbage.

The  $PM_{10}$  signal, which includes the particles of all size categories ( $PM_1$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{coarse}$ ), shows a pattern of a rather constant concentration of the finer fractions ( $PM_1$ ,  $PM_{2.5}$ ) and also the impact of the strong concentration variations in the coarse fraction ( $PM_{coarse}$ ).

While driving with a closed window, the patterns of  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , and  $PM_1$  were very similar to each other. The reason for that is that almost exclusively, particles smaller than 1  $\mu m$  were measured. In this case, the  $PM_1$  concentration matches the  $PM_{2.5}$  and the  $PM_{10}$  concentrations. Comparing the trend of the  $PM_{2.5}$  and the  $PM_1$  concentration from driving with OW and CW, the highest concentrations were measured in corresponding areas, which are mainly the busy roads in the city center. In contrast to driving with OW, the signal of  $PM_{coarse}$  neither shows a background nor a specific trend within the city while driving with CW. Nevertheless, there are some short-term concentration peaks irregularly distributed over the whole ride. They are probably not reflecting the outside concentration. More likely, they display processes inside the cabin, such as raising dust from the seats or the dashboard.

#### 4.2. Comparability of Stationary versus Mobile Measured Particulate Matter

Positive correlations for certain particle fractions have shown that  $PM_{mean}$  and  $PM_{AQMS}$  correlate, even though the mobile measured local changing PM concentrations within a single round are not reflected by the static measured AQMS data. Also,  $PM_{direct}$  and  $PM_{AQMS}$  concentrations correlate well although a single measured value of the AQMS represents the average concentrations of half an hour. In that time period, traffic may change significantly at the AQMS. Especially, the  $PM_{2.5}$  fraction can easily be correlated. That confirms that this fraction is equally distributed in the city and is independent of the location and the time of the measurement. These observations were made during the opened window and closed window rides.

In contrast, the mobile measured  $PM_{mean}$  and  $PM_{direct}$  concentrations of the fraction,  $PM_{coarse}$ , are not reflected by the AQMS data, neither while driving with OW nor with CW. Particles of this fraction are distributed irregularly over the whole city, and concentration peaks in general only last for a short period of time. In this case, AQMS data from a single location has no informative value for the real drivers' exposure.

The analysis of the  $PM_{car}/PM_{station}$ -quotients shows strong alternations between all rides. Developing a constant correction factor to approximate the in-cabin PM concentration from AQMS data is not reasonable.

While driving with OW, the in-cabin PM concentrations were approximately doubled if compared to corresponding values from the AQMS for all particle size fractions. That might be due to different reasons. Our mobile measuring device and thus also passengers in a car are normally much closer to the potential PM sources, like preceding vehicles or raised dust from the street, compared to the sample inlet from the AQMS installed at a height of 3.50 m, with a certain distance to the street [39,40]. Furthermore, the volume of the cabin is very limited so that PM can be accumulated and higher concentrations can be reached [41]. Different studies have already demonstrated that data from AQMS and the actual exposure in a car can differ significantly [18,29,41]. Kaur et al. has found that traffic participants are exposed to generally higher concentrations than data from AQMS would suggest [18]. Praml and Schierl even revealed a three to five times higher PM concentration inside the cabins of buses and trams in contrast to the data from an AQMS station near the road [29].

While driving with CW, concentrations from the mobile measurement and the AQMS are in the same range for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ . Particles of  $PM_{coarse}$  reach a much lower concentration in the cabin. So, closing the window and driving with AC on medium ventilation can probably partly reduce the in-cabin PM concentration.

Studies that prove whether in-cabin PM concentrations, generally, are higher than the direct ambient air are discussed controversially [22,42–44]. Putative conflicting results can partially be explained by different driving settings. Ventilation mode, traffic situation, and the type of car seem to be critical factors [45–48].

This study was performed in terms of modern mobility with an electric vehicle. It can be assumed that in vehicles, which themselves have very high PM emissions, even higher in-cabin concentrations can be measured.

For the evaluation, whether the achieved in-cabin PM concentrations have a potential harmful effect to health, limit values have to be set. Because official valid PM limit values are only defined for outside air, results of medical studies for in-cabin PM concentrations can be used for an assessment [49]. Riediker et al. revealed that the average PM<sub>2.5</sub> concentration of 24 µg m<sup>-3</sup> reached in the cabin during a shift of highway patrols on four subsequent days led to decreased lymphocytes and increased red blood cells, heart beat cycle length, and heart rate variability [50]. PM values of this magnitude were reached at the mobile OW measurement more often than the AQMS data suspected. Furthermore, high short-term in-cabin PM concentrations with a high medical relevance cannot be detected by the AQMS. The limited room of a cabin favors long-lasting high PM concentrations [41].

The data of the AQMS station can only, to a limited extent, approximate the actual PM exposure of a passenger. The daily shifting background concentration, which is reflected in the AQMS and in-cabin measurements, is mainly responsible for good correlations between AQMS and in-cabin PM concentration values. Meteorological variables, like wind speed or atmospheric stability, are the determining parameters in this case [51]. The daily traffic volume, which underlays high fluctuations, and the different point sources, which appear within one ride irregularly, are partly overlaid by this shifting background concentration. Despite good correlations between AQMS and in-cabin PM concentration values, absolute values strongly differ and thus, an exposure assessment including a medical risk assessment on the basis of AQMS data is highly uncertain.

Especially, high short-term in-cabin exposures cannot be captured by AQMS data and we conclude that mobile measurements are indispensable for monitoring them. Also, the particle size distribution of the PM exposure cannot be analyzed with AQMS data probably because there is no further differentiation within particle sizes smaller than 2.5 µm. The aerosol spectrometer used in our campaign is able to analyze and categories particles down to a size of 0.25 µm. This additional classification is of high medical importance because different particle sizes have different adverse health effects. Especially, airborne particles with aerodynamic diameters less than 1 µm have a high probability of deposition in the respiratory tract. Exacerbate respiratory diseases may be consequences. Small particles also lead to a higher burden of toxins. While absorbing those particles, negative respiratory health effects are possible [52–54].

#### 4.3. Comparison of In-Cabin PM Exposure on Drivers between Rides with an Opened and Closed Window

When driving with CW and AC turned on, the PM concentration is significantly lower than while driving with an OW. Due to the filtering system and a smaller degree of air exchange, a decrease of the concentration can be reached. Jain and Apte et al. also showed that using AC in a car with CW can lead to lower concentrations while driving through urban areas [33,55]. Closing the window and using the AC also leads to a shift in the particle size distribution to particles with smaller diameters. The car filtering systems are rather suitable for reducing bigger particles. Smaller particles are not affected and not eliminated properly [44].

While driving through areas with a high PM pollution, it is sensible to close the window and use the AC. Thus, the total PM amount is reduced significantly. Although the potentially more harmful particles with smaller diameters are only reduced slightly, on days with a high pollution, also a significant absolute reduction in this size fraction can be reached.

Our test vehicle had a new pollen filter and was parked in an underground car park between the individual test rides. It is expected that the filter performance would decrease after a long run and permanent weather exposure. It must be ensured that vehicles are maintained regularly.

For further PM protection, using the internal recirculation mode from the AC or installing active charcoal filters may be an option [47,56].

Despite the short time frame of a measurement day, the PM concentration differences between the single OW rides and between the single CW rides can be explained by changes in external and internal conditions. Individual point sources along the roadside, such as raised dust or changes in wind speed, are examples of this. Small air turbulences, accumulation processes, or sedimentation can also lead to changes of in-cabin PM concentration.

#### 4.4. Limitation of the Study

The PM measurements were carried out by a mobile aerosol spectrometer. Although more precise methods are available, they would not be suitable for mobile measurements. Particles with aerodynamic diameters below 0.25  $\mu\text{m}$  cannot be detected. Since particles with diameters up to 0.1  $\mu\text{m}$  still belong to the particulate matter fraction, a small proportion cannot be measured.

For the comparison of mobile measured data with PM data from stationary measurement, in-cabin concentrations were compared to the chronological fitting PM data of the AQMS. Since the highest resolution of the AQMS data is given for a 0.5 h mean value, slight deviations to the mobile measurement could not be avoided.

### 5. Conclusions

This study showed the importance of mobile measurements in the context of quantifications of in-cabin PM exposure. PM concentrations and PM size distributions were analyzed while driving through the city. Concentrations of smaller particles ( $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{1}$ ) had a rather equal level in the city with slightly higher values in areas with a high traffic density. The concentration of coarse particles was rather dependent on single point sources and not distributed evenly over the whole city. Highest concentrations were reached in high-traffic areas. Several concentration peaks with characteristic particle sizes were linked to their sources. The  $\text{PM}_{10}$  concentration seemed to be the best indicator for traffic-based PM pollution. Smaller particles that show relatively constant background concentrations and emissions of combustion processes on the one hand and coarse particles, which are an indication for areas with a high traffic density in general, on the other hand are included in this particle size fraction.

Data of the AQMS can be used as an indication for the PM exposure to the passengers, but with comparatively low evidence. Especially, the in-cabin concentration while driving with OW would be underestimated and very high short-term concentration peaks cannot be identified. These concentrations measured in the car are of crucial medical relevance. By closing the window and using the AC, the in-cabin PM concentration was significantly reduced. Especially, coarse particles were efficiently eliminated. On the contrary, the elimination of PM with diameters smaller than 1  $\mu\text{m}$  was modest.

It can be assumed that increased particulate matter pollution in urban areas with its health consequences will remain a serious problem in the future. All the more, it is important to consider different exposure scenarios in a differentiated way. Policymakers should also focus on indoor concentrations and, where appropriate, modify limit values.

A worthy extension of our campaign would be the use of aerosol spectrometers for in-depth investigation of the size distribution of ultrafine- and nanoparticles, which are of utmost importance for human health. In addition, a chemical analysis of this small-sized PM may further help to better understand potential health risks from traffic-borne air pollution.



Since, in many places, AQMS data is used for urban risk assessments, a study extension to other cities is reasonable. It is important that the geographical position of the AQMS within the city must be considered individually. Here, ensuring continuous data collection is essential. For a realistic measurement scenario, a representative route should be chosen.

**Supplementary Materials:** The following are available online at <http://www.mdpi.com/1660-4601/15/12/2642/s1>. Data set 1: PM data from the circular drive (mean values) and AQMS data. Data set 2: PM data from the circular drive (direct measurement) and AQMS data. Data set 3: PM data from the residential area. Data set 4: PM data from different point sources.

**Author Contributions:** Conceptualization, J.D. and D.A.G.; Data curation, J.D.; Formal analysis, J.D. and R.M.; Investigation, J.D.; Methodology, J.D.; Project administration, J.D.; Resources, D.A.G.; Software, C.S.; Supervision, J.D.; Validation, J.D., R.M. and D.A.G.; Visualization, J.D.; Writing—original draft, J.D.; Writing—review & editing, R.M., Markus Braun and D.A.G.

**Funding:** This research received no external funding.

**Acknowledgments:** The research presented here was undertaken as part and continuation of the Mobile Air Quality Study (MAQS). The authors thank the HLUg for the availability of air quality data from the regional network. Furthermore the authors like to thank the vehicle management of the Goethe-University Frankfurt am Main that provided the electric vehicle used in the study.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## References

1. Thorpe, A.; Harrison, R.M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Sci. Total Environ.* **2008**, *400*, 270–282. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
2. Marazzan, G.M.; Vaccaro, S.; Valli, G.; Vecchi, R. Characterisation of PM10 and PM2.5 particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). *Atmos. Environ.* **2001**, *35*, 4639–4650. [[CrossRef](#)]
3. Charron, A.; Harrison, R.M.; Quincey, P. What are the sources and conditions responsible for exceedences of the 24 h PM10 limit value (50  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) at a heavily trafficked London site? *Atmos. Environ.* **2007**, *41*, 1960–1975. [[CrossRef](#)]
4. Colbeck, I. (Ed.) *Aerosol Science: Technology and Applications*; Wiley: Chichester, UK, 2014.
5. Air Quality Expert Group. *Particulate Matter in the United Kingdom*; Defra: London, UK, 2005.
6. EPA. Research on Health and Environmental Effects of Air Quality. 2017. Available online: <https://www.epa.gov/air-research/research-health-and-environmental-effects-air-quality> (accessed on 21 April 2017).
7. Auchincloss, A.H.; Diez Roux, A.V.; Dvornch, J.T.; Brown, P.L.; Barr, R.G.; Daviglus, M.L.; Goff, D.C.; Kaufman, J.D.; O'Neill, M.S. Associations between recent exposure to ambient fine particulate matter and blood pressure in the Multi-ethnic Study of Atherosclerosis (MESA). *Environ. Health Perspect.* **2008**, *116*, 486–491. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
8. Katsouyanni, K.; Touloumi, G.; Spix, C.; Schwartz, J.; Balducci, F.; Medina, S.; Rossi, G.; Wojtyniak, B.; Sunyer, J.; Bacharova, L.; et al. Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: Results from time series data from the APHEA project. *Air Pollution and Health: A European Approach. BMJ* **1997**, *314*, 1658–1663. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
9. Delfino, R.J.; Zeiger, R.S.; Seltzer, J.M.; Street, D.H. Symptoms in Pediatric Asthmatics and Air Pollution: Differences in Effects by Symptom Severity, Anti-Inflammatory Medication Use and Particulate Averaging Time. *Environ. Health Perspect.* **1998**, *106*, 751–761. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
10. Michaels, R.A.; Kleinman, M.T. Incidence and Apparent Health Significance of Brief Airborne Particle Excursions. *Aerosol Sci. Technol.* **2000**, *32*, 93–105. [[CrossRef](#)]
11. Pope, C.A.; Burnett, R.T.; Thun, M.J.; Calle, E.E.; Krewski, D.; Ito, K.; Thurston, G.D. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* **2002**, *287*, 1132–1141. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Brook, R.D.; Rajagopalan, S.; Pope, C.A.; Brook, J.R.; Bhatnagar, A.; Diez-Roux, A.V.; Holguin, F.; Hong, Y.; Luepker, R.V.; Mittleman, M.A.; et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* **2010**, *121*, 2331–2378. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

13. Dejmek, J.; Selevan, S.G.; Benes, I.; Solansky, I.; Sram, R.J. Fetal growth and maternal exposure to particulate matter during pregnancy. *Environ. Health Perspect.* **1999**, *107*, 475–480. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
14. Creason, J.; Neas, L.; Walsh, D.; Williams, R.; Sheldon, L.; Liao, D.; Shy, C. Particulate matter and heart rate variability among elderly retirees: The Baltimore 1998 PM study. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* **2001**, *11*, 116–122. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
15. Liao, D.; Creason, J.; Shy, C.; Williams, R.; Watts, R.; Zweidinger, R. Daily Variation of Particulate Air Pollution and Poor Cardiac Autonomic Control in the Elderly. *Environ. Health Perspect.* **1999**, *107*, 521–525. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Williams, R.; Creason, J.; Zweidinger, R.; Watts, R.; Linda Sheldon Shy, C. Indoor, outdoor, and personal exposure monitoring of particulate air pollution: The Baltimore elderly epidemiology-exposure pilot study. *Atmos. Environ.* **2000**, *34*, 4193–4204. [[CrossRef](#)]
17. Umweltbundesamt. Air Monitoring Networks: Station Database of the Environmental Agency. 2017. Available online: <http://www.env-it.de/stationen/public/language.do;sessionId=301985B5B53A47A60F18CE16DCEDC92E?language=en> (accessed on 11 September 2017).
18. Kaur, S.; Nieuwenhuijsen, M.J.; Colville, R.N. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmos. Environ.* **2007**, *41*, 4781–4810. [[CrossRef](#)]
19. Uibel, S.; Scutaru, C.; Mueller, D.; Klingelhofer, D.; Hoang, D.M.L.; Takemura, M.; Fischer, A.; Spallek, M.F.; Unger, V.; Quarcoo, D.; et al. Mobile air quality studies (MAQS) in inner cities: Particulate matter PM10 levels related to different vehicle driving modes and integration of data into a geographical information program. *J. Occup. Med. Toxicol.* **2012**, *7*, 20. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
20. Groneberg, J.D.A.; Scutaru, C.; Lauks, M.; Takemura, M.; Fischer, T.C.; Kölzow, S.; van Mark, A.; Uibel, S.; Wagner, U.; Vitzthum, K.; et al. *Mobile Air Quality Studies (MAQS)—An International Project*; Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg: Frankfurt am Main, Germany, 2010.
21. Weijers, E. Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit. *Atmos. Environ.* **2004**, *38*, 2993–3002. [[CrossRef](#)]
22. Gulliver, J.; Briggs, D.J. Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. *Atmos. Environ.* **2004**, *38*, 1–8. [[CrossRef](#)]
23. MID. *Mobilität in Deutschland 2008: Ergebnisbericht Struktur—Aufkommen—Emissionen—Trends*; Infas, DLR: Bonn/Berlin, Germany, 2010.
24. Krzyzanowski, M. *Health Effects of Transport-Related Air Pollution: Summary for Policy Makers*; WHO Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark, 2005.
25. Wichmann, J.; Janssen, N.; Vanderzee, S.; Brunekreef, B. Traffic-related differences in indoor and personal absorption coefficient measurements in Amsterdam, the Netherlands. *Atmos. Environ.* **2005**, *39*, 7384–7392. [[CrossRef](#)]
26. van Roosbroeck, S.; Hoek, G.; Meliefste, K.; Janssen, N.A.H.; Brunekreef, B. Validity of Residential Traffic Intensity as an Estimate of Long-Term Personal Exposure to Traffic-Related Air Pollution among Adults. *Environ. Sci. Technol.* **2008**, *42*, 1337–1344. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
27. Zensus. *Kreisfreie Städte und Landkreise nach Fläche und Bevölkerung auf Grundlage des ZENSUS 2011 und Bevölkerungsdichte*; Statistisches Bundesamt: Wiesbaden, Germany, 2011.
28. Bukowiecki, N.; Dommen, J.; Prévôt, A.; Richter, R.; Weingartner, E.; Baltensperger, U. A mobile pollutant measurement laboratory—Measuring gas phase and aerosol ambient concentrations with high spatial and temporal resolution. *Atmos. Environ.* **2002**, *36*, 5569–5579. [[CrossRef](#)]
29. Praml, G.; Schierl, R. Dust exposure in Munich public transportation: A comprehensive 4-year survey in buses and trams. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **2000**, *73*, 209–214. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
30. Gugamsetty, B. Source Characterization and Apportionment of PM10, PM2.5 and PM0.1 by Using Positive Matrix Factorization. *Aerosol Air Qual. Res.* **2012**, *12*, 491–496. [[CrossRef](#)]
31. Kittelson, D.B.; Watts, W.F.; Johnson, J.P. Nanoparticle emissions on Minnesota highways. *Atmos. Environ.* **2004**, *38*, 9–19. [[CrossRef](#)]
32. Fiebig, M.; Wirtalla, A.; Holderbaum, B.; Kiesow, S. Particulate emissions from diesel engines: Correlation between engine technology and emissions. *J. Occup. Med. Toxicol.* **2014**, *9*, 6. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
33. Jain, S. Exposure to in-vehicle respirable particulate matter in passenger vehicles under different ventilation conditions and seasons. *Sustain. Environ. Res.* **2017**, *27*, 87–94. [[CrossRef](#)]

34. Greenwood, S.J.; Coxon, J.E.; Biddulph, T.; Bennett, J. An Investigation to Determine the Exhaust Particulate Size Distributions for Diesel, Petrol, and Compressed Natural Gas Fuelled Vehicles. In *An Investigation to Determine the Exhaust Particulate Size Distributions for Diesel, Petrol, and Compressed Natural Gas Fuelled Vehicles*; SAE International: 400 Commonwealth Drive: Warrendale, PA, USA, 1996.
35. Graskow, B.R.; Kittelson, D.B.; Ahmadi, M.R.; Morris, J.E. Exhaust Particulate Emissions from a Direct Injection Spark Ignition Engine. In *Exhaust Particulate Emissions from a Direct Injection Spark Ignition Engine*; SAE International: 400 Commonwealth Drive: Warrendale, PA, USA, 1999.
36. Lv, G.; Song, C.; Pan, S.; Gao, J.; Cao, X. Comparison of number, surface area and volume distributions of particles emitted from a multipoint port fuel injection car and a gasoline direct injection car. *Atmos. Pollut. Res.* **2014**, *5*, 753–758. [[CrossRef](#)]
37. Chowdhury, Z.; Zheng, M.; Schauer, J.J.; Sheesley, R.J.; Salmon, L.G.; Cass, G.R.; Russell, A.G. Speciation of ambient fine organic carbon particles and source apportionment of PM 2.5 in Indian cities. *J. Geophys. Res.* **2007**, *112*, 111. [[CrossRef](#)]
38. BAFU. *Feinstaub PM 10: Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen und Massnahmen*; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft: Bern, Switzerland, 2006.
39. Gee, I.L.; Raper, D.W. Commuter exposure to respirable particles inside buses and by bicycle. *Sci. Total Environ.* **1999**, *235*, 403–405. [[CrossRef](#)]
40. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie: Air monitoring network Hessen. 2018. Available online: <https://www.hlnug.de/fileadmin/scripts/recherche/info/FrankfurtFriedbergerLandstr.pdf> (accessed on 24 November 2018).
41. Geiss, O. Exposure to Particulate Matter in Vehicle Cabins of Private Cars. *Aerosol Air Qual. Res.* **2010**, *10*, 581–588. [[CrossRef](#)]
42. Geiss, O.; Tirendi, S.; Barrero-Moreno, J.; Kotzias, D. Investigation of volatile organic compounds and phthalates present in the cabin air of used private cars. *Environ. Int.* **2009**, *35*, 1188–1195. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
43. Boogaard, H.; Borgman, F.; Kamminga, J.; Hoek, G. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmos. Environ.* **2009**, *43*, 4234–4242. [[CrossRef](#)]
44. Briggs, D.J.; de Hoogh, K.; Morris, C.; Gulliver, J. Effects of travel mode on exposures to particulate air pollution. *Environ. Int.* **2008**, *34*, 12–22. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
45. Van Wijnen, J.H.; Verhoeff, A.P.; Jans, H.W.; van Bruggen, M. The exposure of cyclists, car drivers and pedestrians to traffic-related air pollutants. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **1995**, *67*, 187–193. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
46. Kingham, S.; Meaton, J.; Sheard, A.; Lawrenson, O. Assessment of exposure to traffic-related fumes during the journey to work. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **1998**, *3*, 271–274. [[CrossRef](#)]
47. Tartakovsky, L.; Baibikov, V.; Czerwinski, J.; Gutman, M.; Kasper, M.; Popescu, D.; Mark, V.; Zvirin, Y. In-vehicle particle air pollution and its mitigation. *Atmos. Environ.* **2013**, *64*, 320–328. [[CrossRef](#)]
48. Alm, S.; Jantunen, M.J.; Vartiainen, M. Urban commuter exposure to particle matter and carbon monoxide inside an automobile. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* **1999**, *9*, 237–244. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
49. European Union. *Official Journal of the European Union* L 152, 11.06.2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2008.
50. Riediker, M.; Devlin, R.B.; Griggs, T.R.; Herbst, M.C.; Bromberg, P.A.; Williams, R.W.; Cascio, W.E. Cardiovascular effects in patrol officers are associated with fine particulate matter from brake wear and engine emissions. *Part. Fibre Toxicol.* **2004**, *1*, 2. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
51. Gualtieri, G.; Toscano, P.; Crisci, A.; Di Leonardo, S.; Tartaglia, M.; Vagnoli, C.; Zaldei, A.; Gioli, B. Influence of road traffic, residential heating and meteorological conditions on PM10 concentrations during air pollution critical episodes. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **2015**, *22*, 19027–19038. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
52. Dockery, D.W.; Pope, C.A.; Xu, X.; Spengler, J.D.; Ware, J.H.; Fay, M.E.; Ferris, B.G.; Speizer, F. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.* **1993**, *329*, 1753–1759. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
53. Pope, C.A.; Thun, M.J.; Namboodiri, M.M.; Dockery, D.W.; Evans, J.S.; Speizer, F.E.; Heath, C.W., Jr. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* **1995**, *151 Pt 1*, 669–674. [[CrossRef](#)]

54. Miller, F.J.; Gardner, D.E.; Graham, J.A.; Lee, R.E.; Wilson, W.E.; Bachmann, J.D. Size Considerations for Establishing a Standard for Inhalable Particles. *J. Air Pollut. Control Assoc.* **1979**, *29*, 610–615. [[CrossRef](#)]
55. Apte, J.S.; Kirchstetter, T.W.; Reich, A.H.; Deshpande, S.J.; Kaushik, G.; Chel, A.; Marshall, J.D.; Nazaroff, W.W. Concentrations of fine, ultrafine, and black carbon particles in auto-rickshaws in New Delhi, India. *Atmos. Environ.* **2011**, *45*, 4470–4480. [[CrossRef](#)]
56. Muala, A.; Sehlstedt, M.; Bion, A.; Österlund, C.; Bosson, J.A.; Behndig, A.F.; Pourazar, J.; Bucht, A.; Boman, C.; Mudway, I.S.; et al. Assessment of the capacity of vehicle cabin air inlet filters to reduce diesel exhaust-induced symptoms in human volunteers. *Environ. Health* **2014**, *13*, 16. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]



© 2018 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## **8 Darstellung des eigenen Anteils**

### **Janis Dröge**

Entwicklung des Konzepts für die vorliegende Studie: Methodendesign, Ausformulierung der zentralen Fragestellung und Ausdifferenzierung diverserer Problemfelder, Versuchsaufbau, Hintergrundrecherche

Datenerhebung: Anordnung der Messtechnik, begründete Auswahl der Teststrecken und Testzeiten, Durchführung der Testfahrten mit Messung und Videoaufzeichnung

Auswertung: Datenbearbeitung, Visualisierung, Interpretation und Diskussion der Daten

Anfertigung und Einreichung der Publikation

### **Ruth Müller**

Unterstützung bei statistischen und wissenschaftlichen Fragestellungen, Überprüfung des Manuskripts

### **Cristian Scutaru**

Entwicklung der Software zur ortsbezogenen Datenanalyse

### **Markus Braun**

Unterstützung bei technischen Fragestellungen, Überprüfung des Manuskripts

**David A. Groneberg**

Entwicklung der übergreifenden wissenschaftlichen Fragestellung der Studie,  
Entwicklung einer Messplattform zur zentralen Fragestellung

Bereitstellung der instrumentellen Analytik und anderer technischer Mittel

Überprüfung des Manuskripts

## 9 Literaturverzeichnis

1. EPA. Research on Health and Environmental Effects of Air Quality. 2017. <https://www.epa.gov/air-research/research-health-and-environmental-effects-air-quality>. Accessed April 21, 2017.
2. Thorpe A, Harrison RM. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Sci Total Environ*. 2008;400(1-3):270-282. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.007.
3. Marcazzan GM, Vaccaro S, Valli G, Vecchi R. Characterisation of PM10 and PM2.5 particulate matter in the ambient air of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*. 2001;35(27):4639-4650. doi:10.1016/S1352-2310(01)00124-8.
4. Kaur S, Nieuwenhuijsen MJ, Colville RN. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmospheric Environment*. 2007;41(23):4781-4810. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.02.002.
5. Uibel S, Scutaru C, Mueller D, et al. Mobile air quality studies (MAQS) in inner cities: Particulate matter PM10 levels related to different vehicle driving modes and integration of data into a geographical information program. *J Occup Med Toxicol*. 2012;7(1):20. doi:10.1186/1745-6673-7-20.
6. Groneberg JDA, Scutaru C, Lauks M, et al. *Mobile Air Quality Studies (MAQS) - an international project*. Frankfurt am Main: Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg; 2010.
7. Weijers E. Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit. *Atmospheric Environment*. 2004;38(19):2993-3002. doi:10.1016/j.atmosenv.2004.02.045.
8. Gulliver J, Briggs DJ. Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. *Atmospheric Environment*. 2004;38(1):1-8. doi:10.1016/j.atmosenv.2003.09.036.
9. Praml G, Schierl R. Dust exposure in Munich public transportation: A comprehensive 4-year survey in buses and trams. *International Archives of Occupational and Environmental Health*. 2000;73(3):209-214. doi:10.1007/s004200050029.
10. Geiss O. Exposure to Particulate Matter in Vehicle Cabins of Private Cars. *Aerosol Air Qual. Res*. 2010. doi:10.4209/aaqr.2010.07.0054.

11. Charron A, Harrison RM, Quincey P. What are the sources and conditions responsible for exceedences of the 24h PM<sub>10</sub> limit value (50µgm<sup>-3</sup>) at a heavily trafficked London site? *Atmospheric Environment*. 2007;41(9):1960-1975. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.10.041.
12. Air Quality Expert Group. *particulate matter in the United Kingdom*. London: Defra; 2005.
13. Auchincloss AH, Diez Roux AV, Dvorchak JT, et al. Associations between recent exposure to ambient fine particulate matter and blood pressure in the Multi-ethnic Study of Atherosclerosis (MESA). *Environ Health Perspect*. 2008;116(4):486-491. doi:10.1289/ehp.10899.
14. Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C, et al. Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: Results from time series data from the APHEA project. *BMJ*. 1997;314(7095):1658. doi:10.1136/bmj.314.7095.1658.
15. Delfino RJ, Zeiger RS, Seltzer JM, Street DH. Symptoms in Pediatric Asthmatics and Air Pollution: Differences in Effects by Symptom Severity, Anti-Inflammatory Medication Use and Particulate Averaging Time. *Environ Health Perspect*. 1998;106(11):751. doi:10.2307/3434265.
16. Michaels RA, Kleinman MT. Incidence and Apparent Health Significance of Brief Airborne Particle Excursions. *Aerosol Science and Technology*. 2000;32(2):93-105. doi:10.1080/027868200303803.
17. Pope CA3, Burnett RT, Thun MJ, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*. 2002;287(9):1132-1141.
18. Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA3, et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*. 2010;121(21):2331-2378. doi:10.1161/CIR.0b013e3181d8e1e1.
19. Dejmek J, Selevan SG, Benes I, Solansky I, Sram RJ. Fetal growth and maternal exposure to particulate matter during pregnancy. *Environ Health Perspect*. 1999;107(6):475-480.
20. Creason J, Neas L, Walsh D, et al. Particulate matter and heart rate variability among elderly retirees: the Baltimore 1998 PM study. *J Expo Anal Environ Epidemiol*. 2001;11(2):116-122.



21. Liao D, Creason J, Shy C, Williams R, Watts R, Zweidinger R. Daily Variation of Particulate Air Pollution and Poor Cardiac Autonomic Control in the Elderly. *Environ Health Perspect.* 1999;107(7):521. doi:10.2307/3434393.
22. Williams R, Creason J, Zweidinger R, Watts R, Sheldon L, Shy C. Indoor, outdoor, and personal exposure monitoring of particulate air pollution: The Baltimore elderly epidemiology-exposure pilot study. *Atmospheric Environment.* 2000;34(24):4193-4204. doi:10.1016/S1352-2310(00)00209-0.
23. Umweltbundesamt. Air monitoring networks: Station Database of the Environmental Agency 2017. <http://www.env-it.de/stationen/public/language.do;jsessionid=301985B5B53A47A60F18CE16DCEDC92E?language=en>. Accessed September 11, 2017.
24. MID. *Mobilität in Deutschland 2008: Ergebnisbericht Struktur – Aufkommen – Emissionen – Trends*. Bonn, Berlin; 2010. [http://www.mobilitaet-in-deutschland.de/pdf/infas\\_MiD2008\\_Abschlussbericht\\_I.pdf](http://www.mobilitaet-in-deutschland.de/pdf/infas_MiD2008_Abschlussbericht_I.pdf). Accessed June 27, 2017.
25. Krzyzanowski M. *Health effects of transport-related air pollution: Summary for policy makers*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2005.
26. Wichmann J, Janssen N, Vanderzee S, Brunekreef B. Traffic-related differences in indoor and personal absorption coefficient measurements in Amsterdam, the Netherlands. *Atmospheric Environment.* 2005;39(38):7384-7392. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.09.015.
27. van Roosbroeck S, Hoek G, Meliefste K, Janssen NAH, BRUNEKREEF B. Validity of Residential Traffic Intensity as an Estimate of Long-Term Personal Exposure to Traffic-Related Air Pollution among Adults. *Environ. Sci. Technol.* 2008;42(4):1337-1344. doi:10.1021/es0712827.
28. Zensus. *Kreisfreie Städte und Landkreise nach Fläche und Bevölkerung auf Grundlage des ZENSUS 2011 und Bevölkerungsdichte*; Statistisches Bundesamt: Wiesbaden, Germany, 2011. [https://www.destatis.de/DE/Methoden/Zensus\\_/Zensus.html](https://www.destatis.de/DE/Methoden/Zensus_/Zensus.html). Accessed June 28, 2017.
29. Gugamsetty B. Source Characterization and Apportionment of PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>0.1</sub> by Using Positive Matrix Factorization. *Aerosol Air Qual. Res.* 2012. doi:10.4209/aaqr.2012.04.0084.

30. Kittelson DB, Watts WF, Johnson JP. Nanoparticle emissions on Minnesota highways. *Atmospheric Environment*. 2004;38(1):9-19. doi:10.1016/j.atmosenv.2003.09.037.
31. Fiebig M, Wiartalla A, Holderbaum B, Kiesow S. Particulate emissions from diesel engines: Correlation between engine technology and emissions. *J Occup Med Toxicol*. 2014;9(1):6. doi:10.1186/1745-6673-9-6.
32. Jain S. Exposure to in-vehicle respirable particulate matter in passenger vehicles under different ventilation conditions and seasons. *Sustainable Environment Research*. 2017;27(2):87-94. doi:10.1016/j.serj.2016.08.006.
33. Greenwood SJ, Coxon JE, Biddulph T, Bennett J. An Investigation to Determine the Exhaust Particulate Size Distributions for Diesel, Petrol, and Compressed Natural Gas Fuelled Vehicles. In: SAE International400 Commonwealth Drive, Warrendale, PA, United States; 1996. SAE Technical Paper Series.
34. Graskow BR, Kittelson DB, Ahmadi MR, Morris JE. Exhaust Particulate Emissions from a Direct Injection Spark Ignition Engine. In: SAE International400 Commonwealth Drive, Warrendale, PA, United States; 1999. SAE Technical Paper Series.
35. Lv G, Song C, Pan S, Gao J, Cao X. Comparison of number, surface area and volume distributions of particles emitted from a multipoint port fuel injection car and a gasoline direct injection car. *Atmospheric Pollution Research*. 2014;5(4):753-758. doi:10.5094/APR.2014.084.
36. Chowdhury Z, Zheng M, Schauer JJ, et al. Speciation of ambient fine organic carbon particles and source apportionment of PM 2.5 in Indian cities. *J. Geophys. Res.* 2007;112(D15):111. doi:10.1029/2007JD008386.
37. BAFU. *Feinstaub PM 10: Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen und Massnahmen*; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft: Bern, Switzerland, 2006. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/chemikalien/schadstoffglossar-shift/feinstaub--pm10-.html>. Accessed April 21, 2017.
38. Gee IL, Raper DW. Commuter exposure to respirable particles inside buses and by bicycle. *Sci Total Environ*. 1999;235(1-3):403-405. doi:10.1016/S0048-9697(99)00247-8.

39. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie: Air monitoring network Hessen 2018.  
<http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/luft/messstationen/messstellenbeschreibung.pdf>. Accessed November 24, 2018.
40. Geiss O, Tirendi S, Barrero-Moreno J, Kotzias D. Investigation of volatile organic compounds and phthalates present in the cabin air of used private cars. *Environ Int.* 2009;35(8):1188-1195. doi:10.1016/j.envint.2009.07.016.
41. Boogaard H, Borgman F, Kamminga J, Hoek G. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environment.* 2009;43(27):4234-4242.  
doi:10.1016/j.atmosenv.2009.05.035.
42. Briggs DJ, Hoogh Kd, Morris C, Gulliver J. Effects of travel mode on exposures to particulate air pollution. *Environ Int.* 2008;34(1):12-22.  
doi:10.1016/j.envint.2007.06.011.
43. van Wijnen JH, Verhoeff AP, Jans HW, van Bruggen M. The exposure of cyclists, car drivers and pedestrians to traffic-related air pollutants. *International Archives of Occupational and Environmental Health.* 1995;67(3):187-193.
44. Kingham S, Meaton J, Sheard A, Lawrenson O. Assessment of exposure to traffic-related fumes during the journey to work. *Transportation Research Part D: Transport and Environment.* 1998;3(4):271-274. doi:10.1016/S1361-9209(98)00005-4.
45. Tartakovsky L, Baibikov V, Czerwinski J, et al. In-vehicle particle air pollution and its mitigation. *Atmospheric Environment.* 2013;64:320-328.  
doi:10.1016/j.atmosenv.2012.10.003.
46. Alm S, Jantunen MJ, Vartiainen M. Urban commuter exposure to particle matter and carbon monoxide inside an automobile. *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 1999;9(3):237-244.
47. *Official Journal of the European Union L 152, 11.06.2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.* Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2008. EDC collection.
48. Riediker M, Devlin RB, Griggs TR, et al. Cardiovascular effects in patrol officers are associated with fine particulate matter from brake wear and

- engine emissions. *Part Fibre Toxicol.* 2004;1(1):2. doi:10.1186/1743-8977-1-2.
49. Gualtieri G, Toscano P, Crisci A, et al. Influence of road traffic, residential heating and meteorological conditions on PM10 concentrations during air pollution critical episodes. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2015;22(23):19027-19038. doi:10.1007/s11356-015-5099-x.
50. Dockery DW, Pope CA3, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med.* 1993;329(24):1753-1759. doi:10.1056/NEJM199312093292401.
51. Pope CA3, Thun MJ, Namboodiri MM, et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med.* 1995;151(3 Pt 1):669-674. doi:10.1164/ajrccm/151.3\_Pt\_1.669.
52. Miller FJ, Gardner DE, Graham JA, Lee RE, Wilson WE, Bachmann JD. Size Considerations for Establishing a Standard for Inhalable Particles. *Journal of the Air Pollution Control Association.* 1979;29(6):610-615. doi:10.1080/00022470.1979.10470831.
53. Apte JS, Kirchstetter TW, Reich AH, et al. Concentrations of fine, ultrafine, and black carbon particles in auto-rickshaws in New Delhi, India. *Atmospheric Environment.* 2011;45(26):4470-4480. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.05.028.
54. Muala A, Sehlstedt M, Bion A, et al. Assessment of the capacity of vehicle cabin air inlet filters to reduce diesel exhaust-induced symptoms in human volunteers. *Environ Health.* 2014;13(1):16. doi:10.1186/1476-069X-13-16.

## 10 Anhang

10.1 Weitere Publikationen im Bereich Luftqualität, die am Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin Frankfurt am Main angefertigt wurden:

Dröge, J. und Groneberg, D.A (2017): Kohlenmonoxid. In: Simone Schmitz-Spanke, Thomas Nessler, Stephan Letzel und Dennis Nowak (Hg.): Umweltmedizin. Neue Erkenntnisse aus Wissenschaft und Praxis. Landsberg am Lech: Ecomed Medizin, S. 219–227.

Dröge, J. und Groneberg, D.A (2017): Stickoxide. In: Simone Schmitz-Spanke, Thomas Nessler, Stephan Letzel und Dennis Nowak (Hg.): Umweltmedizin. Neue Erkenntnisse aus Wissenschaft und Praxis. Landsberg am Lech: Ecomed Medizin, S. 243–253.

10.2 Weitere Publikationen

Bierbach, D.; Penshorn, M.; Hamfler, S.; Herbert, D. B.; Appel, J.; Meyer, P. et al. (2013): Gradient Evolution of Body Colouration in Surface- and Cave-Dwelling *Poecilia mexicana* and the Role of Phenotype-Assortative Female Mate Choice. In: *BioMed Research International* 2013 (8), S. 1–15.

## 11 Schriftliche Erklärung

Ich erkläre ehrenwörtlich, dass ich die dem Fachbereich Medizin der Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main zur Promotionsprüfung eingereichte Dissertation mit dem Titel

Mobile Measurements of Particulate Matter in a Car Cabin: Local Variations, Contrasting Data from Mobile versus Stationary Measurements and the Effect of an Opened versus a Closed Window

in dem Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin unter Betreuung und Anleitung von Prof. Dr. rer. nat. Ruth Müller mit Unterstützung durch Prof. Dr. med. David Groneberg ohne sonstige Hilfe selbst durchgeführt und bei der Abfassung der Arbeit keine anderen als die in der Dissertation angeführten Hilfsmittel benutzt habe. Darüber hinaus versichere ich, nicht die Hilfe einer kommerziellen Promotionsvermittlung in Anspruch genommen zu haben.

Ich habe bisher an keiner in- oder ausländischen Universität ein Gesuch um Zulassung zur Promotion eingereicht. Die vorliegende Arbeit wurde bisher nicht als Dissertation eingereicht.

Vorliegende Ergebnisse der Arbeit wurden in folgendem Publikationsorgan veröffentlicht:

Janis Dröge, Ruth Müller, Cristian Scutaru, Markus Braun, David A. Groneberg, International Journal of Environmental Research and Public Health 2018, 15(12), 2642; DOI: 10.3390/ijerph15122642

---

(Ort, Datum)

---

(Unterschrift)