

# **Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen**

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**Verkehrstechnik Heft V 174**

**bast**

# **Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen**

Ingo Düring  
Achim Lohmeyer  
Antje Moldenhauer

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG., Karlsruhe und Dresden

Wolfram Knörr  
Frank Kutzner

ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH, Heidelberg

Udo J. Becker  
Falk Richter  
Wolfram Schmidt

TU Dresden, Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**Verkehrstechnik Heft V 174**

**bast**

Die Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht ihre Arbeits- und Forschungsergebnisse in der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen**. Die Reihe besteht aus folgenden Unterreihen:

A - Allgemeines  
B - Brücken- und Ingenieurbau  
F - Fahrzeugtechnik  
M - Mensch und Sicherheit  
S - Straßenbau  
V - Verkehrstechnik

Es wird darauf hingewiesen, dass die unter dem Namen der Verfasser veröffentlichten Berichte nicht in jedem Fall die Ansicht des Herausgebers wiedergeben.

Nachdruck und photomechanische Wiedergabe, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung der Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Die Hefte der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen** können direkt beim Wirtschaftsverlag NW, Verlag für neue Wissenschaft GmbH, Bgm.-Smidt-Str. 74-76, D-27568 Bremerhaven, Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0, bezogen werden.

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in Kurzform im Informationsdienst **BAST-Info** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos abgegeben; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

## Impressum

**Bericht zum Forschungsprojekt FE 02.265/2005/LRB:**  
Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf PMx-Belastungen an Straßen

### Projektbetreuung

Anja Baum

### Herausgeber

Bundesanstalt für Straßenwesen  
Brüderstraße 53, D-51427 Bergisch Gladbach  
Telefon: (0 22 04) 43 - 0  
Telefax: (0 22 04) 43 - 674

### Redaktion

Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit

### Druck und Verlag

Wirtschaftsverlag NW  
Verlag für neue Wissenschaft GmbH  
Postfach 10 11 10, D-27511 Bremerhaven  
Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0  
Telefax: (04 71) 9 45 44 77  
Email: [vertrieb@nw-verlag.de](mailto:vertrieb@nw-verlag.de)  
Internet: [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de)

ISSN 0943-9331  
ISBN 978-3-86509-874-0

Bergisch Gladbach, Oktober 2008

## Kurzfassung – Abstract

### **Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen**

Auf Basis von Immissionsmessdaten an 8 Straßenabschnitten wurde die Wirkung von potenziellen PM<sub>10</sub>-Minderungsmaßnahmen (Temporeduzierung, Verbesserung des Verkehrsflusses, Verbesserung des Fahrbahnzustandes) bzw. der Einfluss meteorologischer Parameter auf die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen bzw. -Emissionen untersucht.

Der Einfluss von Straßenoberflächenänderungen auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen konnte im Feldversuch an der Lützner Straße in Leipzig, an der Berliner Straße in Nauen und an der Bergstraße in Erfurt untersucht werden.

Es konnte festgestellt werden, dass durch die Sanierung von im Sinne der PM<sub>10</sub>-Emissionsmodellierung schlechten Fahrbahnen und Gehwegen an allen drei untersuchten Straßen eine PM<sub>10</sub>-Minderung abgeleitet werden konnte. Die höchste PM<sub>10</sub>-Minderung wurde an der Berliner Straße in Nauen festgestellt. Diese war dort für den nicht motorbedingten Anteil der PM<sub>10</sub>-Emissionen ca. 2.6-mal höher als an der Lützner Straße und ca. 3-mal höher als an der Bergstraße in Erfurt. Die Höhe der absoluten Minderung ist wahrscheinlich von weiteren Randbedingungen (Ausgangszustand, Fahrzeuggeschwindigkeit, Längsneigung) abhängig. Weiterführende Auswertungen, insbesondere für die Bergstraße in Erfurt, werden deshalb dringend empfohlen.

Der Einfluss eines Tempolimits auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen konnte im Feldversuch an der Schildhornstraße in Berlin untersucht werden. Dort wurde eine Geschwindigkeitsbeschränkung von 50 km/h auf 30 km/h mit gleichzeitiger Radarüberwachung eingerichtet.

Es konnte eine Reduktion an Werktagen durch den Übergang von einer T50-Signalisierung zu einer T30-Signalisierung mit Radarüberwachung bei weiterhin gleichmäßigem Verkehrsfluss von ca. 2 pg/m<sup>3</sup> (ca. 15 bis 27 % der PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung) abgeleitet werden. Für Ruß und NO<sub>x</sub> ergaben sich keine relevanten Abnahmen.

Der Einfluss eines normgerechten Ausbaus einer innerstädtischen Bundesstraße mit Einrichtung einer „Grünen Welle“ auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen konnte im Feldversuch an der Bergstraße in Dresden untersucht werden. Dabei konnte nachgewiesen werden, dass sich der Verkehrsfluss nach dem Ausbau in beiden Richtungen deutlich verbessert hat. Stadtauswärts war vor dem Ausbau ein mäßiger Verkehrsfluss (Verkehrssituation nach Handbuch für Emissionsfaktoren = LSA2), stadteinwärts ein schlechter Verkehrsfluss (10\_Kern) zu verzeichnen gewesen. Nach dem Ausbau funktioniert stadtauswärts die Grüne Welle (HVS2), stadteinwärts gibt es Haltezeiten an den Lichtsignalanlagen, die den Verkehrsfluss im Allgemeinen nur gering beeinträchtigen (HVS2, LSA2). Die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten lagen im Bereich der Messstelle vor dem Ausbau bei ca. 30 km/h und nach dem Ausbau bei über 40 km/h. Das bedeutet aber nicht, dass im Zustand vor dem Ausbau konstant mit 30 km/h gefahren wurde. Wie die Perzentile (Q75, Q90) der Fahrzeuggeschwindigkeiten zeigen, fuhren die Fahrzeuge, falls sie nicht durch die LSA im Verkehrsfluss behindert wurden, vor dem Ausbau im Mittel Geschwindigkeiten um ca. 40 bis 45 km/h, nach dem Ausbau ca. 45 bis 50 km/h. Es konnte eine PM<sub>10</sub>-Reduktion durch Verbesserung des Verkehrsflusses (Grüne Welle) trotz höherer Fahrzeuggeschwindigkeiten von ca. 3 pg/m<sup>3</sup> (ca. 35 % der PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung) abgeleitet werden.

Umfangreiche Datenauswertungen konnten für die B 10 bei Karlsruhe, die Merseburger Straße in Halle und den Jagtvej in Kopenhagen in Verbindung mit jeweils repräsentativen Hintergrundmessstellen durchgeführt werden. Es konnten erwartungsgemäß deutliche Abhängigkeiten der PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Konzentrationen von meteorologischen Parametern beobachtet werden. Dabei gibt es aber auch eine Vielzahl von Korrelationen der meteorologischen Kenngrößen untereinander, sodass aus der tendenziellen Abhängigkeit der Partikelbelastung von einer meteorologischen Kenngröße unmittelbar nicht auf dessen Ursache/Wirkungsbeziehung geschlossen werden kann.

Die stärksten meteorologischen Einflüsse auf die PM10-Gesamtbelastungen gehen von den vertikalen Austauschbedingungen (Indikator war hier z. B. der vertikale Temperaturgradient), von der Anzahl niederschlagsloser Tage seit dem letzten Niederschlagsereignis und der Windgeschwindigkeit aus.

Die stärksten meteorologischen Einflüsse auf die PM10-Zusatzbelastungen gehen von der Windgeschwindigkeit- und -richtung sowie von den Temperaturen aus.

Bei den PM10-Emissionsfaktoren zeichnet sich z. B. an der Merseburger Straße für die Werktage mit Niederschlag im Mittel ein ca. 30 % geringerer Wert ab als an den trockenen Werktagen. Diese Abnahme ist signifikant. Die PM10-Emissionsfaktoren an den ersten drei trockenen Tagen nach einem Niederschlagsereignis sind gleich, zeigen also keine Zunahme mit andauernder Trockenheit. Bei den PM2.5-Emissionen ist dieser Minderungseffekt durch Niederschlag nicht zu verzeichnen.

Eine Bindung des Staubes im Straßenraum bei hoher Luftfeuchtigkeit konnte nicht festgestellt werden.

Während die PM2.5-Emissionsfaktoren (weitestgehend Motoremissionen) unabhängig von der Jahreszeit sind, nimmt die Emission der Partikelfraktion PM2.5 bis PM10 im Winterhalbjahr deutlich (über 100 %) zu. Ursachen könnten das Einbringen von Streugut und vermehrte Schmutzeinträge auf die Straße sein. Im Winterhalbjahr sind auch die PM10-Emissionsfaktoren, wie erwartet, von den Austauschbedingungen unabhängig und liegen jeweils deutlich (Faktor zwei) höher als im Sommerhalbjahr. Dieser Anstieg der PM10-Emissionen unter winterlichen Bedingungen könnte auch erklären, warum die PM10-Emissionsfaktoren im Unterschied zu PM2.5 bei niedrigen Tagesmitteltemperaturen deutlich höher sind als bei hohen Temperaturen. Der hohe Anstieg der PM10-Konzentrationen während (winterlicher) austauscharmer Inversionswetterlagen könnte somit sowohl von den schlechten Austauschbedingungen als auch von deutlich höheren nicht motorbedingten PM10-Emissionen beeinflusst sein.

Am Jagtvej konnten mittels Sensor auch die Höhe des Wasserstandes auf der Fahrbahn untersucht werden. Hierbei konnte festgestellt werden, dass der Wasserstand auf der Straße die Höhe der PM10-Zusatzbelastungen und die der PM10-Emissionen beeinflusst. Nach einem Regenereignis trocknet die Fahrbahn des Jagtvej im Sommer im Mittel nach ca. 7 Stunden komplett ab. Ein Minderungseffekt in den Emissionen ist im Mittel ca. 3 bis 5 Stunden nach dem Regenereignis zu beobachten.

Es konnte am Jagtvej keine Abhängigkeit des Quotienten der PM10- und NO-Zusatzbelastungen, als Maß für PM10-spezifische Emissionsverhältnisse, von der Windgeschwindigkeit bei trockener Fahrbahn festgestellt werden.

Derzeit laufen in parallelen Forschungsprojekten weitere Arbeiten, um den Erkenntnisstand bei der PM10-Emissionsmodellierung bzw. bei der Bewertung von Minderungsmaßnahmen zu erhöhen. Es sollte einer separaten Auswertung vorbehalten sein, aus all diesen neuen Forschungsprojekten die Schlussfolgerungen für die zukünftige PM10-Modellierung zu ziehen.

### **Influence of road conditions, vehicle speed and meteorological parameters on the PMx concentrations near roads**

On the basis field measurements of concentrations near 8 roads, the potential effect of PM10 reduction measures (improving road surface, upgrading of road, speed reduction, improving traffic flow) and the influence of meteorological parameters on the PM10 emissions and concentrations was analyzed.

The influence of road surface improvements on the PMx concentrations could be investigated at Lützner Strasse in Leipzig, Berliner Strasse in Nauen and Bergstrasse in Erfurt. It was observed that by the renewal of bad road surfaces and adjacent pedestrian walkways, bad in the sense of PM10 emissions, at all three roads a PM10 reduction could be observed. The highest PM10 reduction was found at Berliner Strasse in Nauen. There, the reduction for the additional street concentration was  $14\mu\text{g}/\text{m}^3$  i.e. approximately 60%, the non exhaust share of the PM10 emissions went down to about 1/3, that was much higher than at Lützner Strasse or at Bergstrasse in Erfurt. The amount of the reduction is probably dependent on the boundary conditions as for example baseline condition (state of the road before the improvement), vehicle

speed and slope of the road. Further evaluations, especially for Bergstrasse in Erfurt, are therefore strongly recommended. Hint: The additional (road) concentration is the concentration caused by the road under consideration, i.e. the monitored "total concentration" at the road minus the regional and local background concentration, monitored at a station outside the direct influence of the road under consideration or of other roads.

The influence of a speed limit on the PM<sub>x</sub> concentrations could be investigated by measurements at Schildhornstrasse in Berlin. There the speed limit was reduced from 50km/h to 30km/h with simultaneous radar supervision. By this measure, maintaining the smooth traffic flow conditions, a reduction during working days of about 2 pg/m<sup>3</sup> i.e. approximately 15 to 27% of the PM<sub>10</sub> additional road concentration can be derived. For soot and NO<sub>x</sub> no relevant reductions were noted.

The influence of an upgrading of an urban road to Standard Federal Road Conditions with establishment of a "green wave" on the PM<sub>x</sub> concentrations could be investigated by at Bergstrasse in Dresden. The traffic flow after the upgrading has improved significantly in both directions. For the direction out of the city (into the city) before the upgrading, the flow of traffic was reported to be with medium (strong) jamming. After the upgrading, the Green Wave works well for the out of town direction (minor jamming), in the downtown direction there are delays at the traffic lights, but in general with only slight effects on the traffic flow. At the location of the monitoring station the average vehicle speed before the upgrading was in the range of 30km/h, after the expansion more than 40km/h. That does not mean, however, that before the upgrading the vehicle speed was permanently 30 km/h. As the percentiles (Q75, Q90) of the vehicle speeds show, the vehicles drove, if not hindered by the traffic lights, before the upgrading with mean speeds of 40 to 45km/h, after upgrading with 45 to 50km/h. By improving the traffic flow (Green Wave) despite higher vehicle speeds, a PM<sub>10</sub> reduction of about 3pg/m<sup>3</sup>, i.e. approximately 35% of the PM<sub>10</sub> additional road concentration, can be derived.

Concerning the influence of meteorological parameters, extensive data analysis were executed for the road B 10 near the city of Karlsruhe, for Merseburger Strasse in the city of Halle and for Jagtvej in Copenhagen, all incorporating the results of the representative background monitoring stations. As expected, clear dependencies of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations on the meteorological parameters were observed. As there are a large number of correlations among the meteorological parameters themselves, the dependence of particle concentrations on the single meteorological parameters is not directly indicated. The strongest meteorological influences on the PM<sub>10</sub> total concentrations come from the vertical atmospheric exchange conditions (indicator was here, for example, the vertical temperature gradient), the number of days without precipitation since the last rainfall event and the wind speed. The strongest meteorological influences on the PM<sub>10</sub> additional concentrations come from the wind speed and direction as well as the ambient temperature.

The PM<sub>10</sub> emission factors e.g. for Merseburger Strasse during working days with precipitation show approximately a 30% lower mean value than for dry days. This reduction is significant. The PM<sub>10</sub> emission factors during the first three dry days after a precipitation event are equal, showing no increase with the ongoing drought. As expected, the measurements did not show a PM<sub>2.5</sub> emission factor reduction as an effect of rainfall.

While the PM<sub>2.5</sub> emission factors (largely engine (exhaust) emissions) are independent of the season, the emission of the PM<sub>2.5</sub> to PM<sub>10</sub> particles group (mostly consisting of non-exhaust emissions) increases significantly in the winter half of the year (over 100%). Causes could be the use of sand/salt as antiskid treatment and increased input of dirt on the road. In the winter half of the year the PM<sub>10</sub> emission factors, as expected, are independent from the atmospheric exchange conditions and they are significantly (a factor of two) higher than in the summer half of the year. This increase in PM<sub>10</sub> emissions under winter conditions could also explain why the PM<sub>10</sub> emission factors, in contrast to PM<sub>2.5</sub>, are much higher at lower daily average temperatures than at high temperatures. The strong increase in PM<sub>10</sub> concentrations during low (winter) atmospheric inversion layers could thus both be caused by the reduced exchange conditions as well as the significantly higher non exhaust PM<sub>10</sub> emissions. Hint: Total emission = direct exhaust emission + non exhaust emission (road abrasion, tire wear, road dust re-suspension).

On Jagtvej, also the height of the water level on the road could to be monitored by a sensor. This water level on the road was found to influence the PM10 concentrations. After a summer rain event the surface of Jagtvej dries completely after a mean time of about 7 hours. A reduction of emissions can be watched for an average of 3 to 5 hours after the end of the rainfall. At Jagtvej, for dry roadway conditions, the ratio of PM10 to NO<sub>x</sub> additional concentrations, as a measure of PM10 emission-specific conditions, was independent from the wind speed.

Presently, in several research projects further work is done to improve the PM10 emission modeling and the assessment of mitigation measures. It is reserved to a separate evaluation to draw the conclusions from all these new results for advanced PM10 modeling.

**Teil A1:**

**Einfluss des Straßenzustandes  
auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen**

Ingo Düring  
Achim Lohmeyer  
Antje Moldenhauer

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG  
Karlsruhe und Dresden



---

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>AUFGABENSTELLUNG</b> .....	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>VORGEHENSWEISE</b> .....	<b>14</b>
	2.1 Literaturoauswertung .....	14
	2.2 Datenrecherche .....	14
	2.3 Berechnung der motorbedingten Emissionen .....	14
	2.3.1 Aktualisierung der Flottenzusammensetzung .....	16
	2.3.2 Einfluss der geänderten Flottenzusammensetzung auf die Emissionen .....	20
	2.3.3 PKW-Flottenzusammensetzung an den Messorten.....	22
	2.3.4 Ergänzung der Emissionsfaktoren.....	22
	2.4 Ermittlung Verkehrssituationen .....	26
	2.5 Datenauswertung.....	27
<b>3</b>	<b>STAND DER WISSENSCHAFTLICHEN ERKENNTNISSE</b> .....	<b>28</b>
	3.1 Ausgangssituation .....	28
	3.2 Literaturrecherche.....	29
	3.3 Einfluss des Straßenzustandes auf die PM <sub>x</sub> -Belastung an Straßen.....	30
	3.3.1 Fahrbahnoberflächen .....	30
	3.3.2 Einwirkungen auf die Fahrbahnoberfläche .....	32
	3.3.3 Eigenschaften von Fahrbahnoberflächen .....	33
	3.3.4 Zeitliche Entwicklung des Zustandes von Fahrbahnoberflächen.....	35
	3.3.5 Einfluss des Straßenzustandes auf die PM <sub>x</sub> -Emissionen.....	38
<b>4</b>	<b>ZUSAMMENSTELLUNG DER DATENSÄTZE</b> .....	<b>42</b>
	4.1 Lützner Straße in Leipzig.....	42
	4.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	42
	4.1.2 Datenverfügbarkeit .....	44
	4.2 Berliner Straße in Nauen .....	48
	4.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	48

---

4.2.2 Datenverfügbarkeit .....	51
4.3 Bergstraße in Erfurt .....	53
4.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	53
4.3.2 Datenverfügbarkeit .....	56
<b>5 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER LÜTZNER STRASSE.....</b>	<b>58</b>
5.1 Bestimmung der Fahrzeuggeschwindigkeiten und der Verkehrssituation .....	59
5.1.1 Allgemeines.....	59
5.1.2 Verkehrssituationen.....	59
5.1.3 Fahrzeuggeschwindigkeiten .....	62
5.1.4 Verkehrsstärken .....	65
5.2 Auswertung der Immissionsdaten.....	67
5.2.1 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation während der Bauphase .....	69
5.2.2 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation nach der Sanierung .....	72
5.3 Bestimmung der Emissionsfaktoren .....	82
<b>6 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER BERLINER STRASSE .....</b>	<b>84</b>
6.1 Ausgangssituation .....	84
6.2 Auswertung der Immissionsdaten.....	84
<b>7 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER BERGSTRASSE IN ERFURT ....</b>	<b>95</b>
7.1 Bestimmung der Fahrzeuggeschwindigkeiten und der Verkehrssituation .....	95
7.1.1 Allgemeines.....	95
7.1.2 Verkehrssituationen.....	95
7.1.3 Fahrzeuggeschwindigkeiten .....	98
7.1.4 Verkehrsstärken .....	98
7.2 Auswertung der Immissionsdaten.....	100
7.2.1 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation während der Bauphase .....	106
7.2.2 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation nach der Sanierung .....	108

---

7.3 Bestimmung der Emissionsfaktoren .....	117
<b>8 ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>120</b>
8.1 Einfluss des Straßenzustandes und des Fahrbahnmaterials .....	120
8.2 Abgeleitete Emissionsfaktoren.....	125
<b>9 LITERATUR .....</b>	<b>127</b>
<b>A N H A N G A1: CHARAKTERISIERUNG DES STRASSENZUSTANDES IM SINNE DER PM10-EMISSIONSMODELLIERUNG .....</b>	<b>135</b>

Hinweise:

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

## **ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN**

### **Emission / Immission**

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug oder anderen Emittenten ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist  $\mu\text{g}$  (oder  $\text{mg}$ ) Schadstoff pro  $\text{m}^3$  Luft.

### **Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung**

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  oder  $\text{mg}/\text{m}^3$  angegeben.

### **Grenzwerte / Vorsorgewerte**

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen, die nicht überschritten werden dürfen, siehe z.B. Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

### **Jahresmittelwert / 98-Perzentilwert / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)**

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngößen Jahresmittelwert, 98-Perzentilwert und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration. Der Gesetzgeber hat deshalb zusätzlich

zum Jahresmittelwert z.B. den so genannten 98-Perzentilwert (oder 98-Prozent-Wert) der Konzentrationen eingeführt. Das ist derjenige Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird.

Die Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (22. BImSchV) fordert die Einhaltung weiterer Kurzzeitwerte in Form des Stundenmittelwertes der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen von 200 µg/m<sup>3</sup>, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 µg/m<sup>3</sup>, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der 98-Perzentil- bzw. Jahresmittelwerte. Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

### **Verkehrssituation**

Emissionen und Kraftstoffverbrauch der Kraftfahrzeuge (Kfz) hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten ab, das durch unterschiedliche Betriebszustände wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit, Bremsverzögerung etc. charakterisiert ist. Das typische Fahrverhalten kann zu so genannten Verkehrssituationen zusammengefasst werden. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad, Vorfahrtregelung etc. charakterisiert. In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ sind für verschiedene Verkehrssituationen Angaben über Schadstoffemissionen angegeben.

### **Feinstaub / PM10**

Mit Feinstaub bzw. PM10 werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.

## 1 AUFGABENSTELLUNG

Wesentliche Grundlagen für technische Verbesserungen und Minderungen von Emissionen durch den Straßenverkehr und für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen im Rahmen von Genehmigungsverfahren sind Kenntnisse der Emissionsprozesse und deren Beitrag zu den Gesamt-PM10-Emissionen und -Immissionen. Die Emissionsprozesse lassen sich in Feinstaubquellen (<PM2.5, im Wesentlichen Auspuffpartikel) und Grobstaubquellen (im Wesentlichen PM2.5-10, Abriebe und Resuspension) aufteilen. Meteorologische Größen können sowohl auf die Ausbreitungsbedingungen (Immissionen) aber auch auf die Emissionsbedingungen wirken. Der Straßenzustand wird eher nur auf die Emissionsbedingungen Einfluss haben. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten wiederum auf die Emission aber auch auf die Ausbreitung (fahrzeugerzeugte Turbulenz).

Das Gesamtziel dieses Forschungsprojektes besteht darin, die Kenntnisse auf dem Gebiet der straßenverkehrsbedingten PM10-Emissionen und -Immissionen, in Abhängigkeit von relevanten Einflussgrößen wie Meteorologie (Feuchte, Strahlung, Temperatur, Niederschlag, Windverhältnisse), Straßenzustand sowie Fahrzeuggeschwindigkeiten auszubauen. Die Ergebnisse sollen ggf. in das Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen integriert werden.

Der vorliegende Bericht besteht aus Teil A (Fachbericht) sowie Teil B (Teilberichte des IFEU Heidelberg und der TU Dresden).

Der Teil A ist hierbei auf Wunsch des Auftraggebers noch mal unterteilt in

- Teil 1: Einfluss des Straßenzustandes auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen
- Teil 2: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen
- Teil 3: Einfluss der Meteorologie auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen

Der vorliegende Bericht enthält den Teil A1.

## **2 VORGEHENSWEISE**

Zur Erreichung des Projektziels wurde folgendermaßen vorgegangen:

### **2.1 Literaturlauswertung**

Aufbauend auf der für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) und der Bundesanstalt für Straßenwesen im Jahr 2003/2004 durchgeführten Literaturrecherche zur PM10-Emissionsmodellierung (Lohmeyer, 2004a und b) wurden aktuelle nationale und internationale Ergebnisse von Forschungsprojekten sowie weitere Literatur über den Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PMx-Belastungen (PM10 und kleiner) an Straßen analysiert und systematisiert.

### **2.2 Datenrecherche**

Es wurden Datensätze von den zuständigen Immissionsschutzbehörden der Bundesländer abgefragt und aufbereitet, die im Sinne der Aufgabenstellung ausgewertet werden konnten.

### **2.3 Berechnung der motorbedingten Emissionen**

Für fast alle zu betrachtenden Straßenabschnitte können durch die vorhandene Datenlage Ausbreitungsberechnungen mit MISKAM durchgeführt bzw. PM10-Emissionsfaktoren mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleitet werden. Die Genauigkeit dieser Methoden hängt u. a. entscheidend von der Güte der NO<sub>x</sub>- bzw. PM10-Emissionsbestimmung ab.

Deshalb führte das IFEU-Institut im Rahmen dieser Studie die Berechnung der Abgasemissionen des Kraftfahrzeugverkehrs von NO<sub>x</sub>, Partikeln und EC (elementarem Kohlenstoff) mit TREMOD IFEU (2005) bzw. dem Handbuch für Emissionsfaktoren des UBA (2004) auf Basis von Verkehrsdaten und Verkehrssituationen durch. Damit ist gewährleistet, dass aktuelle Erkenntnisse bei der Entwicklung der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in das Projekt einfließen. Die entsprechenden Erläuterungen und Ergebnisse sind im Teil B des vorliegenden Berichtes abgelegt. Auf wesentliche Grundlagen wird im Folgenden eingegangen.

Die von Ingenieurbüro Lohmeyer bzw. der TU Dresden aufbereiteten Verkehrsdaten beinhalten eine Differenzierung der Verkehrsmengen (Fahrzeuge/Zeiteinheit an einer Stelle)

- nach Fahrzeugart (PKW, Schwere Nutzfahrzeuge, Leichte Nutzfahrzeuge) und

- Verkehrssituation (analog den Verkehrssituationen des Handbuchs Emissionsfaktoren).

Auf dieser Basis werden die mittleren Emissionen (g/Jahr) des jeweiligen untersuchten Abschnittes ermittelt.

### **Flottenzusammensetzung**

Die Fahrzeugflotte setzt sich aus Fahrzeugen unterschiedlichen Alters und Emissionsverhalten zusammen. Diese Zusammensetzung hängt sehr dynamisch von den Randbedingungen (z. B. Förderung von Dieselpartikelfiltern, Steuerunterschiede Otto- und Dieseldieselkraftstoff) und damit dem Verhalten der Kfz-Nutzer ab. In TREMOD wird diese Zusammensetzung laufend entsprechend der aktuellen Studien und Statistiken aktualisiert.

Für die Berechnungen der Emissionen wurde die aktuellste verfügbare Version der Bestandeszusammensetzungen in TREMOD verwendet und durch evtl. lokal verfügbare spezielle Daten ergänzt werden.

### **Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel**

Die Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel werden in TREMOD laufend fortentwickelt. Dabei werden die Ergebnisse von nationalen als auch internationalen Messprogrammen berücksichtigt. Schon heute zeigen sich Unterschiede in der Höhe der Emissionsfaktoren aus dem „Handbuch Emissionsfaktoren“ (UBA, 2004) und der aktuellsten Version von TREMOD.

Für die Berechnungen wurde die aktuellste verfügbare Version der Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel zur Ermittlung der Emissionen aller Fahrzeugklassen nach der im Handbuch Emissionsfaktoren abgelegten Systematik der Verkehrssituationen für die in den ausgewählten Straßen vorkommenden Verkehrssituationen verwendet.

### **Emissionsfaktoren für Otto-Partikel und EC (Elementarer Kohlenstoff)**

Weder im Handbuch Emissionsfaktoren noch in TREMOD sind bisher Emissionsfaktoren für Otto-Partikel und EC ausgewiesen. Die bisher durchgeführten Untersuchungen berücksichtigten Emissionen von Otto-Partikel nicht - damit kommt es evtl. zu einer Überschätzung der Wiederaufwirbelungsemissionen.

Elementarer Kohlenstoff (EC) wird als ein guter Tracer für Partikelabgase von Kraftfahrzeugen angesehen IFEU (2000). Deshalb wurde dieser in die Betrachtungen einbezogen.



IFEU bearbeitet zur Ermittlung von Emissionsfaktoren zu den Emissionen von Otto-Partikeln und EC die neueste nationale und internationale Literatur bzw. startete eine entsprechende Umfrage unter den einschlägig bekannten Messinstituten. Darauf aufbauend wurden die Emissionen von Otto-Partikel und EC für die ausgewählten Straßenabschnitte ermittelt.

### **2.3.1 Aktualisierung der Flottenzusammensetzung**

Mit der neuen Version TREMOD 4 wurden umfangreiche Änderungen an den Basisdaten und Annahmen durchgeführt. Diese Änderungen betreffen beim Straßenverkehr fast alle Parameter, die zur Emissionsberechnung erforderlich sind. Die wichtigsten Änderungen werden im Folgenden zusammengefasst:

#### **2.3.1.1 Neue Emissionsfaktoren des HBEFA 2.1**

In der neuen Version des „Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1“ wurde die Datenbasis für Emissionsfaktoren umfangreich aktualisiert. Die wichtigsten Änderungen gegenüber der HBEFA-Version 1.2, die auch Basis von TREMOD 3.1 war, sind im Folgenden aufgelistet. Nähere Erläuterungen befinden sich in der HBEFA-Dokumentation UBA (2004):

PKW:

- Emissionsfaktoren auf der Basis neuer Emissionsmessungen bis EURO 3 (Otto) bzw. EURO 2 (Diesel)
- Neue Abhängigkeiten des Kaltstartzuschlags von der Außentemperatur für Otto-PKW EURO 2 und neue Distanzabhängigkeiten

Leichte Nutzfahrzeuge (LNF):

- Neu werden für alle Konzepte die Größenklassen „M1+N1-I“, „N1-II“ sowie „N1-III“ unterschieden (bisher: keine Unterscheidung der Größenklassen).
- Neu werden alle Emissionsfaktoren für einen mittleren Beladungsgrad von 30 % (bisher: 0 %) angegeben.
- Neue Emissionsmessungen bis EURO 2 (Otto) bzw. EURO 1 (Diesel).
- Neue Anhängigkeiten des Kaltstartzuschlags von der Außentemperatur für Otto-LNF EURO 2 und neue Distanzabhängigkeiten.

#### Motorisierte Zweiräder:

- Vollständige Überarbeitung aller Emissionsfaktoren, inklusive älterer Konzepte.
- Aufnahme der künftigen Norm EURO 3
- Neuberechnung der HC-Emissionen infolge Tankatmung und Verdampfung nach Motorabstellen

#### Schwere Nutzfahrzeuge (SNF)/Busse:

- Vollständige Überarbeitung aller Emissionsfaktoren, auch der älteren Konzepte.
- Neue Messungen der Motorkennfelder für EURO 1, EURO 2 und EURO 3 - in Zusammenarbeit mit COST 346 und ARTEMIS (bisher: neueste Messungen repräsentierten die Schicht „80er Jahre“).

#### Weitere Änderungen:

Die Schadstoffe  $N_2O$  und  $NH_3$  sind neu festgelegt und abhängig von der Straßenkategorie (Autobahn, außerorts, innerorts).

- Der Einfluss schwefelfreien Kraftstoffes auf die Emissionen wurde integriert (nach Abschätzungen des Umweltbundesamtes, im HBEFA 2.1 wurde ein davon abweichender Ansatz verwendet).
- Überarbeitung des Kraftstoffverbrauchs der PKW in Anlehnung an die Verbrauchsmessungen bzw. die  $CO_2$ -Emissionen von Neufahrzeugen der letzten Jahre.

#### 2.3.1.2 Aktualisierte Flottenzusammensetzung in TREMOD 4

Für das HBEFA 2.1 lagen verschiedene Basisdaten zu den aktuellen Fahrzeugbeständen und den Fahrleistungen in Deutschland zum Zeitpunkt der Erstellung im Spätjahr 2003 noch nicht vor. Diese Aktualisierungen konnten erst in TREMOD 4 berücksichtigt werden. Die wichtigsten Änderungen sind in den folgenden Abschnitten dokumentiert (weitere Details in IFEU, 2005).

#### **Fahrzeugbestände**

In der TREMOD-Version 4 wurden gegenüber dem HBEFA 2.1 die Fahrzeugbestände aktualisiert. Dafür stand eine Auswertung zur Verfügung, die das Kraftfahrt-Bundesamt im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen für TREMOD durchgeführt hat. Für die einzelnen Fahrzeugkategorien ergaben sich dadurch folgende Anpassungen:

**PKW:**

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; bei Diesel-PKW wird jetzt wie bei Otto-PKW in drei Größenklassen differenziert; der Anteil an Diesel-PKW ist nun 2003 bereits höher als bisher abgeschätzt.
- Aktualisierung der Fortschreibung im Basisszenario mit höherem Anteil der Diesel-PKW an den Neuzulassungen und aktuellen Überlebensraten; Zukünftig weiterer Trend zur Verlängerung der Lebensdauer von PKW aufgrund höherer Überlebensraten der Altersjahrgänge 14 bis 28.
- Berücksichtigung von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen ab 2005.

**LNF:**

- Differenzierung in drei Größenklassen entsprechend der Emissionsgesetzgebung
- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der neuen KBA-Daten musste insbesondere die bisher geschätzte Schichtzusammensetzung modifiziert werden.

**Motorisierte Zweiräder:**

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der KBA-Auswertung konnte der bisher geschätzte Anteil der 2-Takt- bzw. 4-Takt-Fahrzeuge bestimmt und der TREMOD-Datensatz aktualisiert werden. Die aktualisierten Bestandsdaten enthalten nun einen geringeren Anteil an 2-Takt-Fahrzeugen als bisher.

**Schwere Nutzfahrzeuge:**

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der KBA-Auswertung gab es geringe Verschiebungen in den Anteilen der Emissionsstandards.

**Busse:**

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; leider liefert die KBA-Statistik kein verlässliches Kriterium für die Aufteilung des Bestands nach Linien- und Reisebussen, so dass diese Zuordnung wie bisher geschätzt werden musste.

**Neue Fahrleistungsdaten**

Die Untersuchungen zur Mobilität in Deutschland 2002 mit der darauf basierenden Fahrleistungserhebung brachten neue Erkenntnisse zur Fahrleistung der einzelnen Fahrzeugkategorien und zur Zusammensetzung der Fahrleistungen innerhalb einer Kategorie (Details siehe in IFEU (2005). Auch hierzu die wichtigsten Änderungen:

#### PKW:

- Die Zeitreihe der PKW-Gesamtfahrleistung wurde modifiziert; sie liegt nun ab 1995 und insbesondere ab 2000 höher als bisher, vor 1994 niedriger, entsprechend dem Verlauf in „Verkehr in Zahlen 2004/2005“
- Die mittlere Jahresfahrleistung der PKW nach Antriebsart und Alter wurde entsprechend den Ergebnissen der Fahrleistungserhebung 2002 angepasst: Diesel-PKW haben nun insbesondere in den Jahren ab 2000 eine höhere durchschnittliche Jahresfahrleistung als bisher. Außerdem wurde bei Otto-PKW die durchschnittliche Jahresfahrleistung nach Fahrzeugalter angepasst, da sich aus den Erhebungen eine geringere Abhängigkeit der mittleren Fahrleistung vom Alter ergab als bisher angenommen.

#### LNF und SNF:

- Die Fahrleistung wurde angepasst; bei LNF ist sie nun im Jahr 2002 höher, bei SNF geringer als bisher angenommen. Daraus ergibt sich auch eine entsprechende Anpassung in den Folgejahren.

### **Ergebnisse Flottenzusammensetzung**

Die Anpassung der Bestands- und Fahrleistungsdaten bewirkt bei allen Fahrzeugkategorien eine geänderte Flottenzusammensetzung. Exemplarisch sind in der folgenden **Abb. 2.1** die Fahrleistungsanteile der PKW und Linienbusse im Innerortsverkehr in Deutschland im Jahr 2006 dargestellt. Die wichtigsten Unterschiede in dem gezeigten Beispiel sind:

- Der Anteil der Diesel-PKW an der PKW-Fahrleistung ist in TREMOD 4 höher als im HBEFA 2.1.
- Bei Otto-PKW haben älteren Fahrzeuge nun einen höheren Fahrleistungsanteil.
- Bei den Linienbussen haben die älteren Emissionsstandards einen höheren Anteil, allerdings wird ein hoher Anteil an Fahrzeugen mit Partikelfilter berücksichtigt.

Für das vorliegende Projekt wurden die Flottenzusammensetzungen unter Berücksichtigung aktueller Entwicklungen sowie der konkreten Situation vor Ort nochmals überprüft und ggf. modifiziert. Insbesondere der Anteil Diesel-PKW mit Partikelfilter erscheint aus heutiger Sicht für das Jahr 2006 zu optimistisch zu sein.

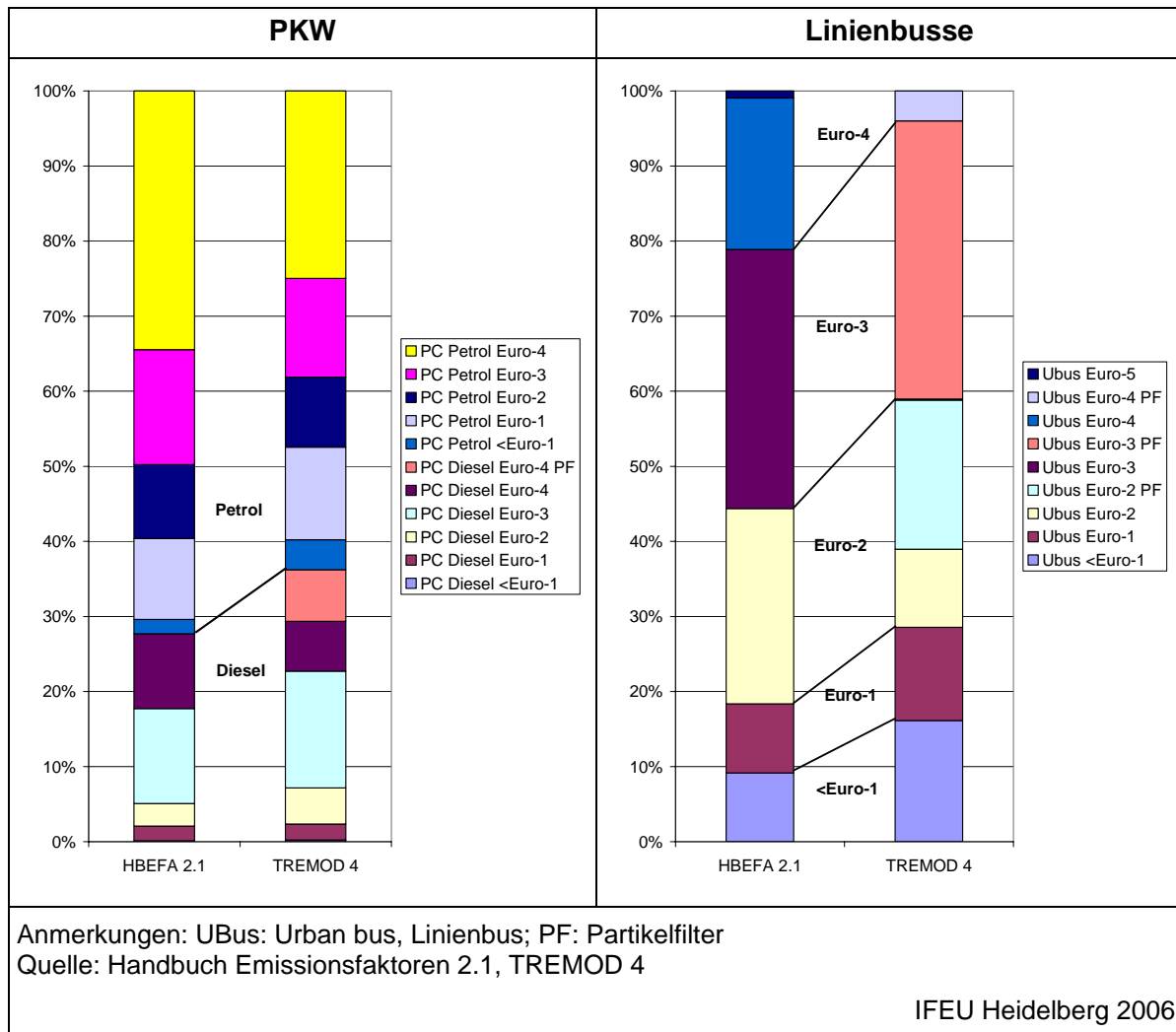


Abb. 2.1 Fahrleistungsanteile im Innerortsverkehr Deutschland 2006 für PKW und Linienbusse - TREMOD 4 im Vergleich zu HBEFA 2.1

### 2.3.2 Einfluss der geänderten Flottenzusammensetzung auf die Emissionen

Die aktualisierte Flottenzusammensetzung wirkt sich unterschiedlich auf die mittleren Emissionsfaktoren aus, da sowohl Änderungen, die sich emissionserhöhend als auch Änderungen, die sich emissionsmindernd auswirken zu berücksichtigen waren. In der **Abb. 2.2** sind beispielhaft die mittleren Emissionsfaktoren der Pkw und Linienbusse im Innerortsverkehr in Deutschland 2006 dargestellt.

Tendenziell sind die  $\text{NO}_x$ -Emissionen der PKW im Jahr 2006 mit der aktualisierten Datenbasis etwas höher, während die PM-Emissionen der Dieselfahrzeuge aufgrund der Berücksich-

tigung von Fahrzeugen mit Partikelfiltern geringer sind. Allerdings wird dies im Flottendurchschnitt durch den höheren Anteil an Diesel-PKW kompensiert.

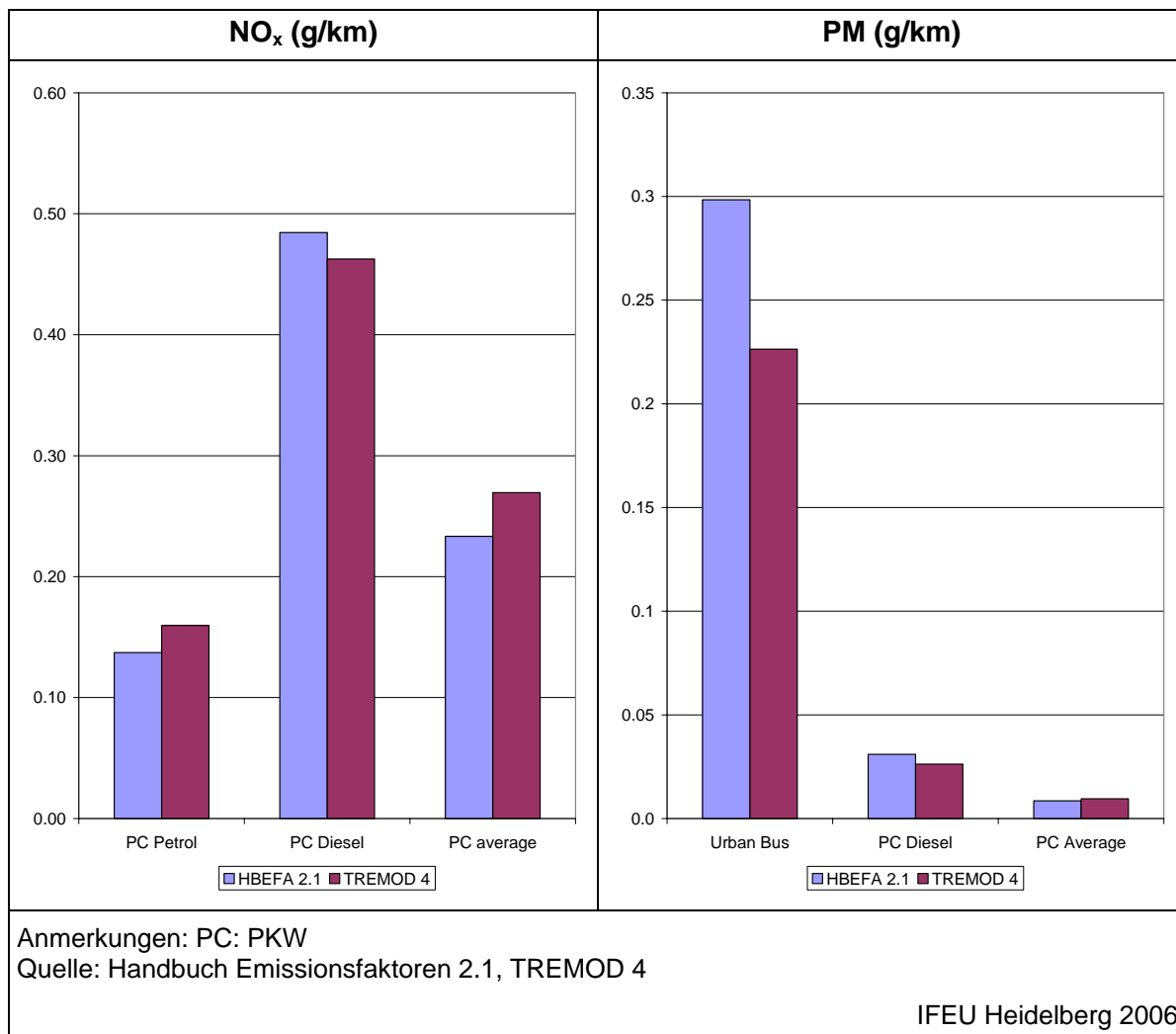


Abb. 2.2 Warme Emissionsfaktoren im Innerortsverkehr Deutschland 2006 für PKW und Linienbusse - TREMOD 4 im Vergleich zu HBEFA 2.1

Zusätzlich zu den warmen Emissionen muss der Kaltstarteinfluss berücksichtigt werden. Dieser ist im HBEFA in Gramm je Start ausgewiesen. In TREMOD wird der gesamte Kaltstart gleichmäßig auf den Innerortsverkehr verteilt. Im weiteren Verlauf des Projektes muss entschieden werden, ob der Kaltstart wie in TREMOD durchschnittlich hinzugerechnet werden kann oder ob konkrete Situationen vor Ort eine differenzierte Berechnung erforderlich machen.

### 2.3.3 PKW-Flottenzusammensetzung an den Messorten

Die PKW-Flottenzusammensetzung unterscheidet sich je nach Region. An Messorten in den Neuen Bundesländern beispielsweise besitzen Otto-PKW einen höheren Fahrleistungsanteil, als in den Alten Bundesländern. Mittels KBA-Bestandsdaten und Fahrleistungsanteilen aus TREMOD wurde deshalb eine Fahrleistungsanpassung für die PKW-Antriebskonzepte je Messort durchgeführt (siehe vollständigen Bericht von IFEU im Teil B der vorliegenden Arbeit). Die Bestandsdaten wurden vom KBA für die jeweiligen Regierungsbezirke angegeben. Für Erfurt und Nauen fehlte diese detaillierte Angabe, weshalb die Bestandsdaten für Thüringen und Brandenburg zur Berechnung herangezogen wurden. Die angesetzten Bestände beziehen sich auf den 01. Juli des jeweiligen Jahres. Da für das Jahr 2000 keine Zahlen vorlagen, wurde eine lineare Interpolation auf Basis der Werte von 1999 und 2001 durchgeführt. Für die Schätzung der regionalen Bestände im Jahre 2007 dienten die Wachstumsraten für 2006, welche wiederum aus einer KBA-Statistik [KBA (2007)] übernommen wurden. Nach dem die Fahrleistungsanteile für jeden Messort vorlagen, konnten die PKW-Emissionsfaktoren aus TREMOD neu gewichtet werden.

### 2.3.4 Ergänzung der Emissionsfaktoren

Wie in der Einleitung erwähnt ist die Angabe von EC-Emissionen und Partikelemissionen der Otto-PKW sinnvoll. Da das HBEFA keine Daten dazu liefert, wurden Emissionsfaktoren für diese zwei Kategorien hergeleitet. Vorgehensweise und Ergebnisse sind im Folgenden aufgeführt.

#### 2.3.4.1 EC-Gehalt der Partikelemissionen

Im Jahr 1999 wurden im Auftrag des Umweltbundesamtes bereits EC-Anteile der PM-Emissionen für den Innerortsbereich abgeleitet [ITA (1999)]. Diese wurden auf Basis aktueller Messdaten überprüft und wenn möglich korrigiert.

Studien aus dem EU-Ausland HEI (2006) konnten aufgrund abweichender Messverfahren, Fahrzyklen, Fahrzeugtechnologien und Kraftstoffcharakteristika nicht berücksichtigt werden. Verwertbare Messdaten lagen von AECC (2006) und TNO (2003) vor. Größtenteils konnten die in der Studie von 1999 ermittelten Werte bestätigt werden. Für Fahrzeuge mit Partikelfilter wurden Werte aus AECC (2006) übernommen. In **Tab. 2.1** sind die Ergebnisse dargestellt:

	<b>ECE R 15/05</b>	<b>Euro 2</b>	<b>Euro 3</b>	<b>Euro 4</b>
Diesel-Pkw ohne Partikelfilter	80 %	80 %	80 %	80 %
Diesel-PKW mit Partikelfilter	-	-	-	1 %
Schwere Nutzfahrzeuge	40 %	40 %	40 %	40 %
Schwere Nutzfahrzeuge mit Partikelfilter	-	-	-	1 %
Otto-PKW	60 %	60 %	60 %	60 %

Tab. 2.1 EC-Gehalt an den Partikelemissionen für Innerortsbereich [eigene Darstellung in Anlehnung an ITA (1999)]

#### 2.3.4.2 Ableitung von PM-Emissionsfaktoren für Otto-PKW

Bisher wurden Partikelemissionen von Otto-Fahrzeugen bei der Berechnung von PM-Emissionen des Straßenverkehrs größtenteils vernachlässigt. Das aktuelle Emissionsinventar der Schweiz [BUWAL (2004)] verwendet Emissionsfaktoren für Otto-Kfz (PKW, Leichte Nutzfahrzeuge und motorisierte Zweiräder), die im Zeitverlauf abnehmen (z. B. Otto-PKW 2000: 0.5 mg/km, 2010: 0.2 mg/km, ab 2015 0.1 mg/km). Basis dieser Werte ist der Bericht [BUWAL (2001)] sowie Angaben von ACEA und CONCAWE. Mittlerweile liegen weitere neue Untersuchungsergebnisse vor, z. B. aus dem EU-Forschungsvorhaben PARTICU-LATES. [LAT (2005)]. Das Handbuch Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) setzt die PM-Emissionen für Otto-PKW bisher jedoch mit Null an [UBA (2004)].

Grundsätzlich ist die Berücksichtigung von PM-Emissionen für Otto-PKW aus folgenden Gründen angebracht:

- Prüfstand- und On-Road-Messungen [Norbeck (1998), EPA (1999), Kittelson (2003), LAT (2005)] zeigen, dass unter bestimmten Rahmenbedingungen die PM-Emissionen der Otto-PKW einen signifikanten Anteil an den Gesamt-PM-Emissionen des PKW-Verkehrs besitzen können.
- Die Nichtbetrachtung der Otto-PKW führt bei Berechnung des Verkehrsanteils an der PM-Immissionsbelastung zu falschen Verteilungen. Die Otto-Partikel werden in diesem Fall den anderen Quellen (Dieselmotor, Brems- und Reifenabrieb, Aufwirbelung) zugeordnet und deren Emissionen damit überbewertet.



## **Einflussfaktoren**

Die Höhe der Partikelemissionen eines Otto-PKW hängt direkt vom Verbrennungsvorgang im Motor ab, welcher wiederum von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird. Anhand vorliegender Forschungsergebnisse werden diese Einflussfaktoren kurz diskutiert.

### *Fahrzeugtechnologie*

Die Höhe der Partikelemissionen hängt von Baujahr und Einspritzsystem ab. Je älter das Fahrzeug ist, desto höher sind dessen PM-Emissionen. Dieser Effekt tritt besonders stark bei Fahrzeugen mit Baujahr vor 1990 auf [Norbeck (1998), EPA (1999)]. Bei neueren Modellen zeigt sich, dass direkt einspritzende Ottomotoren (DISI) mehr PM als konventionelle Ottomotoren mit homogener Gemischbildung (SI) emittieren (siehe Teil B, Bericht IFEU Heidelberg). Die PM-Emissionsfaktoren der DISI-PKW sind für Euro-3 und Euro-4 annähernd gleich [Concawe (2003)].

### *Fahrdynamik*

Die PM-Emissionen von Otto-PKW sind ebenfalls von der Fahrdynamik abhängig [TNO (2003)]. Hohe Beschleunigungen (vor allem beim Urban Driving Cycle) führen zu einem Anstieg der Partikel-Emissionen. Zusätzlich verursachen bei DISI-PKW hohe Geschwindigkeitsniveaus (Artemis-Motorway) steigende Partikel-Emissionen.<sup>1</sup> Grund hierfür ist das zu niedrige Luft/Kraftstoff-Verhältnis ( $\lambda = 1$ , stöchiom. Gemisch) der DISI-Motoren bei Vollast [LAT (2005)].

### *Treibstoffqualität*

Forschungsergebnissen [LAT (2005), Hochhauser et al. (2006)] zufolge hat der Schwefelgehalt des Treibstoffes einen vernachlässigbar kleinen Einfluss auf die PM-Emissionen von Otto-Fahrzeugen.

### *Außentemperatur*

Die Außentemperatur hat nur bei Kaltstartvorgängen Auswirkungen auf die PM-Emissionen der Otto-PKW. Demnach ist die emittierte Partikelmasse bei Kaltstart größer als bei Warmstart [Kittelsohn (2003), TNO (2003)]. Bei DISI-PKW ist dieser Effekt noch stärker [LAT(2004)].

### *Öl*

---

<sup>1</sup> Die EU denkt deshalb über die Einführung eines Partikel-Grenzwertes für DISI-PKW ab Euro-5 nach. [EP 2006]

Betrachtungen des BUWAL zufolge bewirkte der hohe Ölverbrauch bestimmter Otto-PKW bis 1995 zusätzliche Partikel-Emissionen [BUWAL (2001)]. Ab dem Jahr 2000 sind diese Effekte vernachlässigbar klein.

### **Abschätzung auf Basis vorhandener Messdaten**

Da kaum Daten zum Neuen Europäischen Fahrzyklus (NEDC) zur Verfügung standen, wurde die Abschätzung der Emissionsfaktoren auf Basis von Artemis-Daten (CADC) durchgeführt [siehe Teil B, Bericht IFEU Heidelberg]. Neben Messdaten aus [LAT (2004)] und [AECC (2006)] wurden aus Messergebnissen hergeleitete Emissionsfaktoren des aktuellen EU Emission Inventory Guidebook „Corinair“ [EEA (2006)] verwendet. Darauf aufbauend konnten die in **Tab. 2.2** dargestellten Emissionsfaktoren grob abgeschätzt werden. Für Fahrzeuge, welche aufgrund ihres Alters keine Euro-Normierung besitzen werden die Werte für Euro-1/2 angesetzt. Für Fahrzeuge mit Euro-3-Norm lagen zudem einige hohe Emissionsfaktoren aus Messungen aus [TNO (2003)] vor. Da diese Messungen mit kombinierten CADC-Fahrzyklen durchgeführt wurden, konnten die Daten nur qualitativ einfließen. Eine Ableitung von Kaltstart-Faktoren war aufgrund mangelnder Daten nicht möglich. Die Fahrleistung der direkt einspritzenden Otto-PKW ist nach Expertenmeinung sehr gering, weshalb dieses Segment nicht weiter betrachtet wurde. Bezüglich der fahrdynamischen Aspekte waren keine weiteren Anpassungen der Faktoren nötig, da die Messdaten dies bereits abbilden.

<b>PM [mg/km]</b>	<b>Innerorts</b>	<b>Außerorts</b>	<b>Autobahn</b>
< Euro 1	2.5	2.0	2.0
Euro 1	2.5	2.0	2.0
Euro 2	2.5	2.0	2.0
Euro 3	1.5	1.0	1.5
Euro 4	0.7	0.5	0.7

Tab. 2.2 PM-Emissionsfaktoren für Otto-Fahrzeuge

#### 2.3.4.3 Emissionsfaktoren für Tempo 30-Zonen

Mit dem HBEFA lässt sich die Wirkung von Tempo 30-Zonen nicht berechnen, da die Emissionsfaktoren für entsprechende Verkehrssituationen nicht enthalten sind. Die Gründe dafür sind zum einen, dass die Basisemissionsfunktionen aus Fahrzyklen abgeleitet wurden, die in dem typischen Geschwindigkeits-/Beschleunigungsbereich von Tempo 30-Zonen nicht genug Werte aufwiesen, um verlässliche Emissionsfaktoren ableiten zu können. Zum anderen

fehlen repräsentative und systematische Fahrverhaltensuntersuchungen in ausreichender Anzahl.

Auswertungen des Umweltbundesamtes zeigen, dass das Fahrverhalten in Tempo 30-Zonen je nach Ausgestaltung sehr unterschiedlich sein kann [UBA (2006)]. Eine Emissionsminderung wird in der Regel erreicht, wenn sich durch die Verringerung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit die Geschwindigkeit verringert und das Fahrverhalten verstetigt. Das Umweltbundesamt hat den Einfluss von Tempo 30-Zonen auf die Emissionen anhand von fünf Strecken (Nebenstraßen) quantifiziert. Danach liegen die NO<sub>x</sub>-Emissionen konventioneller Otto-PKW bei Tempo 30 gegenüber Tempo 50 um ca. 10 % niedriger (bei einer Standardabweichung von mehr als  $\pm 10$ ) und bei Otto-PKW mit geregelter Katalysator um 40 % niedriger (bei einer Standardabweichung von  $\pm 20$ ). Bei Diesel-PKW war kein Unterschied feststellbar. PM-Emissionen wurden nicht quantifiziert. Eine Untersuchung des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz stellte für PM-Emissionen ein Minderungspotenzial von bis zu 50 % fest [LFU (2001)].

Die Datenlage erlaubt also keine verlässliche Bestimmung der Emissionen in Tempo 30-Zonen. Aufgrund der vorliegenden Untersuchungen ist jedoch eine grobe Abschätzung der NO<sub>x</sub> und PM-Emissionen für eine konkrete Straßensituation möglich, wenn gleichzeitig Aussagen über das Fahrverhalten auf dieser Straße im Unterschied zu einer Tempo 50-Regelung getroffen werden können. Die Annahmen und Herleitungen zu diesen Faktoren werden erst im entsprechendem Kapitel zur Berechnung der Emissionen beschrieben.

## **2.4 Ermittlung Verkehrssituationen**

Die Ermittlung der Verkehrssituationen wurde für drei Messorte (Bergstraße in Dresden, Lützner Straße in Leipzig und Bergstraße in Erfurt) durch die TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie durchgeführt (siehe dazu die Teilberichte im Teil B der vorliegenden Arbeit). Für ausgewählte Straßenabschnitte wurden dazu Messfahrten nach der so genannten „floating car“-Methode durchgeführt. Dabei schwimmt das Messfahrzeug im Verkehrsfluss mit und misst - mit einem angebauten Peiseler-Messrad - in Sekundenschritten die zurückgelegte Wegstrecke und die momentane Geschwindigkeit. Diese Messdaten wurden nach statistischen Verfahren ausgewertet und mit den charakteristischen Größen der Verkehrssituationen des Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFa) verglichen. Daraus wurden dann die Zuordnungen zu den Verkehrssituationen festgelegt.

## 2.5 Datenauswertung

Für alle Straßen, für die Messdaten für eine Auswertung zur Verfügung standen wurde der Straßenzustand entsprechend der Methodik nach Lohmeyer (2003a) bewertet (siehe Anhang A1).

Weiterhin erfolgte eine Auswertung der Daten für PM10 und EC bzw. PM2.5 (falls vorhanden) und Stickoxide an den Messstellen im Hinblick auf den Einfluss der Parameter Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit/Verkehrsfluss, soweit sie vorhanden waren. Dazu kamen statistische Verfahren sowie Ausbreitungsberechnungen mit dem prognostischen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM zur Anwendung. Die Auswertungen wurde soweit möglich getrennt nach Gesamtbelastung, Verkehrsbeitrag und Emission durchgeführt.

### 3 STAND DER WISSENSCHAFTLICHEN ERKENNTNISSE

#### 3.1 Ausgangssituation

Die 22. BImSchV setzt Grenzwerte für Konzentrationen von Partikeln mit aerodynamischen Durchmessern kleiner  $10\ \mu\text{m}$  (PM10) in der Luft fest. Messungen der verschiedenen Bundesländer zeigen Überschreitungen der Grenzwerte. Diese Überschreitungen treten vor allem an Verkehrsmessstationen auf und Quellenabschätzungen zeigen, dass der Verkehrsanteil an den Überschreitungen einen relevanten Beitrag liefert (Lenschow, 2001; Lutz, 2002; Lohmeyer, 2004a). Gleichzeitig zeigen diese und andere Untersuchungen deutliche Kenntnislücken insbesondere bei der PM10-Emissionsprognose für Verkehr (Lohmeyer, 2004a und b). Neueste Erkenntnisse der PM10-Immissionen und -Emissionen zeigen allerdings, dass die gemessenen PM10-Verkehrsbeiträge trotz geringerer Verkehrsstärken im Innerortsbereich häufig deutlich höher sind als an Autobahnen (Anke et al., 2002; 2004; Lohmeyer, 2004a). Die genauen Ursachen sind noch nicht bekannt. Es wird aber vermutet, dass der innerorts eingeschränkte Verkehrsfluss (geringere aber ungleichmäßige Fahrzeuggeschwindigkeiten, hoher Anteil von Beschleunigungsvorgängen), eingeschränkte Durchlüftungsbedingungen (Meteorologie), allgemein schlechtere Straßenzustände als im Außerortsbereich und zusätzliche Einträge von den seitlichen Flächen wichtige Faktoren dafür sind.

Die bisher vorliegenden PM10-Messungen an Autobahnen und hoch frequentierten Außerortsstraßen weisen unterschiedlich starke Belastungen durch Feinstaub auf, die nicht oder nicht allein durch unterschiedlich hohe Verkehrsaufkommen und Schwerlastanteile erklärt werden können (Lohmeyer, 2004a). Es ist bisher nicht ausreichend bekannt, in welcher Weise die unterschiedlichen Parameter, wie z. B. meteorologische Einflussgrößen, Fahrzeuggeschwindigkeiten und Straßenzustände die Höhe der  $\text{PM}_x$ -Belastungen beeinflussen.

Eine systematische Auswertung der an den ca. 30 Verkehrsmessstellen der Bundesländer im Rahmen der Landesmessnetze routinemäßig erhobenen, verkehrsbedingten PM10-Immissionen erfolgte im Jahr 2002 durch das Ingenieurbüro Büro Lohmeyer in Zusammenarbeit mit dem IFEU Heidelberg und der UMEG Karlsruhe, finanziert vom Umwelt- und Verkehrsministerium Baden-Württemberg (Lohmeyer, 2003a). Ziel dieser Studie war der Vergleich der Ergebnisse mit dem damals gebräuchlichen Emissionsmodell. Deshalb erfolgte dort die Ableitung der an diesen Straßen vorliegenden PM10-Emissionen. Die Studie festigte die Erkenntnis der hohen Relevanz nicht motorbedingter PM10-Emissionen. Ein weiteres

wichtiges Ergebnis dieser Studie waren Hinweise auf deutlich niedrigere nicht motorbedingte PM10-Emissionsfaktoren an Außerortsstraßen als an Straßen im Innerortsbereich. Dies wurde dann durch weiterführende Studien bestätigt. Es wurde weiterhin aufbauend auf dem Arbeitspapier der FGSV zur Straßenzustandserfassung von Straßen eine Methodik zur objektiven Bewertung des Fahrbahnzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung erarbeitet. Der Einfluss des Straßenzustandes auf die PM10-Emissionen und damit auch auf die PM10-Immissionen konnte in diesem Projekt aber weder bestätigt noch widerlegt werden, da zu wenige Messpunkte vorhanden und die Variation in den vorgefundenen Straßenzuständen zu gering waren.

Dieses abgeschlossene Forschungsprojekt lieferte somit neben Emissionsfaktoren an mehreren Straßen und der Bewertungsmethodik zur Straßenzustandserfassung keine direkten Ergebnisse im Sinne der hier vorliegenden Aufgabenstellung.

### 3.2 Literaturrecherche

Es wurde eine aktuelle Literaturrecherche durchgeführt. Die Literaturrecherche wurde auf folgende Stichworte aufgebaut:

1	Staubaufwirbelung	1	Particulate matter
2	PM10	2	Resuspension
3	Staubbelegung	3	PM10
4	Feinstaub	4	PMx
5	Partikelemissionen	5	Silt load
6	Partikelimmissionen	6	Particle
7	Staub	7	Fine particles
8	Abrieb	8	Particle emission
9	Staubimmission	9	Dust
10	PMx	10	PM2.5
11	PM2.5	11	Abrasion
12	Straßenstaub	12	Particle concentration
13	Partikelanzahl	13	Particle size distribution
14	Fahrbahneigenschaften	14	Quality of road surface

Für die Recherche wurden auf Basis der o. a. Stichworte folgende Dateibanken ab dem Jahr 2001 durchsucht:

- Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes
- Datenbank ESPM (Environmental Sciences and Pollution Management)
- Zeitschrifteninhaltsdienst (Inhaltsverzeichnisse ausgewählter Zeitschriften, national und international, standortunabhängig).

Zusätzlich wurde im Internet recherchiert.

(Hinweis: Da die Literaturrecherche in Lohmeyer (2004b) bereits die verfügbare Literatur bis mindestens zum Jahr 2003 analysierte, wurde der vorliegende Bericht im Wesentlichen auf die Auswertung neuerer Literatur konzentriert.)

Das Suchergebnis bestand aus ca. 200 Literaturhinweisen. Davon wurden anhand der Titel und der Kurzfassungen die im Literaturnachweis des vorliegenden Berichtes aufgeführten Publikationen ausgewählt und ausgewertet. Das Ergebnis der Auswertung ist in den folgenden Kapiteln dokumentiert.

### **3.3 Einfluss des Straßenzustandes auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen**

#### **3.3.1 Fahrbahnoberflächen**

Als Fahrbahnoberfläche (Fahrbahndeckschicht) wird die oberste Schicht des Straßenoberbaus bezeichnet. Jeder Meter Straße stellt ein Unikat dar. Deshalb ist es nicht einfach, gleichmäßige Oberflächeneigenschaften sicherzustellen (FGSV, 1999). Es kann somit auch selbst bei gleichem Oberbau der Fahrbahnen nicht immer von gleichen Oberflächeneigenschaften ausgegangen werden.

Die zulässigen Bauweisen der Fahrbahnen werden durch die „Richtlinie für die Standardisierung des Oberbaus von Verkehrsflächen“ (RStO, 2001) festgelegt. Es werden dort folgende Deckschichten unterschieden:

#### **Asphaltdecken:**

Technische Regelungen für die Ausführung von Asphaltdecken enthält die DIN 18317 sowie die ZTV-Asphalt-StB. Asphaltdecken bestehen aus abgestuftem Mineralgemisch und Bitumen als Bindemittel.

Bitumen ist dabei der in Schwefelkohlenstoff lösliche Anteil der Naturasphalte (aliphatische und naphthenische Kohlenwasserstoffe), welcher aus der Destillation von Erdöl gewonnen wird. Seine Härte hängt von der Menge der schweren Destillate ab. Bitumen ist weitgehend beständig gegen Säuren, Laugen, Salze und Luftsauerstoff.

Die Mineralstoffmischungen werden überwiegend nach dem Betonprinzip („Fullercurve“) vorgenommen, das heißt alle Körnungen von Null bis zum jeweiligen Größtkorn stehen in einem aufeinander abgestimmten Verhältnis. Je nach Herstellungsart sowie Inhaltsstoffen unterscheidet man u. a. Gussasphalt, Asphaltmastix, Splittmastixasphalt und Dränasphalt/Offenporigen Asphalt (OPA) (Kreiß, 1992):

Gussasphalt ist eine Mischung aus Bitumen als Bindemittel und Mörtel. Beim Mörtel sind die Zuschlagsstoffe feinkörnig und nicht nach dem Betonprinzip zusammengestellt. Damit ist er leichter verarbeitbar als die Mastixbeläge (siehe unten), ist aber wegen des höheren Gehaltes an Bindemitteln qualitativ schlechter als diese.

Asphaltmastix ist eine bituminöse Masse aus Sand und Füller mit Straßenbaubitumen und Naturasphalt. Beim Einbau wird auf die noch heiße Oberfläche 15 bis 25 kg/m<sup>2</sup> Edelsplitt der Körnung 5/8 mm, 8/11 mm oder 11/16 mm aufgestreut und mit einer Walze eingedrückt. Anschließend wird das überschüssige Streumaterial entfernt. Die Asphaltmastixdeckschicht stellt dann das Asphaltmastix zusammen mit dem Splitt dar.

Splittmastixasphalt ist ein Mineralstoffgemisch mit Ausfallkörnung, Straßenbaubitumen und stabilisierenden Zusätzen. Zur Erhöhung der Anfangsgriffigkeit wird die Splittmastixasphaltdecke mit rohem oder bindemittelumhüllten Edelsplitt 2/5 mm und/oder Edelbrechsand abgestreut und eingewalzt. Nicht gebundenes Material wird entfernt.

Offenporige Asphaltdeckschichten stellen gegenüber den in den ZTV-Asphalt-StB behandelten Deckschichten eine besondere Bauweise für den oberen Teil des Oberbaus dar (FGSV, 1998). Das Mischgut (bituminierter Einkornsplitt plus Polymere) ist dabei so zusammengesetzt, dass die verdichtete Schicht einen hohen Hohlraumgehalt (mind. 22 Volumen %) aufweist. Man unterscheidet einlagigen offenporigen Asphalt (OPA, Dränasphalt) mit Schichtdicken von ca. 4 cm und einen so genannten zweilagigen offenporigen Asphalt (2OPA) neuester Technologie mit Gesamtdicken von ca. 7 cm. Die 2OPA-Beläge repräsentieren derzeit noch eine Sonderbauweise.



**Betondecken:**

Technische Regelungen für die Ausführung von Pflasterdecken enthält die DIN 18316 und die ZTV-Beton-StB. Betondecken bestehen aus abgestuften Mineralgemisch und Zement als Bindemittel. Als Zement wird Portland-, Eisenportland- oder Hochofenzement nach DIN 1164 verwendet.

Der Beton wird gleichmäßig und vollständig verdichtet eingebaut und dann geglättet. Für die Anfangsgriffigkeit wird der Beton nach der Glättung mit einem Stahlbesen oder einem Juteuch abgezogen (texturiert). Diese entstandenen Unebenheiten sind solange nötig, bis der glatte Überzug aus Zementmilch abgewittert ist und die natürliche Rauigkeit des gebrochenen Zuschlagstoffes an der Oberfläche voll zur Wirkung kommt.

**Pflasterdecken:**

Technische Regelungen für die Ausführung von Pflasterdecken enthält die ZTV-P-StB. Bei Pflasterdecken unterscheidet man zwischen Natursteinpflaster und Betonsteinpflaster. Bei beiden Bauweisen werden die Pflastersteine in eine Sand- oder Splittbettung verlegt. Pflasterdecken werden bevorzugt aus gestalterischen Gründen verwendet.

**Deckschichten ohne Bindemittel:**

Hierbei handelt es sich um eine Schicht aus abgestuften Mineralgemisch ohne Bindemittel. Anwendungsfälle sind landwirtschaftlicher bzw. ländlicher Wegebau.

**3.3.2 Einwirkungen auf die Fahrbahnoberfläche**

Die Fahrbahnoberflächen sind verschiedenen Einwirkungen ausgesetzt, so u. a.

Schlagkräften: Sie entstehen durch die Wechselwirkung Rad/Straße und werden durch die Unebenheiten der Fahrbahn, durch die Geschwindigkeit des Fahrzeuges, der Länge der Aufstandsfläche der Reifen und dem Gewicht des Fahrzeug bestimmt. Die Kenngröße ist die bemessungsrelevante Beanspruchung (B), welche mit der 4. Potenz des Quotienten aus tatsächlicher Achslast und einer Bezugsachslast steigt (FGSV, 1999).

Scherkräften: Entstehen durch die Wechselwirkung Rad/Straße bei Beschleunigungsprozessen. Sie führen zu Abpolieren der Oberflächen oder auch zum Verlust des umhüllenden und einbettenden Mörtels

Wasser und Frost: Führen in der Regel nur bei Vorschädigungen zu Rissen, Abplatzungen etc.

Temperatur: Bestimmt zum Beispiel die Steifigkeit von Asphaltsschichten. So ist die Nutzungsdauer einer Asphaltbefestigung im entscheidenden Maße von der Größe der thermisch induzierten Spannungen und der Häufigkeit ihres Auftretens bestimmt (BMV, 1993).

Schadstoffe und Salz: Zementbeton leidet z. B. durch die Karbonatisierung infolge des CO<sub>2</sub>-Gehaltes der Luft. Bitumen altert infolge atmosphärischer Einwirkungen. Er wird im Laufe der Jahre spröde und bekommt Risse.

### 3.3.3 Eigenschaften von Fahrbahnoberflächen

Eine der wesentlichsten Eigenschaften von Straßenoberflächen, neben dem Fahrbahnmaterial, stellt die *Rauigkeit* (Textur) dar. Diese beschreibt die geometrische Gestalt der realen Fahrbahnoberfläche als Abweichung von einer planen Oberfläche im Wellenlängenbereich von wenigen µm bis einigen Dezimetern (FGSV, 2004):

- Mikrorauigkeit im Bereich kleiner 0.5 mm
- Makrorauigkeit im Bereich 0.5 mm bis 50 mm und
- Megarauigkeit im Bereich 50 mm bis 500 mm.

Von der Bauweise, den verwendeten Baustoffen, den Einbaubedingungen sowie den Einwirkungen des Verkehrs, des Wetters und des Winterdienstes hängt es ab, welche Rauigkeit eine Fahrbahnoberfläche angenommen hat. Diese Umstände und Einwirkungen ergeben in der Praxis eine große Vielfalt von Fahrbahnoberflächen. Die **Abb. 3.1** stellt idealisierte Formen von Oberflächentypen dar. Die Rauigkeit kann z. B. über Lasertexturmessungen bestimmt werden.

Die Wirkung der Rauigkeit zusammen mit der stofflichen Beschaffenheit der Fahrbahnoberfläche auf den Reibungswiderstand des Fahrzeugreifens unter festgelegten Bedingungen bestimmt die *Griffigkeit*. Während der Fahrt eines Fahrzeuges auf der Straße werden ständig Kräfte zwischen Reifen und Fahrbahn übertragen. Die **Abb. 3.2** zeigt für die in **Abb. 3.1** dargestellten Oberflächentypen den sog. Gleitbeiwert, ein Maß für die Griffigkeit, in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit. Eine ausreichende Griffigkeit ist somit mitbestimmend für den Gebrauchswert der Straße, aber auch ein Maß für die Kraftübertragung beim Bremsen, Beschleunigen und Kurvenfahren auf die Fahrbahn. Die Griffigkeit wird z. B. mit Hilfe des Pendelgerätes (Skid Resistance Tester, SRT) in Kombination mit dem Ausfluss-

messer nach Moore oder mit dem Messsystem SCRIM (Sideway-Force Coefficient Routine Investigation Machine) erfasst.


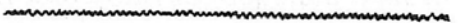
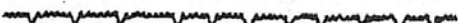
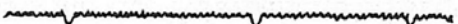



Oberflächentyp	Darstellung	Beschreibung
1		Weder Grob- rauheit noch Fein- rauheit
2		Nur Feinrauheit
3		Grob- rauheit (durch Spalten und Mulden) und Feinrauheit
4		Grob- rauheit und Feinrauheit wie Typ 3, jedoch geringe Dichte der Grob- rauheit
5		Grob- rauheit (durch Zwischen- räume zwischen den groben Körnern) und Feinrauheit (durch Kantenschärfe der gro- ben Körner)
6		Grob- rauheit (durch Zwischen- räume zwischen den groben Körnern), jedoch keine Fein- rauheit
7		Grob- rauheit (durch Spalten und Mulden), jedoch keine Fein- rauheit

Abb. 3.1: Makrorauigkeit und Mikrorauigkeit der Straßenoberfläche- Oberflächentypen (Quelle: FGSV, 2004).

Der *Polierwert PSV* (Polished Stone Value) von Splitt ist ein Maß für die Widerstandsfähigkeit eines Mineralstoffes gegen die polierende Wirkung von Fahrzeugreifen (FGSV, 2004). Er kann damit ebenfalls einen Indikator für den Fahrbahnabrieb darstellen. Der Polierwert kann nach den Verfahren nach Wehner/Schulze (PWS) bzw. British Standard 812 (BS) ermittelt werden. Untersuchungen zur Ermittlung des Polierwiderstandes von Mineralstoffen zeigten, dass „Grauwacke“ mit Abstand den höchsten Polierwiderstand besitzt. Es folgen die Gesteine „Diabas“, „Kiessplitt 2“ und „Basalt“. Die Gesteine „Kiessplitt 1“ und „Dolomit“ weisen dagegen einen niedrigen Polierwiderstand auf (Dames et al., 1997).

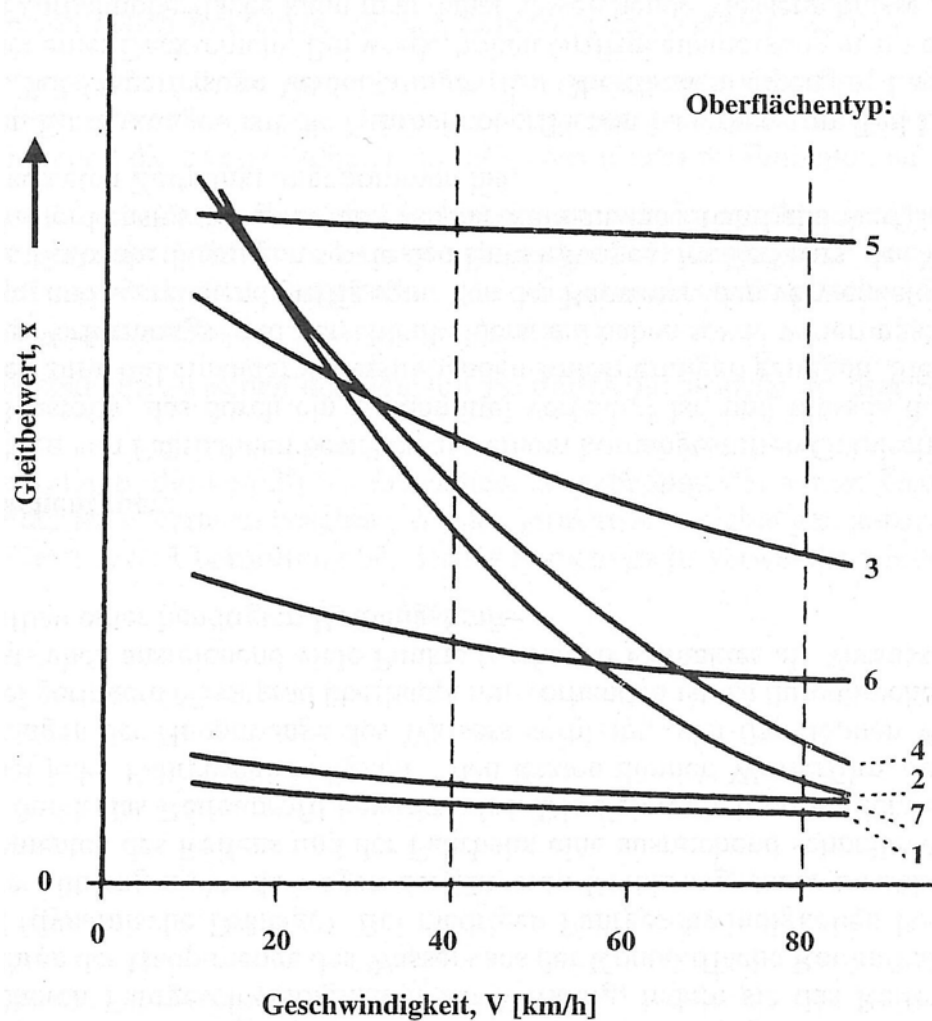


Abb. 3.2: Abhängigkeit des Gleitbeiwertes von der Geschwindigkeit und den Oberflächentypen gemäß **Abb. 3.1**. (Quelle: FGSV, 2004).

### 3.3.4 Zeitliche Entwicklung des Zustandes von Fahrbahnoberflächen

Im Laufe der Beanspruchung von Fahrbahnen können Veränderungen bzw. Schäden auftreten. Wesentlich für eventuelle Partikelemissionen sind die sog. Substanzschäden (Heller et al., 2005):

- Ausmagerung (Bindemittelverlust)
- Splittverlust und Abrieb (feinkörniger Substanzverlust)
- Rissbildung
- Ausbrüche (Schlaglöcher, Abplatzungen)
- Flickstellen
- Schwitzen/Bindemittelanreicherungen.

Horz et al. (1983) untersuchten den Abrieb von Beton- und Asphaltfahrbahnen in einem Zeitraum von drei Jahren (1975 bis 1978) auf stark befahrenen Autobahnen. Sie fanden Abriebswerte von 0.2 plus/minus 0.2 mm bei Zementfahrbahnen und 0.7 plus/minus 0.6 mm bei Asphaltfahrbahnen. Diese auf die Bauweisen bezogenen Werte sollen lt. der Autoren jedoch nicht überbewertet werden. Sie lassen lediglich den Schluss zu, dass der Abrieb auf Asphalt größer ist als auf Zementbeton.

In Sieker und Grottker (1988) sind für den Fahrbahnabrieb im Bereich der Rollspuren bei Straßen im offenen Gelände 0.1 bis 1.8 mm/10<sup>6</sup> Kfz für Asphaltfahrbahnen, bei Zementfahrbahnen 0 bis 0.6 mm/10<sup>6</sup> Kfz und für Stadtstraßen 0.5 bis 1.4 mm/10<sup>6</sup> Kfz genannt. Auch hier wird somit die Abriebsfestigkeit von Zementfahrbahnen höher bewertet als von Asphaltfahrbahnen.

Muschak (1990) nennt für Autobahnen (ohne Angabe eines DTV-Wertes und Art des Fahrbahnmaterials) einen Abrieb von ca. 1 mm pro Jahr.

Nach Diering (2001) liegt ein oberer Schätzwert für den Abrieb auf Berliner Straßen bei 0.03 mm/10<sup>6</sup> Kfz.

Huschek (2004) berichtete über Ergebnisse einer Langzeitstudie (1991 bis 2001) zur Entwicklung der Oberflächeneigenschaften auf der Versuchsstrecke Bamberg A70. Messtechnisch erfasst wurden dabei u. a. die Griffigkeit, die Querebenheit und die Polierresistenz.

Die Verkehrsmengen stiegen nach der Verkehrsfreigabe im Oktober 1991 von ca. knapp 17 000 Kfz/24h auf ca. 35 000 Kfz/24h im Jahr 2001 bei einem LKW-Anteil von ca. 20 %. Die Fahrbahnoberfläche bestand aus Asphalt mit, je nach Testfeld, unterschiedlichen Mineralstoffmischungen.

Die gewonnenen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Griffigkeit auf dem Fahrstreifen und den Überholstreifen entwickelte sich sehr unterschiedlich. Im Durchschnitt fiel während des Beobachtungszeitraumes von 10 Jahren die Griffigkeit auf 81 % (Fahrstreifen) bzw. 92 % (Überholstreifen) bezogen auf den Anfangswert ab. Auf dem Fahrstreifen erfolgt diese Griffigkeitsabnahme fast vollständig innerhalb der ersten 5 Jahre, danach ist sie nur gering. Auf dem Überholstreifen erfolgt die Griffigkeitsabnahme weitgehend linear mit der Zeit.
- Eine starke Spurrinnenbildung fand im 10-jährigen Untersuchungszeitraum nur auf einem Versuchsfeld statt (15 mm) (siehe **Abb. 3.3**). Auf allen anderen Versuchsfeldern

betrug die Spurrinnentiefe nach gleicher Belastungsdauer zwischen 3.3 mm und 6.5 mm. Zwei Felder mussten wegen Ausbrüchen und stark ausgeprägter Rissbilder nach 9 Jahren Betrieb erneuert werden. Inwieweit die Spurrinnenbildung durch Fahrbahnabrieb oder durch Verformung verursacht war, wurde vom Autor nicht diskutiert.

- Die Makrorauigkeit aller Versuchsfelder hat sich im gesamten Beobachtungszeitraum nur geringfügig verändert. Vorgänge der „Ausmagerung“ bzw. „Einebnung“ waren im Beobachtungszeitraum für die Rauigkeiten (3. bis 10. Liegejahr, für die ersten zwei Liegejahre lagen keine Daten vor) sehr gering.
- Der Vergleich der Mean Profile Depth (MPD) des Jahres 2001 mit denjenigen des Jahres 1994 zeigte, dass sich im Zeitraum von 7 Jahren die mittlere Rauigkeitstiefe (MPD) von 0.42 mm auf 0.49 mm, also um 7 % vergrößert hat. Nach Meinung des Autors ist dies ein Hinweis darauf, dass im vorliegenden Fall „Ausmagerungsprozesse“ gegenüber Einebnungsprozessen leicht dominiert haben.

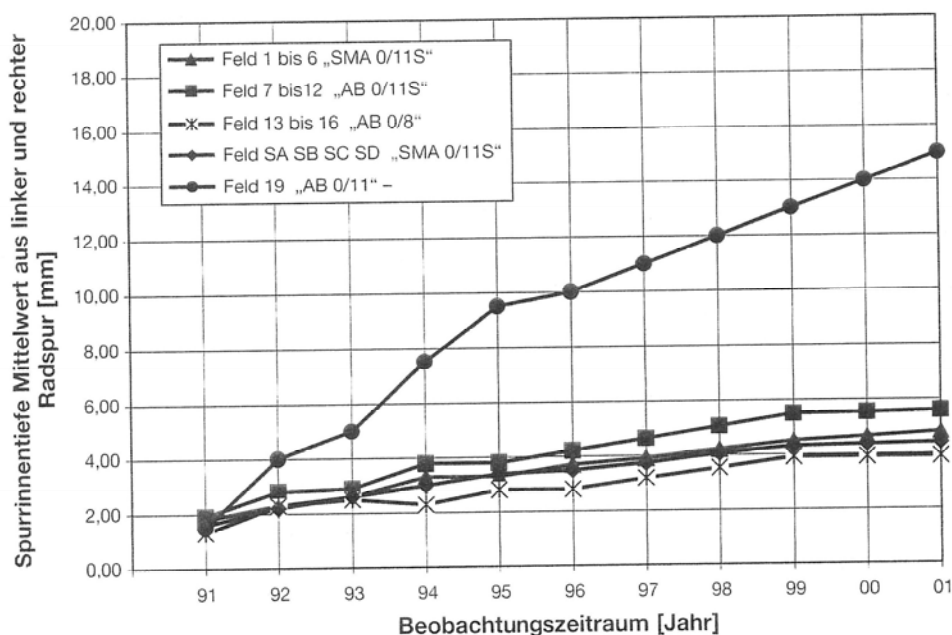


Abb. 3.3: Entwicklung der Spurrinnentiefe an der Versuchstrecke A 70 (Quelle: Huschek, 2004)

Beckhaus et al. (2002) untersuchten im Labor die Auswirkungen von Prallabrieb, Frost-Tausalz-Angriff und PH-lösender Angriff auf Straßenbeton-Oberflächen. Sie fanden, dass die Makrorauigkeit von hochfestem Straßenbeton nur von der ersten Prallabrieb Beanspruchung deutlich verändert und zwar „eingeebnet“ wurde.

Bei normalfesten Straßenbeton hatte bereits der PH-lösende Angriff eine deutliche Aufrauung der Makrorauigkeit bewirkt und im Laufe der ersten Prallabrieb-Beanspruchung wurden bereits teilweise die groben Zuschlagsstoffe freigesetzt. Das heißt, beim normalfesten Straßenbeton entsteht nach dem „Abnutzen und Abwittern“ der ursprünglich in den Oberflächenmörtel eingepprägten Textur (Jutetuch) quasi eine neue, waschbetonähnliche Textur.

Andere Arbeiten befassen sich mit der Erfassung sowie der Voraussage (Modellierung) von Oberflächenänderungen (Verformungen, Ermüdung etc.) von Fahrbahnbefestigungen (z. B. BAST, 2006; Heller et al., 2005; Rübensam et al., 2005; BAST, 2003; Gerlach et al., 1992). Wesentliche Erkenntnisse zu Fahrbahnabrieben bzw. Substanzverlusten werden dort nicht beschrieben.

Zwischenfazit:

Es gibt wie erwartet nachweislich zeitabhängige Veränderungen in den Eigenschaften der Fahrbahndeckschichten durch äußere Einflüsse. Diese sind u. a. abhängig von der Art der Deckschicht (Bindemittel, Mineralstoffarten, Zusatzstoffe).

Zementfahrbahnen scheinen abriebsfester zu sein als Asphaltfahrbahnen.

Asphaltfahrbahnen mit Grauwacke als Mineralstoffsplitt scheinen polierresistenter (und damit abriebsfester) zu sein, als zum Beispiel mit Kiessplitt oder Dolomit.

Hochfester Straßenbeton weist eine höhere Resistenz gegenüber Frost-Tausalz-Angriff und PH-lösenden Angriffen auf als normalfester Straßenbeton. Normalfester Straßenbeton scheint deshalb in der ersten Liegezeit höhere Materialverluste zu erleiden als hochfester Straßenbeton.

Sollten die von Huschek (2004, siehe oben) aufgezeigten Spurrinnen ausschließlich aus dem Straßenabrieb resultieren, so wären ca. 0.3 bis 0.6 mm Abrieb pro Jahr bzw. ca. 0.03 bis 0.06 mm/10<sup>6</sup> Kfz aus den Untersuchungen abzuleiten. Dies liegt in der gleichen Größenordnung wie die oben zitierten Werte von Muschak (1990) und Diering (2001), aber ca. eine Größenordnung niedriger als die Werte von Sieker und Grottker (1988).

### **3.3.5 Einfluss des Straßenzustandes auf die PMx-Emissionen**

In einer früheren Literaturrecherche stellte Lohmeyer (2004b) fest, dass gezielte Messungen zum Einfluss des Straßenzustandes bzw. der Art des Fahrbahnbelages auf die PMx-Emis-

sion bis dahin nicht vorlagen. Hinweise verschiedener Autoren über einen möglichen großen Einfluss wurden dahingehend „verarbeitet“, als dass in dem derzeit angewendeten PM10-Emissionsmodell für die nicht motorbedingten Partikelemissionen ein sogenannter Straßenkorrekturfaktor eingeführt wurde, der im Falle eines guten Zustandes (= Standardanwendung) den Wert 1 und im schlechten Zustand den Wert 3.6 annimmt. „Zwischenzustände“ können bisher nicht unterschieden werden. Zur Unterscheidung in guten und schlechten Zustand wurde ein Bewertungsschema entwickelt (siehe dazu Anhang A1). Es wurde auf die hohe Unsicherheit dieses Faktors bei einem hohen Einfluss auf die Emissionsergebnisse und damit auf den hohen Forschungsbedarf verwiesen.

Die im Rahmen des hier vorliegenden Projektes durchgeführte Literaturlauswertung ergab folgende neue Hinweise:

Gustafsson (2005) berichtete über die Auswertung von Abriebsversuchen an einem Prüfstand (Rundlauf). Gemessen wurden PM10-Massenkonzentrationen und PM10-Größenverteilungen. Hierbei variierte er sowohl das Material der „Fahrbahn“oberfläche (Dichter Asphalt mit Granit sowie Split-Mastixasphalt mit Quarzit), als auch die Reifen (Spikereifen sowie Winterreifen) und die „Fahr“geschwindigkeiten (0 bis 70 km/h). Zusätzlich betrachtete er den Einfluss von Streumaterialien (Sand, Split) auf die PMx-Konzentrationen. Folgende wesentliche Ergebnisse wurden gefunden:

- Spike-Reifen emittieren 40 bis 50-mal mehr PM10 als Winterreifen auf gleichem Fahrbahnmaterial (siehe **Abb. 3.4**)
- Der Split-Mastix-Asphalt mit Quarzit emittiert bei gleicher Geschwindigkeit mehrfach mehr PM10 als der dichte Asphalt mit Granit (**Abb. 3.5**).
- Höhere Geschwindigkeiten bedingen höhere PM10-Emissionen (**Abb. 3.4**) und einen höheren Anteil an PM2.5 (**Abb. 3.5**).
- Die analysierten PM10-Partikel am Prüfstand wurden von mineralischen Partikeln dominiert. PM10-Reifenabrieb und -Bitumen wurde erstaunlicherweise nicht identifiziert.
- Gewaschener Splitt liefert (unabhängig vom Reifentyp) weniger PM10 als ungewaschener Sand.



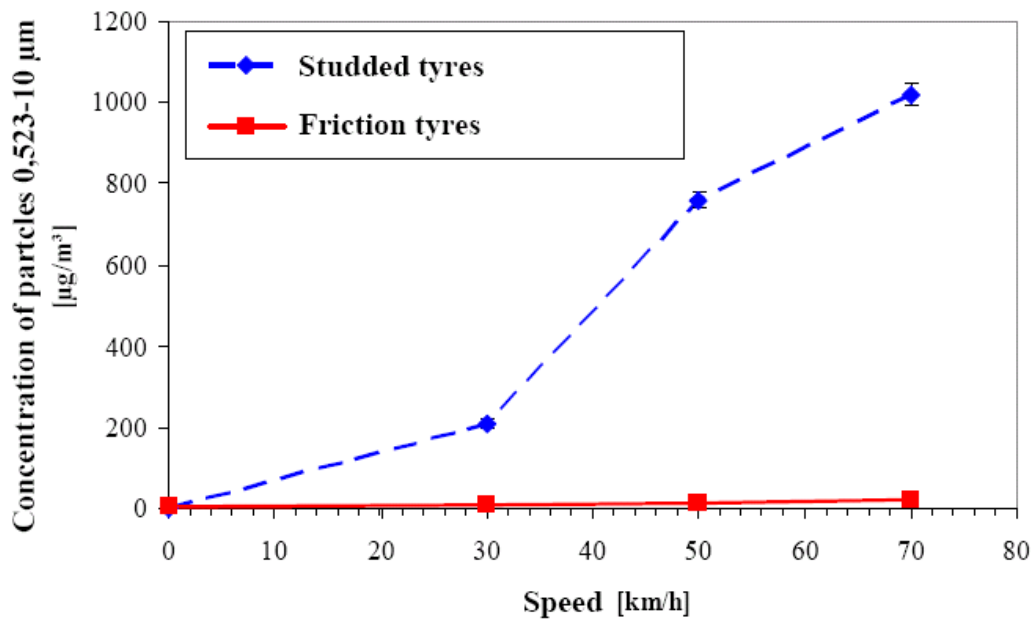


Abb. 3.4: Abhängigkeit der PM<sub>10</sub>-Konzentration von Reifentyp und Geschwindigkeit für Split-Mastixasphalt mit Quarzit. (Quelle: Gustafsson, 2005)

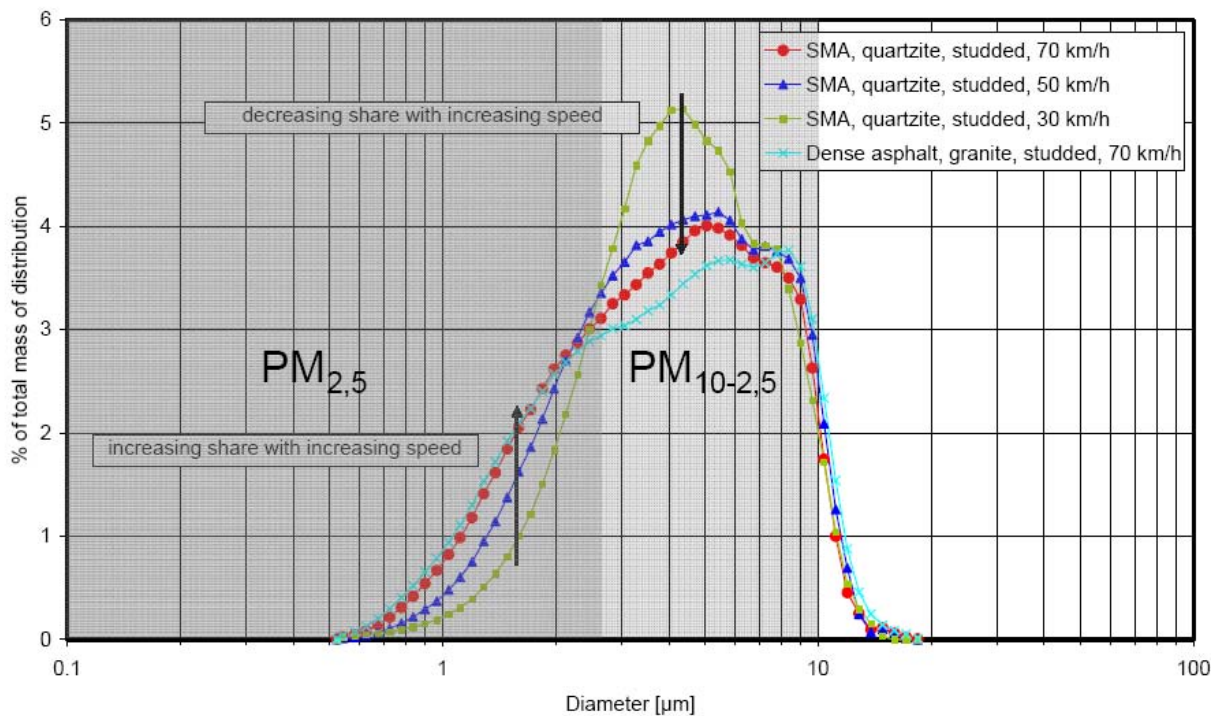


Abb. 3.5: Abhängigkeit der PM<sub>x</sub>-Größenverteilung an der PM<sub>10</sub>-Konzentration für Spikereifen von der Geschwindigkeit für Split-Mastixasphalt mit Quarzit sowie dichter Asphalt mit Granit. (Quelle: Gustafsson, 2005)

Gustafsson empfahl daraus als PM10-Minderungsstrategien die Verringerung der Fahrzeuggeschwindigkeiten, die Reduktion der Benutzung von Spikereifen in den nordischen Ländern, die Verwendung von Fahrbahnmaterialien, welche weniger Partikel produzieren, und die Nutzung von gewaschenen Split zur Streuung im Winter.

Dahl et al. (2006) berichteten von Auswertungen am gleichen Prüfstand. Hier ging es um das Studium von Partikelanzahlverteilungen und Partikelanzahlemissionsfaktoren im Größenbereich zwischen 15 und 700 nm infolge der Reifen-Fahrbahnwechselwirkung. Untersucht wurden verschiedene Kombinationen von Reifen, Fahrbahnoberflächen und Geschwindigkeiten. Sie stellten fest, dass die Partikelgrößenverteilung und die Quellstärke im o. g. messbaren Größenbereich von der Art des benutzten Reifens abhängig war und nicht von der Art des Fahrbahnbelages. Die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren nahmen mit zunehmender Geschwindigkeit (untersucht wurde der Geschwindigkeitsbereich 30 bis 70 km/h) zu. Zwischen 50 und 70 km/h für Reifen ohne Spikes etwa um den Faktor 3. Die Partikel wurden bei den Reifen ohne Spikes mit zunehmender Geschwindigkeit größer.

Moosmüller et al. (1998) untersuchten die PM10-Emissionen bei befestigten Straßen mit unbefestigten Bankettes. Sie leiteten aus Ihren Untersuchungen ab, dass nur große fahrzeugerzeugte Turbulenzen, wie sie von großen LKW bzw. Fahrzeugen mit Anhänger mit Fahrzeuggeschwindigkeiten von mehr als 100 km/h induziert werden, zu signifikanten PM10-Einträgen unter trockenen Bedingungen geführt haben. Kleinere Fahrzeuge lieferten vernachlässigbare PM10-Einträge aus diesen unbefestigten Bereichen.

Gertler et al. (2005) variierten an einer befestigten Straße die Befestigungsarten des Bankettes und ermittelten ebenfalls die PM10- und zusätzlich die PM2.5-Emissionen. Eine erste Auswertung zeigte deutliche Minderungen sowohl beim PM10 als auch beim PM2.5 für die Fälle, dass die Bankette mit Asphalt bzw. Zement befestigt wurden gegenüber den Fällen unbefestigter bzw. mit Splitt verdichteter Bankette. Eine endgültige Auswertung bzw. Veröffentlichung der Ergebnisse steht noch aus. Systematische Emissionsbestimmungen für unterschiedliche Befestigungsarten der Fahrbahn wurden in dieser Untersuchung nicht geführt.

In EMEP/CORINAIR sind Emissionsfaktoren für Straßenabrieb angegeben (CORINAIR, 2006). Für den *Straßenabrieb* lagen lt. der Autoren bei deren Herleitung nur sehr wenig Informationen aus der Literatur vor. Deshalb konnten keine Abhängigkeiten dieser Emissionen von der Art der Fahrbahnoberflächen bzw. vom Straßenzustand berücksichtigt werden.

Weitere relevante Literatur zu diesem Themenschwerpunkt wurde nicht gefunden.

## 4 ZUSAMMENSTELLUNG DER DATENSÄTZE

Eine Zusammenstellung der betrachteten Messstellen inkl. der dort vorliegenden Messdaten ist in den folgenden Kapiteln aufgeführt. Diese Messstellen sind infolge der Ergebnisse der in den letzten vier Jahren durchgeführten Forschungsprojekte im Sinne der Aufgabenstellung als geeignet und interessant zu bewerten. Soweit möglich wurden bereits vorliegende Datensätze aktualisiert.

Die abgeschlossenen Untersuchungen an Autobahnen und Außerortsstraßen (Lohmeyer, 2004a) haben gezeigt, dass die PM10-Emissionen und –Immissionen auf diesen Straßenkategorien im Allgemeinen auf einem eher niedrigen Niveau liegen. Der Schwerpunkt neuer Messungen liegt deshalb auf stark befahrene Innerortsstraßen mit dichter Randbebauung. Im folgenden werden die örtlichen Gegebenheiten an den Messstellen und die vorliegenden Datensätze vorgestellt.

Für alle untersuchten Straßenabschnitte wurde eine Bewertung des Straßenzustandes durchgeführt (siehe Anhang A1).

### 4.1 Lützner Straße in Leipzig

#### 4.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Messstelle befindet sich an der Lützner Straße im Leipziger Stadtteil Lindenau zwischen Marktstraße und Goetzstraße (siehe dazu **Abb. 4.1**).

In diesem Bereich erfolgt die Bündelung zweier Bundesstraßen (B 87 und B 181) als eine der Hauptverbindungsstraßen zwischen dem Leipziger Westen und dem Stadtzentrum von Leipzig mit einem entsprechenden hohen Verkehrsaufkommen (ca. 20 000 bis 30 000 Kfz/Tag).

Die Lützner Straße wurde zwischen 2005 und Anfang 2006 grundhaft saniert. Vor der Sanierung wies sie im o. g. Bereich einen zweistreifigen Ausbau (je eine Fahrspur pro Fahrtrichtung) auf, wobei die stadteinwärtige Richtungsfahrbahn ca. 6.30 m breit, die stadtauswärtige ca. 3.30 m breit ist. Die Fußwege (Breite ca. 5.10 m bis 5.70 m) wurden teilweise als Parkstreifen genutzt.

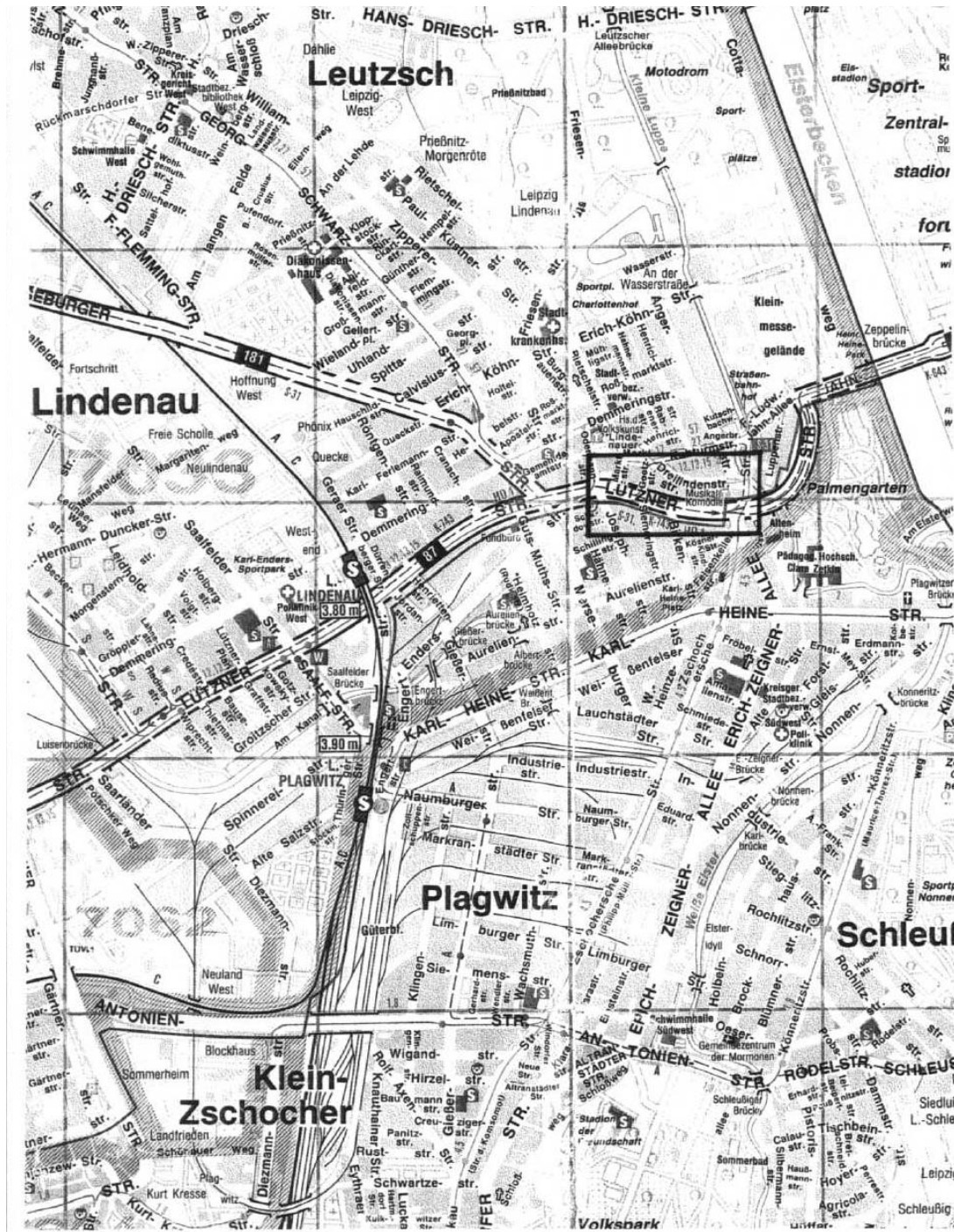


Abb. 4.1: Einordnung der Lützner Straße im Lageplan

Der Untersuchungsort ist weiterhin durch eine dichte und geschlossene Randbebauung sowohl an der Lützner Straße als auch an den einmündenden Straßen geprägt. Eine Besonderheit stellte der vor der Sanierung vorliegende schlechte Fahrbahnzustand (vielfach ge-

flickter bzw. rissiger Asphaltbelag, teilweise unbefestigte Gehwege etc.) dar (**Abb. 4.2**). Zu näheren Charakterisierung der Station und der Umgebung siehe auch Lohmeyer (2001, 2004b).

Die Situation nach der Sanierung zeigt die **Abb. 4.3**. Es wurden u. a. die Fahrbahndecke erneuert (Asphalt), die Gehwege instand gesetzt, Parkbuchten eingerichtet, Fahrradwege abmarkiert und z.T. die Knotenpunkte ausgebaut.

#### **4.1.2 Datenverfügbarkeit**

##### **Verkehrsdaten**

Das sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) betreibt im Bereich der Messstelle Lützner Straße eine Verkehrszählstelle über Induktionsschleifen. Die entsprechenden Verkehrsdaten, unterteilt in die Fahrzeuggruppen PKW, PKW mit Anhänger, LKW, LKW mit Anhänger und sonstige Fahrzeuge (z. B. Motorräder, Fahrräder etc.) werden als ½-Stunden-Werte kontinuierlich aufgezeichnet. Leider konnte diese Zählstelle nach der Fahrbahnsanierung im Jahr 2006 nicht wieder in Betrieb genommen werden.

Durch die TU Dresden erfolgte am 28.09.2006 die messtechnische Erfassung der Verkehrssituationen und Fahrzeuggeschwindigkeiten zwischen Jahnallee und Cranachstraße (und somit auch im Bereich der Messstelle) sowie ebenfalls am 28.09.2006 eine 24h-Verkehrszählung. Temporäre Verkehrszählungen lagen auch von der Stadt Leipzig vor.

##### **Immissionsdaten**

An der Lützner Straße gab es keine explizite Hintergrundmessstelle, die kontinuierlich Daten über den gesamten Messzeitraum aufzeichnete. Temporär durchgeführte Messungen (Oktober 2003 bis Januar 2004 sowie August 2004 bis Oktober 2004) erfolgten vor der Straßensanierung an der Schillingstraße Ecke Merseburger Straße, ca. 200 m südlich der Lützner Straße. Dieser Bereich ist durch den Schutz der vorgelagerten Häuserfronten und die Entfernung zur Lützner Straße nicht beeinflusst durch die Zusatzbelastungen der Lützner





Fahrbahnschäden (Netzrisse  
und Risshäufungen)



Gehweg (unbefestigt, stark verschmutzt)

Abb. 4.2: Blick in die Lütznauer Straße stadteinwärts (oben) sowie Schäden an der Fahrbahn und an den Gehwegen (Mitte und unten) für den Zustand **vor** der Sanierung



Abb. 4.3: Blick in die Lützner Straße stadteinwärts (unten) sowie stadtauswärts mit Messstelle (oben) für den Zustand **nach** der Sanierung

Straße und repräsentiert damit gut die Hintergrundbelastung für den Bereich der Lützner Straße.

Diese Daten können zur Diskussion der Hintergrundmessung Leipzig-West verwendet werden. In einer Entfernung von ca. 3 km befindet sich die LfUG-Dauermessstelle Leipzig-West (Nikolai-Rumjanzew-Str. 100), an der neben meteorologischen Daten (z. B. Windrichtung, Windgeschwindigkeit) kontinuierlich auch PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub> gemessen werden. Diese Messstation ist zur Messung der städtischen Hintergrundbelastung in Leipzig eingerichtet worden. Ca. 40 km östlich von Leipzig befindet sich die Station Collmburg. Diese repräsentiert die regionale Hintergrundbelastung. Auch hier werden u. a. PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub> kontinuierlich gemessen.

Durch das LfUG Sachsen wurden folgende Daten für die Situation vor dem Ausbau, während der Bauphase sowie nach der Sanierung zur Verfügung gestellt:

- Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) und soweit vorhanden Verkehr (PKW, PKW mit Anhänger, LKW, LKW mit Anhänger und sonstige Fahrzeuge (z. B. Motorräder, Fahrräder etc.)) für den Zeitraum 01.11.2003 bis 31.12.2006 an den Stationen Lützner Straße, Leipzig-West und Collmburg.
- Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) sowie NO<sub>x</sub> an der temporären Hintergrundmessstelle Schillingstraße/Merseburger Str. für die Zeiträume 18.10.03 bis 13.01.2004 sowie 13.08.2004 bis 06.10.2004
- NO<sub>x</sub>-Tagesmittelwerte zwischen 01.11.2003 und 31.12.2006 für die Lützner Straße, Leipzig-West und Collmburg.
- Tagesniederschlagssumme für Leipzig-West im Zeitraum zwischen 01.11.2003 und 31.12.2006.
- PM<sub>2.5</sub> und Ruß-Tagesmittelwerte (soweit vorhanden) zwischen 01.11.2003 und 31.12.2006.
- Windgeschwindigkeit und Windrichtung an der DWD-Station Leipzig-Schkeuditz im Zeitraum 01.04.2004 bis 31.12.2006.



## 4.2 Berliner Straße in Nauen

### 4.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Berliner Straße liegt im Ortszentrum von Nauen (**Abb. 4.4**). Sie war eine im Wesentlichen zweistreifige Straße mit Aufweitungen an den Knotenpunkten bzgl. Abbiegespuren. Ihre Lage ist Ost-West orientiert. Durch die anliegende kompakte und hohe Bebauung liegt hier ein Straßenschluchtcharakter vor. Im Jahr 2002 waren der Fahrbahnbelag (Asphalt) und die Gehwegbereiche in einem guten Zustand. Die **Abb. 4.5** vermitteln einen Eindruck von den dort im November 2002 vorgelegenen örtlichen Gegebenheiten.

Bis zum Jahr 1999 war bereits ein Bereich vom Knotenpunkt Berliner Straße/Rathausplatz bis etwa zur Mitte der Berliner Straße in Richtung Knoten Berliner Straße/Mittelstraße fahrbahnmäßig saniert (Asphalt). Die andere Hälfte dieses Straßenabschnittes hatte als Fahrbahnoberfläche noch Kleinpflaster, welches teilweise mit Asphalt geflickt war. Die Gehwege waren auf der gesamten Länge in einem guten Zustand.

Mitte bis Ende September 1999 fand ein teilweiser Fahrbahnbelagswechsel statt. Zwischen der Kreuzung Berliner Straße/Mittelstraße und dem bereits sanierten Bereich wurde auf das Kleinpflaster eine Asphaltsschicht aufgetragen. Weitere Veränderungen wurden nicht vorgenommen. In der **Abb. 4.6** ist der Zustand im Juli 1997 zu erkennen.

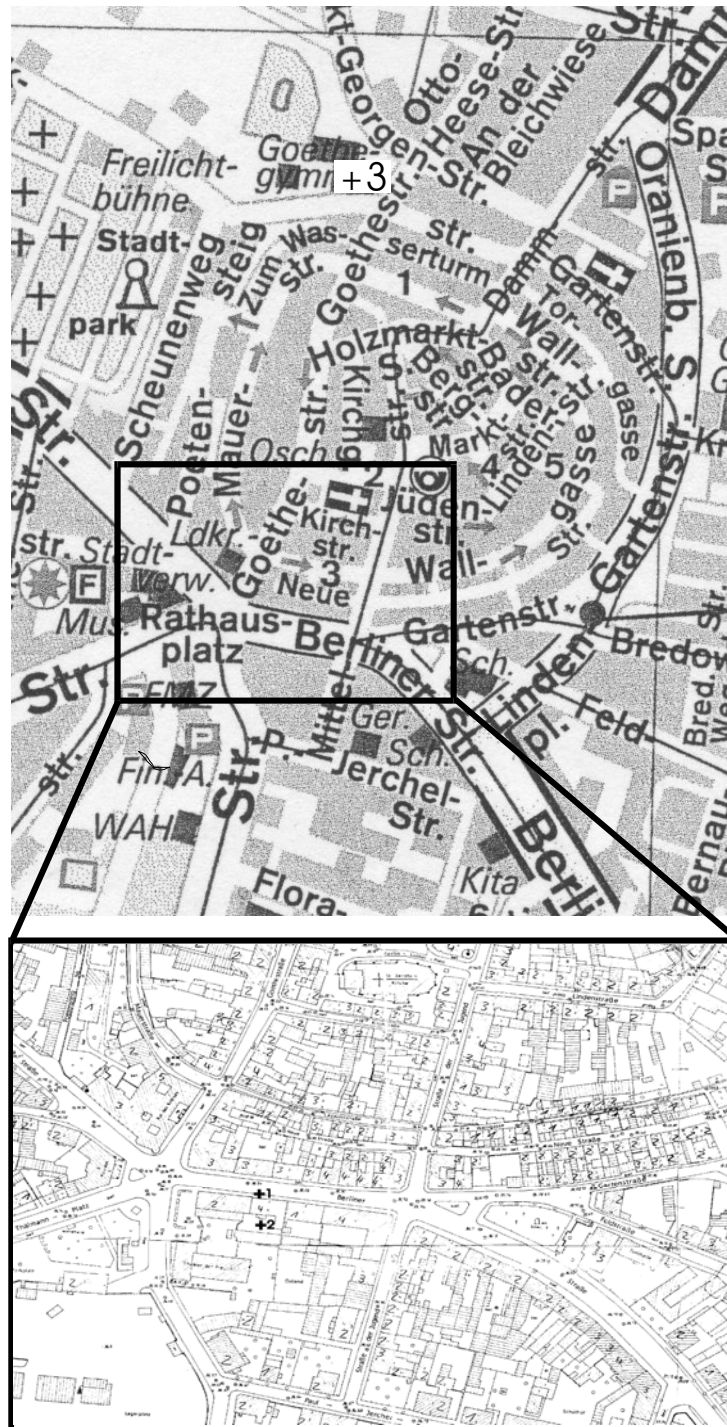


Abb. 4.4: Übersichtsplan (oben) und Katasterplan des Untersuchungsgebietes (unten) um die Berliner Straße. Mit 1 ist die Dauermessstelle Berliner Straße 3 gekennzeichnet, mit 2 eine temporäre Hintergrundmessstelle und mit 3 die Hintergrundmessstelle am Gymnasium. (Quelle: Lohmeyer, 2003a).



Abb. 4.5: Blick in die Berliner Straße in Richtung Nord-Ost (oben) sowie in Richtung Süd-Ost im November 2002 (unten). Die Ansaugstutzen der Messstelle sind oben Mitte zu erkennen. (Quelle: Lohmeyer, 2003b)



Abb. 4.6: Blick in die Berliner Straße in Richtung Süd-West im Juli 1997, also noch vor dem Fahrbahnbelagswechsel. Zu sehen ist im vorderen Teil der vielfach geflickte Kleinpflasterbelag. Die Messstelle befindet sich an dem hohen Gebäude links neben dem Bus. (Quelle: Lohmeyer, 2003b)

#### 4.2.2 Datenverfügbarkeit

Auch für die Berliner Straße liegen Messdaten für die Situation vor und nach einer teilweisen Straßensanierung vor. Eine erste Auswertung im Rahmen der Erstellung des Luftreinhalteplanes Nauen (Lohmeyer, 2003b) wies auf ein deutliches Minderungspotenzial durch die Fahrbahnsanierung hin. Zusätzlich zu dieser Untersuchung werden die meteorologischen Einflüsse in die Auswertung einbezogen.

Folgende Messstellen wurden in die Datenanalysen einbezogen:

- Dauermessstelle an der Berliner Straße 3 (siehe +1 in **Abb. 4.4**, unten), im Folgenden auch Verkehrsmessstelle genannt.
- Messstelle auf dem Hinterhof der Berliner Straße 3 (siehe +2 in **Abb. 4.4**, unten) zur Erfassung der Hintergrundbelastung für die Berliner Straße. Diese Messstelle ging erst September 2002 in Betrieb.

- Messstelle am Gymnasium Nauen zur Erfassung des städtischen Hintergrundes (siehe +3 in **Abb. 4.4**, oben). Daten liegen hier bis April 2002 vor.
- Messstelle Paulinenaue zur Erfassung der ländlichen Hintergrundbelastung.
- Messstelle des UBA Neuglobsow zur Erfassung der regionalen Belastung und der Windverhältnisse.
- Messstelle des LUA Brandenburg in Premnitz zur Erfassung der städtischen Hintergrundbelastung in Premnitz und der Windverhältnisse.
- Messstelle des LUA Brandenburg in Neuruppin zur Erfassung der städtischen Hintergrundbelastung in Neuruppin.
- Niederschlagsmessstelle des DWD in Berge.

#### **Verkehrsdaten**

- Tagesmittelwerte des Verkehrs aus den Verkehrsmessungen für DTV und Schwerverkehr (kontinuierliche Wochenzählung) für die Berliner Straße in Nauen für die Bezugsjahre 1998 bis 2003.

#### **Immissionsdaten**

Vom Landesumweltamt Brandenburg wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

- Tagesmittelwerte der Schadstoffe PM10 (KleinfILTERgerät), EC, Benzol, NO<sub>2</sub> (Passivsammler) an der Verkehrsmessstation Nauen, Berliner Straße seit 1997.
- Tagesmittelwerte aus den Immissionsmessdaten der Schadstoffe NO und NO<sub>2</sub> im innerstädtischen Hintergrund von Nauen seit 1997. Tagesmittelwerte der PM10- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen im Hinterhof der Berliner Straße soweit verfügbar.
- Tagesmittelwerte aus den Immissionsmessdaten der Schadstoffe NO, NO<sub>2</sub> und PM10 im innerstädtischen Hintergrund von Neuruppin und Premnitz.
- Tagesmittelwerte aus den Immissionsmessdaten NO<sub>2</sub>, SST (ab 2002 PM10) und Benzol der ländlichen Hintergrundmessstation Paulinenaue sowie der Messstelle in Neuglobsow (NO<sub>2</sub>, SST, PM10).

### Meteorologische Daten

- Tagesmittelwerte der Windgeschwindigkeiten und Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen im Tagesmittel für die Stationen in Nauen sowie häufigste Windrichtung im Tagesmittel für die Stationen Neuglobsow und Premnitz.

## 4.3 Bergstraße in Erfurt

### 4.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Bergstraße befindet sich nordwestlich der Innenstadt von Erfurt. Sie ist von Südwesten nach Nordosten ausgerichtet und verläuft somit etwa parallel zur Hauptwindrichtung über Dach (**Abb. 4.7**). Sie ist eine Einbahnstraße, die von Nordost in Richtung Südwest befahren wird. Es besteht eine Geschwindigkeitsbeschränkung auf 30 km/h. Die Fahrzeuge fahren bergauf bei einer mittleren Längsneigung der Trasse von ca. +4.6 %. In diesem Bereich hat die Straße einen typischen Schluchtcharakter (beidseitig der Straße ca. vierstöckige Wohnhäuser, keine Lücken zwischen den Gebäuden, Straßenbreite von Fassade zu Fassade ca. 17 m).

Im Zeitraum 14.08.2006 bis 06.03.2007 wurde die Bergstraße grundhaft saniert. Hierbei wurde u. a. der Fahrbahnbelag und die Gehwege erneuert sowie die Vorgärten hergerichtet.

Die **Abb. 4.8** zeigt zwei Fotos der Bergstraße vor der Sanierung. Die Fahrbahn bestand aus Pflastersteinen, in Teilbereichen wurden kleinräumige Ausbesserungen mit Asphalt vorgenommen. Die an die Fahrbahn anschließenden Gehwege waren mit Gehwegplatten befestigt, die zum Teil Risse und Sprünge aufwiesen. An den Gehweg schloss sich beidseitig der Straße ein meist unbefestigter Vorgartenbereich an, in dem z. T. ungeordnet Materialien wie Erde und Sand zu erkennen sind (**Abb. 4.8**, unten). Für diesen Zustand kann der Straßenzustand entsprechend Anhang A1 mit „schlecht“ bewertet werden.

Die **Abb. 4.9** zeigt ein Foto, aufgenommen am 27. Februar 2007. Die Fahrbahn ist bereits saniert und hat eine neue Asphaltdecke bekommen. Restarbeiten wurden noch in den Gehwegbereichen und Vorgärten durchgeführt. Der Straßenzustand kann hier entsprechend Anhang A1 mit „gut“ bewertet werden.

In der Bergstraße wird von der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) eine kontinuierliche Messstelle betrieben. Diese Messstelle befindet sich an der südlichen Fassade in Höhe der Bergstraße 28 und 29. Sie ist ca. 2 m vom Fahrbahnrand entfernt und



auch zu den Gebäuden hin ergibt sich ein Abstand von ca. 2 m. An der Station wird unter anderem die  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Belastung kontinuierlich erfasst.

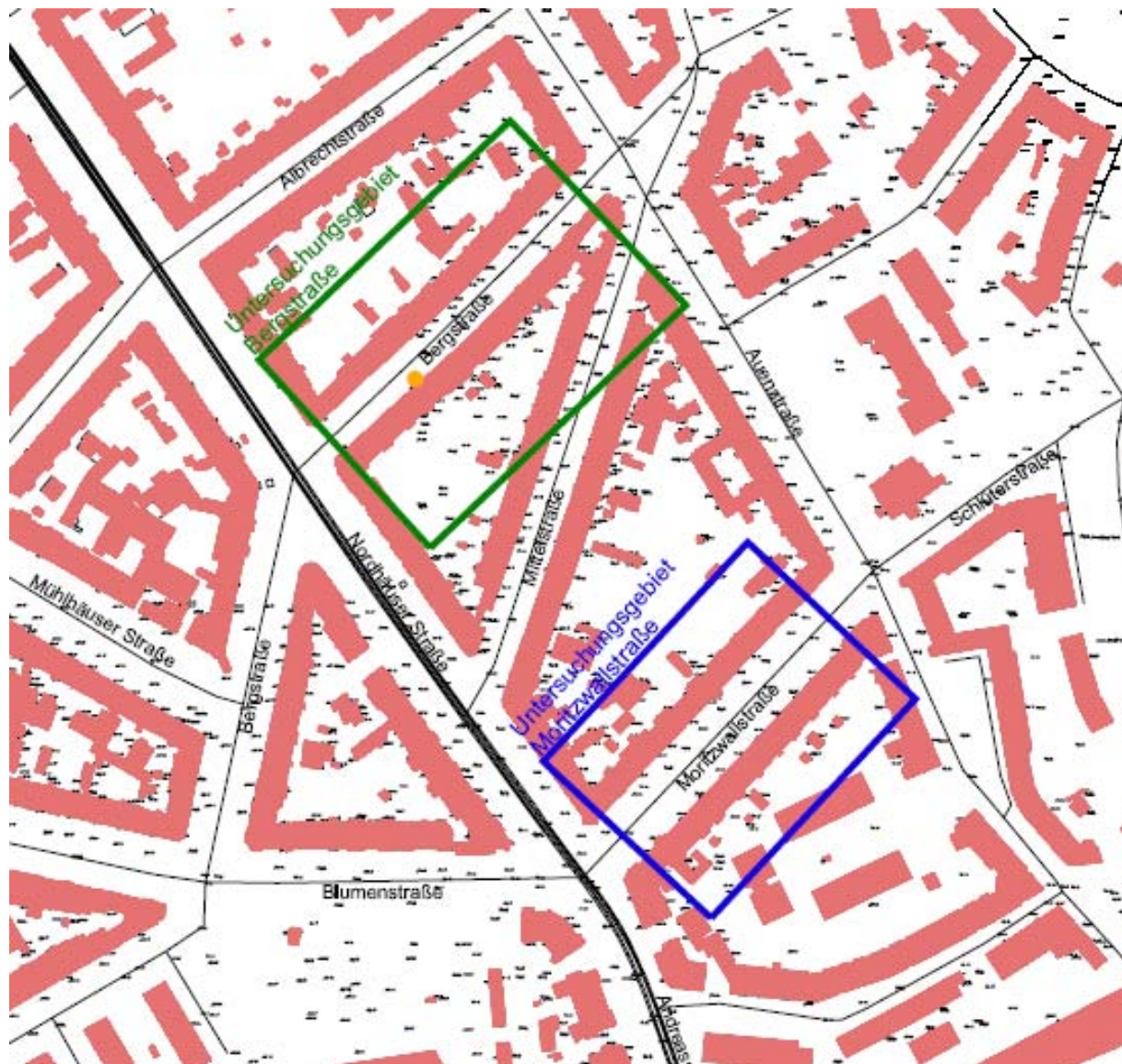


Abb. 4.7: Die Bergstraße im Lageplan. Gelb markiert ist die Lage der Messstelle.  
(Quelle: Moldenhauer et al., 2004)



Abb. 4.8: Erfurt Bergstraße vor der Sanierung (oben: Blick von der Nordhäuser Straße in die Bergstraße; unten: Fahrbahnbelag und Beschaffenheit des Gehweges) (Quelle: Moldenhauer et al., 2004)





Abb. 4.9: Blick von der Nordhäuser Straße in die Bergstraße am 27.02.2007

#### 4.3.2 Datenverfügbarkeit

Von der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

##### Immissionsdaten

- 1-Stundenmittelwerte der PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen zwischen November 2002 und Oktober 2003 (gleitendes Jahr) an den Messstationen Bergstraße und Krämpferstraße (in erster Näherung städtische Hintergrundstation) in Erfurt sowie Hummelshain (großräumige Hintergrundstation). Weiterhin lagen Tagesmittelwerte von Ruß im gleichen Messzeitraum vor.

- Tagesmittelwerte der PM10-, NOx- und Ruß-Konzentrationen im Zeitraum 1.1.2005 bis 09.01.2008 an den Messstationen Bergstraße, Heinrichstraße, Krämpferstraße in Erfurt sowie Hummelshain

### **Verkehrsdaten**

Es lagen Verkehrsstärken (DTV, LKW-Anteil) für die Situation vor der Sanierung vor. Von der TU Dresden wurde am 28.3.2007 eine messtechnische Ermittlung der Verkehrssituationen und eine Verkehrszählung durchgeführt.

### **Meteorologische Daten**

Für den Zeitraum 01.01.2005 bis 09.01.2008 lagen folgende Informationen vor:

- Tagessummen des Niederschlags an der DWD-Station Erfurt-Bindersleben
- Stundenmittelwerte von Windrichtung und -geschwindigkeit an der DWD-Station Erfurt-Bindersleben und an der Heinrichstraße
- Tägliche Klassifizierung der Wetterlagen sowie Angaben zur Stabilität der Atmosphäre

Somit liegen Messdaten für eine Pflasterstraße im schlechten Zustand vor, die im Einbahnstraßenregime befahren wird und eine Geschwindigkeitsbeschränkung auf Tempo 30 hat.

Analoge Daten für die Situation nach der Fahrbahnsanierung liegen ebenfalls vor.

## 5 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER LÜTZNER STRASSE

Der Schwerpunkt der Datenauswertung für die Lützner Straße in Leipzig lag darin aufzuzeigen, welchen Einfluss dort eine durchgeführte Grundsanie rung der Straße einschließlich der Verbesserung des Zustandes der Fahrbahnoberfläche und der Gehwege auf die PM10-Belastungen hatte. Dazu wurde zunächst eine Vorher-/Nachher-Betrachtung der Verkehrsmengen und der PM10- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen durchgeführt. Weiterhin erfolgte eine messtechnische Bestimmung des Verkehrsflusses und der Fahrzeuggeschwindigkeiten für den Zustand nach der Fahrbahnsanie rung, um eine genaue Grundlage für die Ableitung der PM10-Emissionen an dieser Straße zu haben.

Die Bauarbeiten an der Lützner Straße fanden im Zeitraum 01.04.2005 bis 28.05.2006 statt. Im Zeitraum 11.07.2005 bis 31.05.2006 war die Lützner Straße zwischen Odermannstraße und Zschochersche Straße halbseitig gesperrt. Dabei wurde der Verkehr zeitweise direkt am Messcontainer (**Abb. 5.1** links) zeitweise auf den vom Messcontainer abgerückten Fahrstreifen vorbeigeführt (**Abb. 5.1** rechts).



Abb. 5.1: Bauliche und verkehrliche Situation Oktober 2005 (links) bzw. Mai 2006 (rechts) in der Lützner Straße

## **5.1 Bestimmung der Fahrzeuggeschwindigkeiten und der Verkehrssituation**

### **5.1.1 Allgemeines**

Um die Emissionen auf einem bestimmten Straßenzug berechnen zu können, ist die genaue Kenntnis der im Untersuchungszeitraum vorliegenden mittleren Verkehrssituationen und Fahrmuster erforderlich. Die bisherigen Erfahrungen mit den UBA-Emissionsfaktoren zeigen, dass gerade die Unsicherheiten im Umgang mit diesen Verkehrssituationen zu einer breiten Streuung der Berechnungsergebnisse bei verschiedenen Untersuchungen führten. Je nach (oftmals pauschaler) Einschätzung der Fahrmuster können die Ergebnisse der Emissionsabschätzungen um bis zu 50 %, in Extremfällen sogar noch darüber, um den „realen Wert“ streuen. Die genaue Bestimmung der Fahrmuster ist für Emissions-/Immissionsbetrachtungen somit unverzichtbar.

Vom Lehrstuhl für Verkehrsökologie an der TU Dresden wurde in den vergangenen Jahren in verschiedenen Vorher/Nachher-Untersuchungen die Emissionsentwicklung auf Hauptstraßen vor und nach deren Ausbau untersucht. Im Rahmen dieser Projekte wurde eine Methodik zur Erhebung der Verkehrszustände entwickelt und mit gutem Erfolg mehrfach angewendet. Mit der gleichen Methodik zur Erfassung der Verkehrszustände wurden die Verkehrssituationen auf der Lützner Straße in Leipzig untersucht (Richter et al., 2006). Als Ergebnis liegen die Verkehrssituationen nach HBEFA für die Untersuchungsstrecke für diesen Tag abschnittsbezogen und stundenfein vor. Der komplette Ergebnisbericht ist im Teil B des vorliegenden Berichtes aufgeführt.

### **5.1.2 Verkehrssituationen**

Für die Situation vor der Fahrbahnsanierung lagen keine messtechnisch erfassten Verkehrssituationen vor.

Entsprechend der örtlichen Gegebenheiten und der im Jahr 2000 messtechnisch erfassten Fahrzeuggeschwindigkeiten (siehe unten) wurde die Verkehrssituation bisher (Lohmeyer, 2001, Lohmeyer, 2004b) mit „Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage, geringe Störungen“ (LSA1 entspricht emissionsseitig HVS3) beschrieben.

Am 28.09.2006 (Donnerstag), also nach der Fahrbahnsanierung, wurde durch die TU Dresden eine messtechnische Erfassung der Verkehrssituationen für vier Straßenabschnitte der

Lützner Straße zwischen Cranachstraße und Zschochersche Straße durchgeführt (**Tab. 5.1**). Der Messtag war ein Werktag, lag außerhalb der Ferien, war trocken und nicht von baulichen Maßnahmen beeinflusst.

<b>Abschnitt Nr.</b>	<b>Anfang</b>	<b>Ende</b>	<b>Strecke [m]</b>
1	LSA Zschochersche Straße	Knoten Birkenstraße	230
2	Knoten Birkenstraße	Knoten Odermannstraße	250
3	Knoten Odermannstraße	LSA Merseburger Straße	206
4	LSA Merseburger Straße	Knoten Cranachstraße	188
<b>1-4</b>	<b>Gesamtstrecke</b>		<b>877</b>

Tab. 5.1: Abschnitte der Untersuchungsstrecke Lützner Straße in Leipzig. Die Messstelle des LfUG befindet sich im Abschnitt 2. LSA = Lichtsignalanlage

Die ermittelte Verkehrssituationsmatrizen sind in der **Tab. 5.2** dargestellt. Es wurde festgestellt, dass die Verkehrssituation im Bereich der Messstelle des LfUG (Abschnitt 2) über den Tag hinweg variiert. Stadtauswärts (Richtung I) liegt im Zeitraum 20 bis 15 Uhr die Verkehrssituation „HVS2“ (Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, geringe Störungen) vor. Nachmittags (15 bis 20 Uhr) nehmen die Störungen wegen der höheren Verkehrsmengen zu. Hier wurde die Verkehrssituation „Kern“ (Innerortsstraße im Stadtkern) ermittelt. Stadteinwärts (Richtung II) sind die Variationen im Verkehrsfluss wegen des lichtsignalgeregelten Knotens an der Merseburger Straße höher. Die Verkehrssituationen können in den verkehrsärmeren Zeiten mit „HVS2“ und in den verkehrsstarken Zeiten (nachmittags) mit „HVS4“ (Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, starke Störungen) bzw. „LSA2“ (früh) beschrieben werden.

	Richtung I				Richtung II			
Abschnitt	1	2	3	4	4	3	2	1
<b>Beginn</b>	Zschochersche Str.	Birkenstr.	Odermannstr.	Merseburger Str.	Cranachstr.	Merseburger Str.	Odermannstr.	Birkenstr.
<b>Ende</b>	Birkenstr.	Odermannstr.	Merseburger Str.	Cranachstr.	Merseburger Str.	Odermannstr.	Birkenstr.	Zschochersche Str.
<b>1</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>HVS2</b>
<b>3</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>HVS2</b>
<b>4</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>HVS2</b>
<b>5</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>6</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>7</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS3</b>	<b>LSA</b>	54 % Kern/46 % STGO
<b>8</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS3</b>	<b>LSA</b>	54 % Kern/46 % STGO
<b>9</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS3</b>	<b>LSA</b>	54 % Kern/46 % STGO
<b>10</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>11</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>12</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>13</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>14</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>15</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>16</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	59 % Kern /41 % STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS</b>	66 % Kern/34 % STGO
<b>17</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	59 % Kern /41 % STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS</b>	66 % Kern/34 % STGO
<b>18</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	59 % Kern /41 % STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS</b>	66 % Kern/34 % STGO
<b>19</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	59 % Kern /41 % STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS</b>	66 % Kern/34 % STGO
<b>20</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>21</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>22</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>23</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>
<b>24</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87 % Kern/13 % STGO	<b>HVS2</b>	64 % Kern/36 % STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS</b>	<b>LSA3</b>

Tab. 5.2: Verkehrssituationsmatrix für die Lützner Straße. Die LfUG-Messstelle befindet sich im Abschnitt 2. Erläuterung siehe Text.

### 5.1.3 Fahrzeuggeschwindigkeiten

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden durch Lohmeyer (2001) u. a. Stundenmittelwerte der Verkehrsmengen und der Fahrzeuggeschwindigkeiten im Oktober 2000 mittels Verkehrszählplatten NC 90A ermittelt. Die durchschnittlichen Verkehrsmengen lagen damals zwischen 20 000 Kfz/24h am Sonntag und ca. 28 000 Kfz/24h an Werktagen. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten sind für einen Messzeitraum für den repräsentativen Werktag in **Abb. 5.2** dargestellt. Bedingt durch das hohe Verkehrsaufkommen sank die Fahrzeuggeschwindigkeit ab ca. 6 Uhr von ca. 50 km/h auf 40 km/h stadteinwärts und ca. 35 km/h stadtauswärts. Die insgesamt niedrigeren Fahrzeuggeschwindigkeiten stadtauswärts resultierten weitestgehend aus dem Einfluss des nahe liegenden Knotens Lützner Straße/Odermannstraße. Die tagesgemittelten Geschwindigkeiten wurden im Oktober 2000 mit 39 km/h (stadtauswärts) bzw. 43 km/h (stadteinwärts) ermittelt.

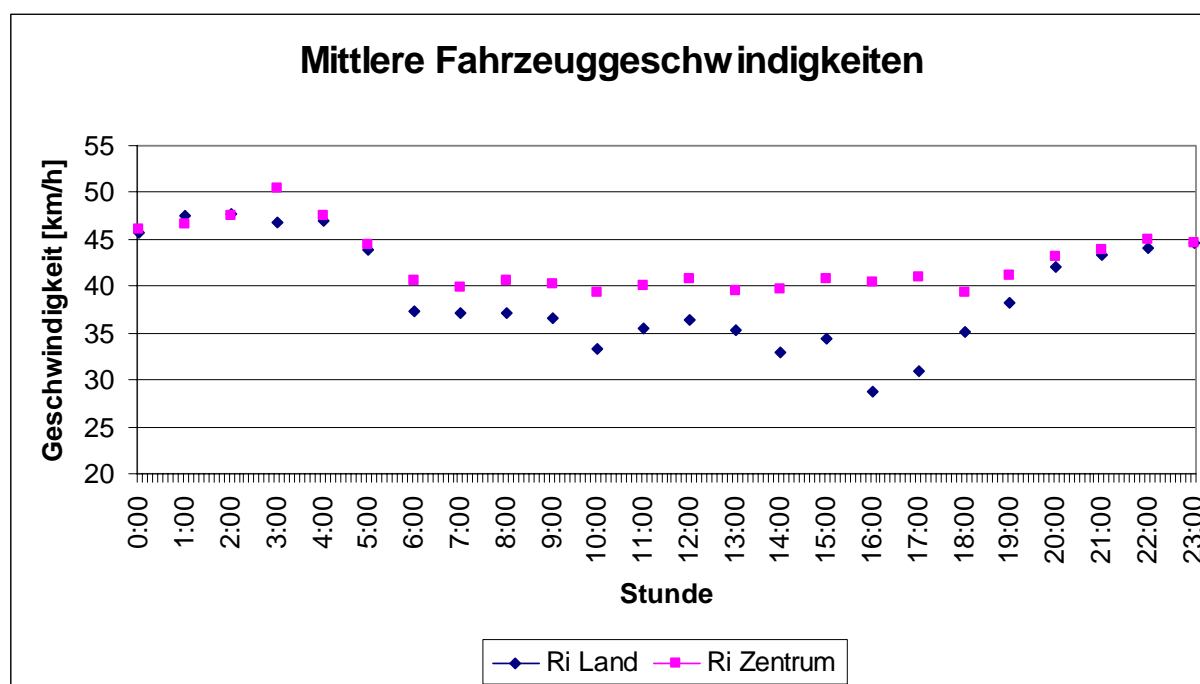


Abb. 5.2: Mittlere Fahrzeuggeschwindigkeiten am Montag, 16.10.2000 (Lohmeyer, 2001)

Der Bestimmung der Verkehrssituationen im September 2006 lagen die Auswertung von Geschwindigkeits-Zeit-Diagrammen zugrunde. Aus diesen können die statistischen Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten auf den entsprechenden Straßenabschnitten bestimmt werden. Für den Abschnitt im Bereich der Messstelle wurden u. a. die in der **Tab. 5.3** (stadtauswärts) und **Tab. 5.4** (stadteinwärts) dargestellten Größen ermittelt.

**Lützner Straße zwischen Birkenstraße und Odermannstraße (stadtauswärts) am 28.09.2006 in der Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr** **Verkehrssituation: Kern**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	17.98	24.72	-0.68	Konstantfahrt/%
Standardabw.	14.89	11.87	4.33	21.24
Q10	0.00	9.90	-5.08	
Q25	1.80	14.55	-1.92	Standanteil/%
Q75	31.83	35.30	1.23	28.10
Q90	39.40	40.60	4.18	

**Lützner Straße zwischen Birkenstraße und Odermannstraße (stadtauswärts) am 28.09.2006 in der Zeit von 19:00 Uhr bis 15:00 Uhr** **Verkehrssituation: HVS2**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	38.91	39.08	-1.05	Konstantfahrt/%
Standardabw.	10.02	9.72	3.77	69.23
Q10	25.66	27.00	-5.11	
Q25	37.30	37.40	-2.65	Standanteil/%
Q75	44.50	44.50	1.13	0.45
Q90	47.30	47.30	2.77	

Tab. 5.3: Messtechnisch erfasste statistische Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten im Bereich der Messstelle Lützner Straße in Leipzig (stadtauswärts) nach der Sanierung der Straße (Quelle: Richter et al., 2006)

So lagen die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten auf dem mit 50 km/h signalisierten Abschnitt zwischen Birkenstraße und Odermannstraße stadtauswärts nach dem Ausbau meistens bei ca. 39 km/h, nachmittags zwischen 15 und 19 Uhr bei ca. 25 km/h. In der Tendenz liegen sie damit gemittelt über den gesamten Abschnitt (ca. 250 m) ca. 5 km/h niedriger als die punktuell vor dem Messcontainer im Oktober 2000 ermittelten. Stadteinwärts variieren die mittleren Fahrgeschwindigkeiten zwischen 32 km/h (morgendlicher Berufsverkehr) über 42 km/h (tagsüber und abends) bis 44 km/h (nachts). Sie liegen hier etwa auf dem Niveau der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten im Oktober 2000.

Dies weist u. E. darauf hin, dass sich das Geschwindigkeitsverhalten und damit der Verkehrsfluss der Fahrzeuge durch die Sanierung der Straße nicht wesentlich verändert hat.



**Lützner Straße zwischen Birkenstraße und Odermannstraße (stadteinwärts) am 28.09.2006 in der Zeit von 01:00 Uhr bis 04:00 Uhr**

**Verkehrssituation: HVS2**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	44.28	44.28	0.84
Standardabw.	2.05	2.05	2.23
Q10	42.20	42.20	-1.14
Q25	42.90	42.90	-0.54
Q75	46.00	46.00	2.35
Q90	46.40	46.40	3.14

Konstantfahrt/%  
89.74

Standanteil/%  
0.00

**Zeit von 06:00 Uhr bis 09:00 Uhr**

**Verkehrssituation: LSA2**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	26.86	31.68	0.27
Standardabw.	17.06	13.82	2.78
Q10	0.00	15.30	-2.97
Q25	15.60	18.50	-1.00
Q75	43.05	44.70	1.76
Q90	47.80	48.10	4.01

Konstantfahrt/%  
50.22

Standanteil/%  
15.72

**Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr**

**Verkehrssituation: HVS4**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	30.98	35.04	0.37
Standardabw.	16.15	12.37	3.20
Q10	0.00	15.24	-3.10
Q25	19.40	26.80	-1.11
Q75	44.10	45.15	2.47
Q90	46.94	47.20	4.24

Konstantfahrt/%  
47.50

Standanteil/%  
12.00

**Zeit von 4:00 bis 6:00, 9:00 bis 15:00 und 19:00 bis 01:00 Uhr: Verkehrssituation: HVS2**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	42.51	42.51	0.60
Standardabw.	4.28	4.28	2.71
Q10	36.84	36.84	-2.69
Q25	38.20	38.20	-1.15
Q75	46.20	46.20	2.45
Q90	47.30	47.30	3.74

Konstantfahrt/%  
79.02

Standanteil/%  
0.00

Tab. 5.4: Messtechnisch erfasste statistische Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten im Bereich der Messstelle Lützner Straße in Leipzig (stadteinwärts) nach der Saniierung der Straße (Quelle: Richter et al., 2006)

#### 5.1.4 Verkehrsstärken

Die Erhebung der Verkehrsstärken für die Jahre 2004 und 2005 basiert auf der Auswertung der automatischen Verkehrszählstelle des LfUG im Bereich der Luftqualitätsmessstelle.

Danach fuhren im Jahr 2004 (vor der Fahrbahnsanierung) im Wochenmittel ca. 26 900 Kfz/24h sowie 1 100 LKW/24h (4.1 %). Im Werktagmittel (Montag bis Freitag) lag die durchschnittliche Verkehrsmenge bei 29 300 Kfz/24h sowie 1 400 LKW/24h (4.8 %).

Während der Sanierung wurde der stadtauswärtige Verkehr umgeleitet. Damit verringerte sich die Verkehrsstärke im Wochenmittel um ca. 50 % auf 12 400 Kfz/24h bzw. 500 LKW/24h (4.0 %).

Leider konnte diese Zählstelle nach Abschluss der Fahrbahnsanierung im Jahr 2006 nicht wieder in Betrieb genommen werden. Am 27.09.2006 abends wurden deshalb die NC90-Zählplatten des Lehrstuhles für Verkehrsökologie installiert. Das Messsystem erfasste daraufhin für den 28.09.2006 (Donnerstag) in berührungsloser Arbeitsweise die Anzahl, Länge und Geschwindigkeit der Fahrzeuge, die das Messsystem überfahren. Daraus wurden Fahrzeugarten und Fahrzeugmengen abgeleitet.

Die erfassten Tagesganglinien der Lützner Straße für den 28.09.06 sind in **Abb. 5.3** und **5.4** richtungsgetrennt dargestellt (siehe auch Bericht der TU Dresden im Teil B). Diese Ganglinien zeigen den typischen Tagesgang einer Ausfallstraße mit PKW-Spitzen am Morgen in stadteinwärtiger Richtung und am Abend in stadtauswärtiger Richtung. Die Frühspitze in stadteinwärtiger Richtung ist allerdings nur gering ausgeprägt und in stadteinwärtiger Richtung ist der PKW-Verkehr auch zwischen 14 Uhr und 19 Uhr auf sehr hohem Niveau in der Nähe der Kapazitätsgrenze.

Die Verkehrszählung ergab für den Zähltag eine werktägliche Verkehrsmenge von 24 147 Kfz/24h sowie 1 074 LKW/24h (4.4 %). Mittels Wochen- und Jahregang aus den automatischen Zählwerten 2004 wurden diese Werte auf die Monate Juni bis November 2006 „hochgerechnet“. Für diesen Zeitraum ergab sich eine wochenmittlere Verkehrsstärke von ca. 21 000 Kfz/24h und 800 Lkw/24h (3.8 %) sowie ein Werktagmittel von 22 900 Kfz/24h und 1 025 LKW/24h (4.5 %).

Die Verkehrsstärken nach der Fahrbahnsanierung sind somit ca. 20 % niedriger als vor der Sanierung. Nach Rücksprache mit dem Amt für Verkehrsplanung Leipzig ist dieser Rückgang

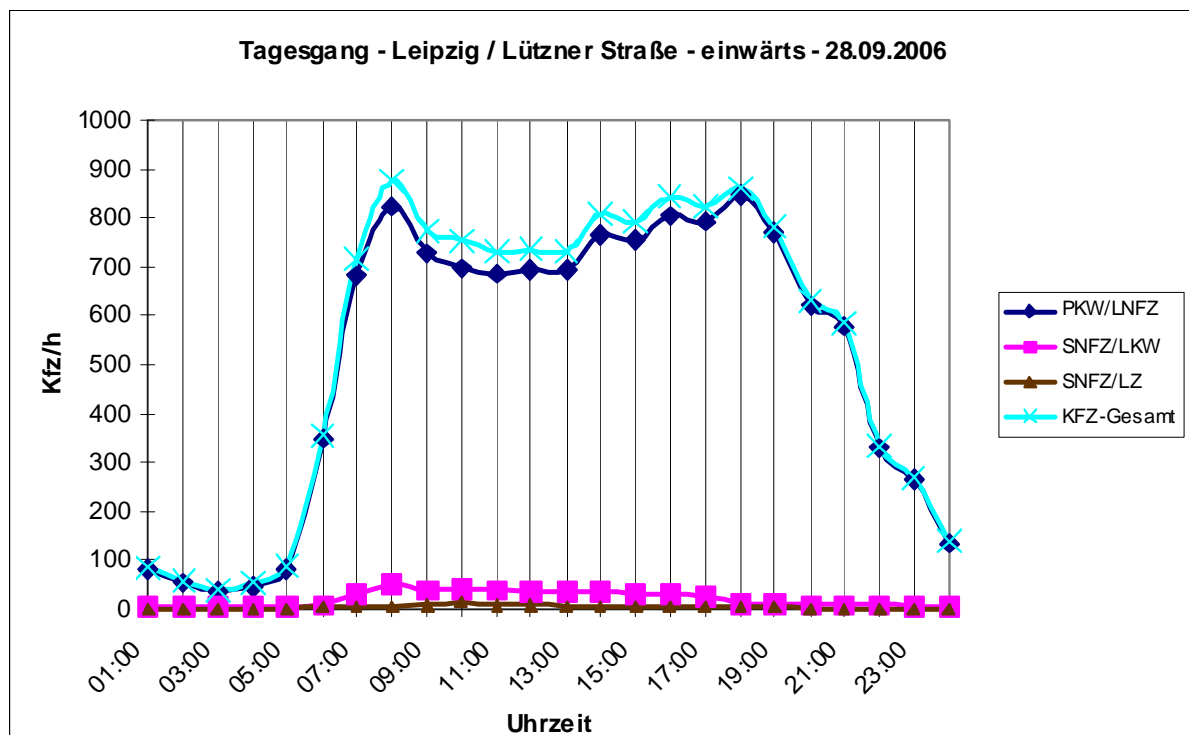
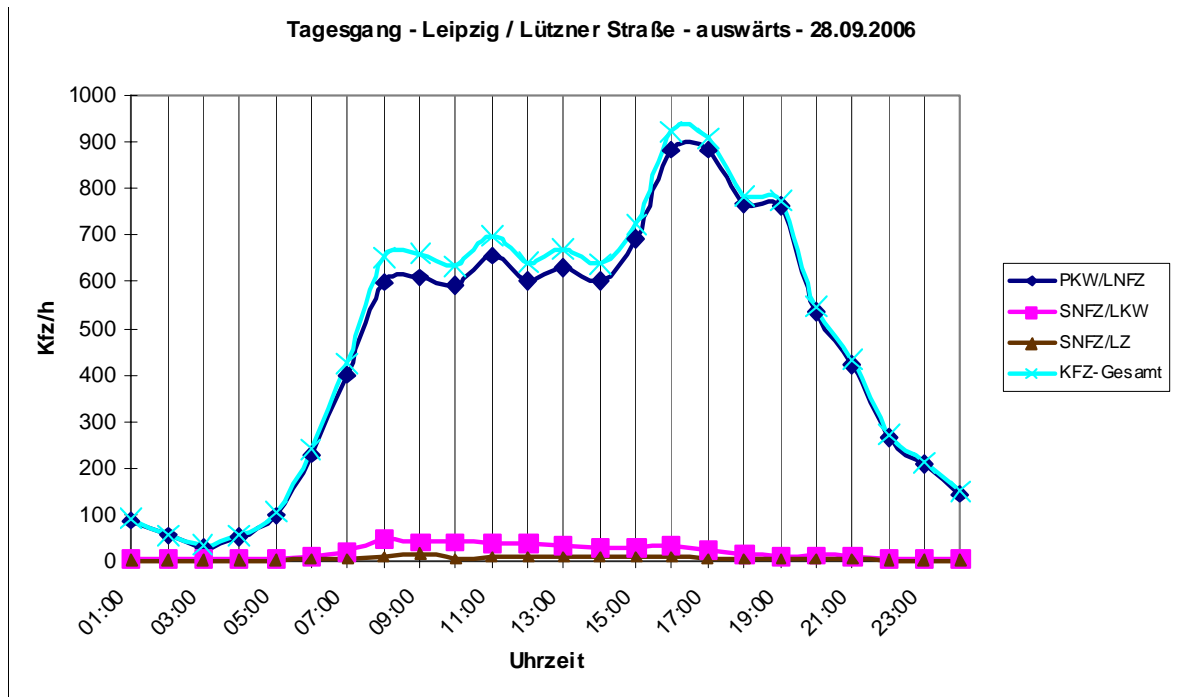


Abb. 5.3: Tagesgänge der Verkehrsstärken am Messquerschnitt Lützner Straße am 28.09.2006

mit der Inbetriebnahme einer innerörtlichen Umgehungsstraße über Drieschstraße/F.-Ebert-Straße begründbar, die im Vorfeld der Fußball-WM eröffnet wurde und u. a. auch die Lützner Straße entlasten soll.

## 5.2 Auswertung der Immissionsdaten

Für die nachfolgend beschriebene Datenauswertung wurden folgende Auswertzeiträume festgelegt, die sich an den im Projektzeitraum verfügbaren Messdaten und der Baustellenzeit orientieren.

Zustand vor der Sanierung:	01.04.2004 bis 30.11.2004
Bauphase:	01.06.2005 bis 30.11.2005
Zustand nach der Sanierung:	01.06.2006 bis 30.11.2006

Hinweis: Da für die Monate August und September 2004 keine Messdaten vorlagen, wurden die Daten der Monate April und Mai 2004 in die Auswertung einbezogen, um ein anzahlmäßig gleichwertiges Datenkollektiv wie in der Bauphase bzw. dem Zustand nach der Sanierung zu erhalten. Es werden somit Messdaten von jeweils 5 Monaten ausgewertet.

In der **Abb. 5.4** (oben) sind die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen in der Lützner Straße und Leipzig-West (städtischer Hintergrund) vor der Sanierung dargestellt. In der **Abb. 5.4** (unten) sind die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen an diesen Stationen für die Bauphase und in **Abb. 5.5** für die Monate Juli bis November nach der Wiederinbetriebnahme dargestellt.

Im Auswertzeitraum 2004 sind in der Lützner Straße PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastungen bis 93 µg/m<sup>3</sup> (am 11.11.2004) gemessen worden. Im Auswertzeitraum 2005 sind in der Lützner Straße PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastungen bis 140 µg/m<sup>3</sup> (am 11.11.2005) festgestellt worden. Nach der Wiederinbetriebnahme fällt in den ersten Juni-Tagen der sehr hohe Anteil an PM<sub>10</sub>-Verkehrsbeitrag an der PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung auf. Hier liegt auch mit 72 µg/m<sup>3</sup> die in diesem Auswertzeitraum höchste gemessene PM<sub>10</sub>-Konzentration.

Eine Zusammenfassung der statistischen Kenngrößen für die Zeiträume vor der Sanierung und während der Bauphase ist in der **Tab. 5.5** und für den Zeitraum nach der Sanierung in der **Tab. 5.6** differenziert nach Wochenmittel, Werktagmittel, Samstag und Sonntag für den jeweiligen Zeitraum und die Stationen Lützner Straße, Leipzig-West (städtischer Hintergrund) sowie Collmberg (regionaler Hintergrund) aufgezeigt.

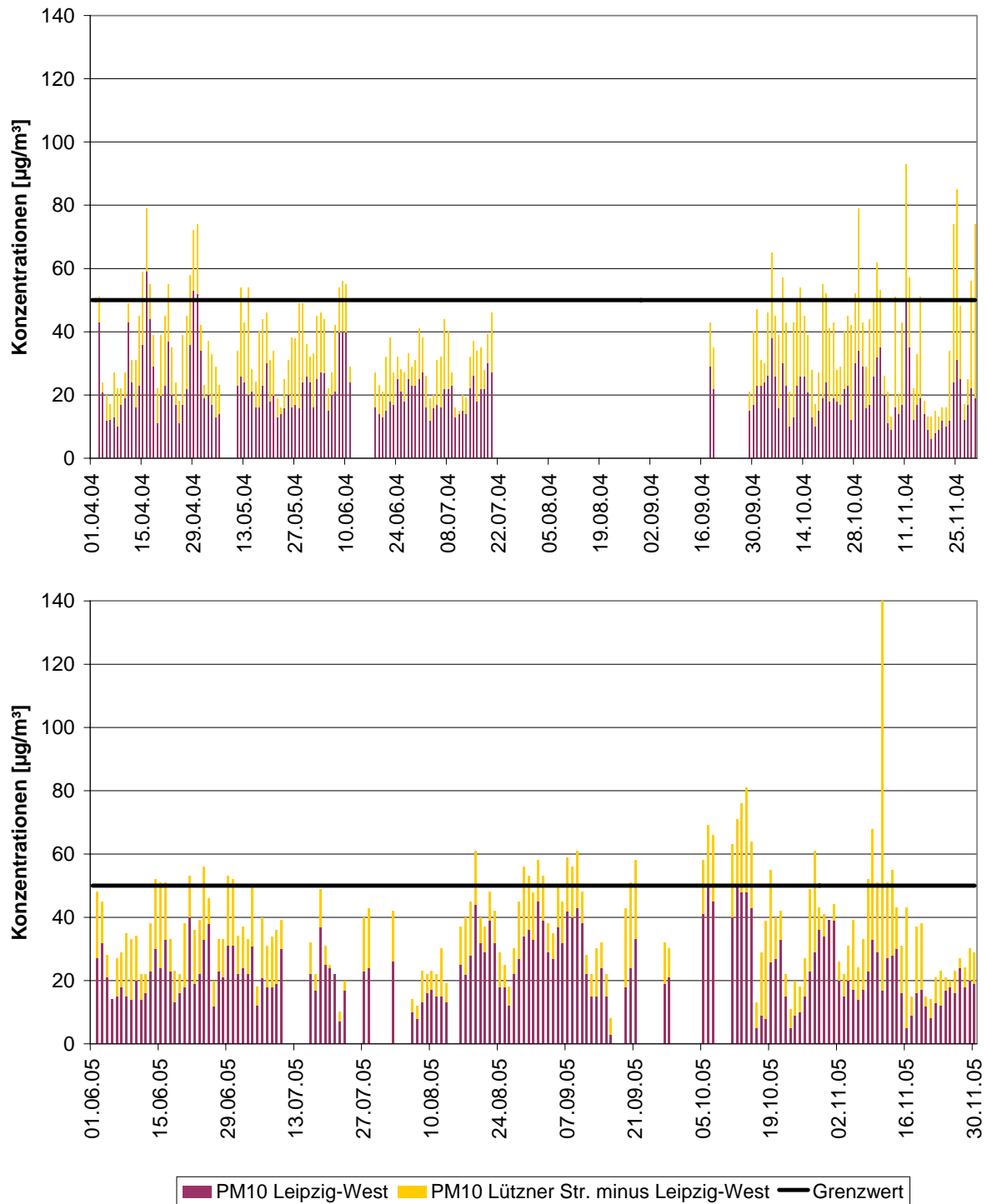


Abb. 5.4: Verfügbare PM10-Tagesmittelwerte an den Stationen Leipzig-West und Lützner Straße für den Zustand vor der Sanierung (oben) sowie während der Bauphase (unten)

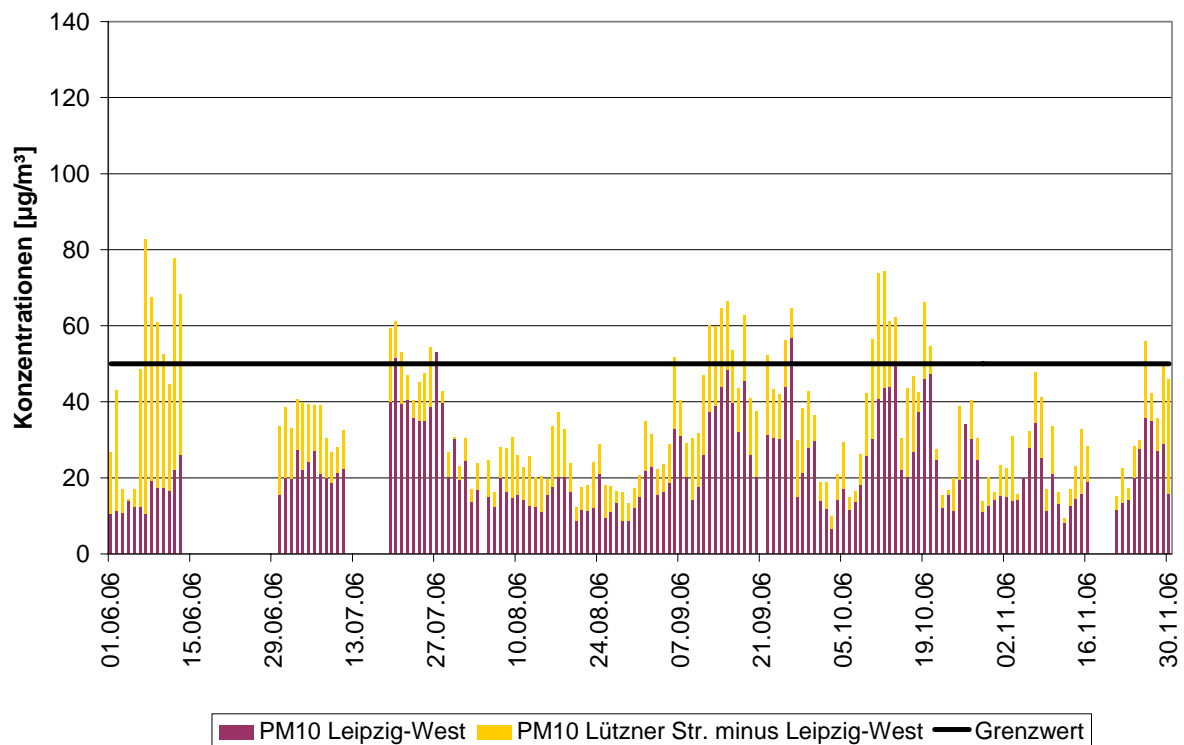


Abb. 5.5: Verfügbare PM10-Tagesmittelwerte an den Stationen Leipzig-West und Lützner Straße für den Zustand nach der Sanierung

### 5.2.1 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation während der Bauphase

Im Vergleich zwischen der Situation vor der Straßensanierung und der Bauphase kann Folgendes festgestellt werden:

- Die städtische PM10-Hintergrundbelastung (= Leipzig-West) ist im Zeitraum der Bauarbeiten um  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (= 10 %) gegenüber dem Zeitraum vor der Straßensanierung höher. Um fast den gleichen Anteil hat sich die  $\text{NO}_x$ -Hintergrundbelastung erhöht (+12 %). Dies weist auf geringfügig ungünstigere meteorologische Bedingungen bzw. höhere großräumige Schadstoffeinträge im Bauzeitraum hin. Die Niederschlagssumme war in beiden Auswertezwischenräumen vergleichbar.

<b>Zeitraum (01.04.2004 - 30.11.2004); vor Straßensanierung</b>				
<b>Lützner Straße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
DTV [Kfz/d]	26 900	29 300	25 200	18 200
SV [SV/d]	1 100	1 400	540	280
SV [%]	4.1	4.8	2.1	1.5
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	37.5	41.9	29.7	26.2
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	117.2	134.2	88.8	68.1
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	16	19	10	7
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	94	108	70	55
<b>Leipzig-West</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	21.5	22.6	19.7	19.0
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	22.8	25.8	18.5	13.5
<b>Collmburg</b>				
PM10	18.3	19.3	16.6	15.3
NO <sub>x</sub>	13.0	14.6	10.6	7.9
<b>Zeitraum (01.06.2005 - 30.11.2005); Bauphase</b>				
<b>Lützner Straße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
DTV [Kfz/d]	12 400	13 500	11 700	8 400
SV [SV/d]	500	650	280	120
SV [%]	4.0	4.8	2.4	1.4
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	37.2	39.9	34.0	27.8
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	96.6	108.9	69.6	59.3
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14	16	11	8
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	71	80	50	43
<b>Leipzig-West</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	23.6	24.3	23.0	20.1
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	25.5	28.6	19.6	16.3
<b>Collmburg</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	23.2	24.7	20.9	18.1
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	12.0	13.3	9.0	8.4

Tab. 5.5: Statistische Kenngrößen für den jeweiligen Zeitraum. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße.

<b>Zeitraum (01.06.2006 - 30.11.2006); nach Straßensanierung</b>				
<b>Lützner Straße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
DTV [Kfz/d]	21 000	22 900	19 700	14 200
SV [SV/d]	805	1 025	395	200
SV [%]	3.8	4.5	2.0	1.4
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	35.0	37.9	32.1	25.1
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	98.3	109.2	79.3	68.3
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	12	14	10	7
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	74	81	60	53
<b>Leipzig-West</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	22.7	23.9	22.2	18.1
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	24.5	27.8	18.9	15.0
<b>Collmburg</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	19.4	20.3	19.2	16.0
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	13.4	14.7	11.2	9.4
<b>Zeitraum (01.07.2006 - 30.11.2006); nach Straßensanierung ohne den ersten Monat nach Ende der Bauarbeiten</b>				
<b>Lützner Straße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
DTV [Kfz/d]	20 400	22 200	19 100	13 800
SV [SV/d]	770	980	380	200
SV [%]	3.8	4.4	2.0	1.4
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	33.8	36.2	31.8	25.0
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	98.4	110.9	79.2	65.4
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	10	12	9	6
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	73	82	60	50
<b>Leipzig-West</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	23.4	24.6	23.0	18.6
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	25.7	29.2	19.4	15.6
<b>Collmburg</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	19.9	20.8	20.0	16.0
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	14.2	15.7	11.6	9.6

Tab. 5.6: Statistische Kenngrößen für den Zeitraum nach Ende der Bauphase mit (oben) und ohne (unten) den Monat Juni. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße.

- Die PM10-Gesamtbelastung ist im Zeitraum der Bauarbeiten an der Lützner Straße gegenüber dem Vergleichszeitraum vor der Sanierung gleich geblieben. Dagegen hat sich die NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastung dort um ca. 20 % erhöht.
- Die PM10-Zusatzbelastung (Verkehrsstation minus Leipzig-West) ist im Zeitraum der Bauphase um 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (= 12 %) gesunken. Die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung hat sich in der



Bauphase um 25 % reduziert. Hier wirken sich die stark reduzierten Verkehrsmengen (-54 %) aus. Allerdings sinken die Zusatzbelastungen nicht im gleichen Maße wie die Verkehrsstärken. Hier sind sicherlich Einflüsse der Baustelle selbst (Baufahrzeuge, Baumaschinen, Erdarbeiten, veränderte Verkehrsführung, verschmutzte Fahrbahn etc.) für zusätzliche  $\text{NO}_x$ - und insbesondere  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen verantwortlich. Der Einfluss der baustellenbedingten  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastung ist z. B. am 11.11.2005 sowie am 16.11.2005 zu sehen. Hier liegt das Verhältnis von  $\text{PM}_{10}$ - zu  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung bei 0.92 bzw. 0.83. Am 09.08. und 10.08.2005 lag dieses Verhältnis bei 0.4. Im Mittel des Auswertzeitraumes 2004 liegt dieser Wert bei 0.17 (siehe dazu auch **Abb. 5.6**).

Es ist somit festzuhalten, dass die Verkehrsreduktion um 50 % durch die baustellenbedingte Umleitung zu Reduktionen der  $\text{NO}_x$ - aber auch  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastungen geführt hat. Wegen der baustellenbedingten Zusatzbelastungen und durch geringfügig ungünstigere meteorologische Bedingungen sind die Reduktionen deutlich geringer (bei  $\text{PM}_{10}$  minus 12 %, bei  $\text{NO}_x$  minus 25 %) als die Verkehrsabnahme.

### 5.2.2 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation nach der Sanierung

Die Lützner Straße wurde nach der erfolgten Sanierung am 01.06.2006 wieder komplett für den Verkehr in beide Fahrtrichtungen freigegeben.

Zunächst war zu prüfen, ob eventuell die  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen in der Lützner Straße direkt nach der Sanierung, z. B. wegen liegen gebliebenem Split, den ersten Prallabrieb-Beanspruchungen der neuen Fahrbahn etc., Besonderheiten aufweisen. In den Tagesmittelwerten der Zusatzbelastung (**Abb. 5.5**) deutete sich in den ersten Wochen erhöhte  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastungen an.

Deshalb werden in der **Abb. 5.6** die Tagesmittelwerte und in **Tab. 5.7** die Monatsmittelwerte des Quotienten von  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung für die jeweiligen Auswertzeiträume der Jahre 2004 bis 2006 dargestellt. Es zeigt sich, dass in der ersten beiden Wochen nach

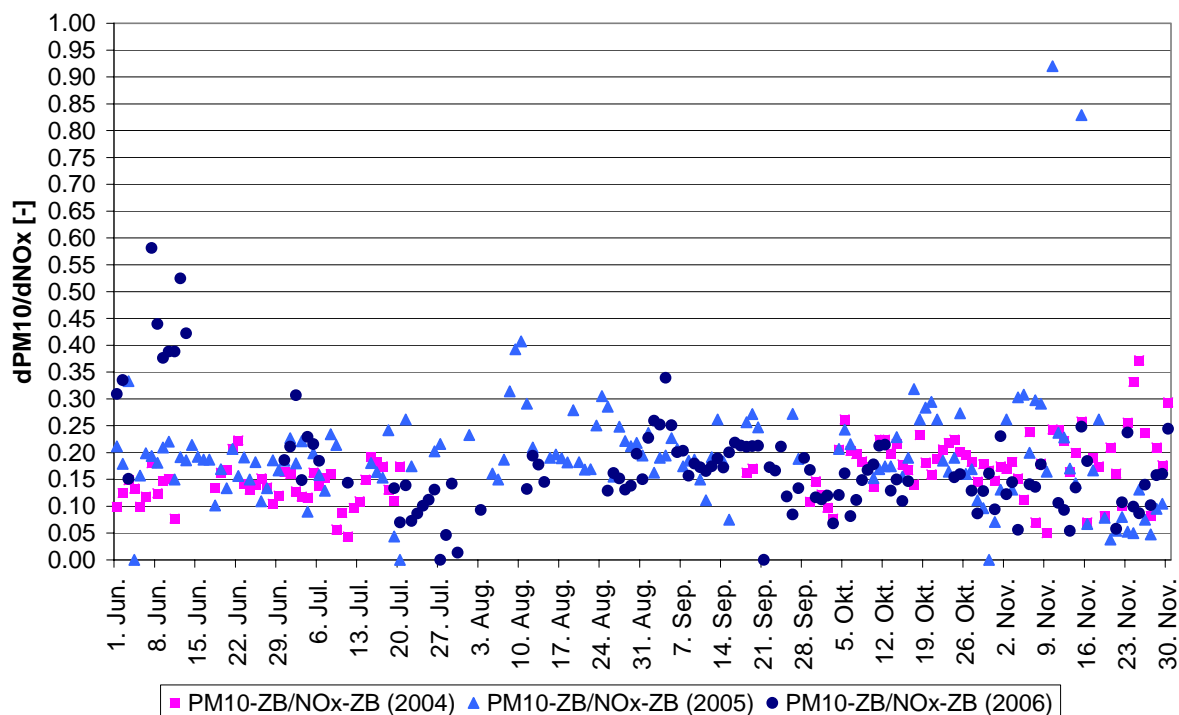


Abb. 5.6: Tagesmittelwerte der Quotienten aus den PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen für die Auswerteperioden vor der Sanierung (2004), Bauphase (2005) und nach der Sanierung (2006)

dPM10/dNO <sub>x</sub>	2004	2005	2006
<b>Juni</b>	0.14	0.18	0.37
<b>Juli</b>	0.13	0.17	0.13
<b>August</b>		0.23	0.15
<b>Sept.</b>		0.20	0.19
<b>Okt.</b>	0.18	0.20	0.13
<b>Nov</b>	0.19	0.20	0.13

Tab. 5.7: Monatsmittelwerte der Quotienten aus den PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen vor der Sanierung (2004), während der Bauphase (2005) und nach der Sanierung (2006). Keine Werte = keine Messdaten.

Verkehrsfreigabe die Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung ca. 2- bis 3-mal höher lagen, als z. B. fünf Wochen nach Verkehrsfreigabe bzw. auch vor der Baumaßnahme. Die besonderen Bedingungen nach Ende der Bauphase und „nagelneuer“ Fahrbahn führte im vorliegenden Fall zu 6 zusätzlichen Überschreitungen des PM10-24h-Grenzwertes. Leider liegen keine Messdaten für die 3. und 4. Woche nach Verkehrsfreigabe vor, sodass die zeitliche Entwicklung dieser wahrscheinlich noch von der Fahrbahnerneuerung und/oder Bau-

stellenrückständen herrührenden Einflüsse nicht nachvollzogen werden kann. Allerdings scheinen sich spätestens 5 Wochen nach der kompletten Verkehrsfreigabe der Straße die PM10-Emissionen auf ein Normalmaß eingeepegelt haben.

Die statistischen Kenngrößen der Verkehrsmengen und Konzentrationen für die Situation nach der Straßensanierung sind deshalb inklusive des Monats Juni in der **Tab. 5.6** (oben) und ohne den Monat Juni 2006 in **Tab. 5.6** (unten) aufgeführt.

Es kann festgestellt werden, dass ohne die Berücksichtigung des Monats Juni die PM10-Gesamtbelastung in der Lützner Straße im Auswertzeitraum 2006 ca.  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (10 %) und die PM10-Zusatzbelastung ca.  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (37 %) niedriger lagen als im Vergleichszeitraum 2004. Daraus kann allerdings nicht direkt geschlossen werden, dass dies unmittelbar dem geänderten Fahrbahnzustand von „schadhaften und rissigen“ zu „neuen“ Asphaltbelag geschuldet ist. Dies ist schon darin zu sehen, weil auch die  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung im Auswertzeitraum 2006 um  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (22 %) niedriger als im Auswertzeitraum 2004 lag. Die Konzentrationen können niedriger sein, weil neben der geänderten Fahrbahnqualität

- die Messstelle um 5 m in stadtauswärtige Richtung versetzt wurde,
- sich die Verkehrsmengen geändert haben,
- sich die fahrzeugspezifischen motorbedingten Emissionen wegen der fortschreitenden Modernisierung der Fahrzeugflotte zwischen 2004 und 2006 geändert haben und
- die meteorologischen Bedingungen sowie die regionale Hintergrundbelastung, die einen hohen Einfluss auf die PM10-Konzentrationen haben, unterschiedlich gewesen sein können.

Wegen der oben geführten Auswertung der Fahrzeuggeschwindigkeiten wird davon ausgegangen, dass sich die Verkehrssituation zwischen 2004 und 2006 nicht relevant geändert hat.

Im Folgenden wird versucht, die verbleibenden Einflüsse zu quantifizieren.

### **Einfluss der Hintergrundbelastung**

Eine direkte Hintergrundmessstelle stand für die Lützner Straße nicht zur Verfügung. Die Station Leipzig-West fungiert als städtische Hintergrundmessstelle. Durch Sensitivitätsbetrachtungen innerhalb verschiedener Projekte (Lohmeyer, 2001; Lohmeyer, 2004b) konnte gezeigt werden, dass diese die Hintergrundbelastung in der Lützner Straße gut reproduziert. In den Jahren 2003 und 2004 durchgeführte temporäre Vergleichsmessungen zeigten Ab-

weichungen zwischen 3 bis 9 % bei PM10 sowie 18 bis 19 % bei NO<sub>x</sub>. Da aktuelle Vergleichsmessungen nicht vorlagen und es im Wesentlichen in den nachfolgenden Auswertungen auf den direkten Vergleich, also um relative Änderungen ankam, wurden die Konzentrationen an der Station Leipzig-West unverändert als Hintergrundwerte für die Lützner Straße verwendet.

Die Hintergrundbelastung an der Lützner Straße war im Auswertzeitraum nach der Baumaßnahme bei PM10 ca. 2 µg/m<sup>3</sup> (9 %) höher, bei NO<sub>x</sub> etwa 3 µg/m<sup>3</sup> (13 %) höher als vor der Baumaßnahme. Die regionale Hintergrundbelastung am Collnberg war bei PM10 ebenfalls ca. 2 µg/m<sup>3</sup> und bei NO<sub>x</sub> ca. 1 µg/m<sup>3</sup> (jeweils ca. 9 %) höher als im Auswertzeitraum vor der Baumaßnahme. Dies deutet auf einen etwas höheren regionalen Schadstoffeintrag zur Lützner Straße für den Zeitraum nach der Baumaßnahme als vorher hin. Dies hat aber keinen Einfluss auf die beobachtete Abnahme der PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen, da sich dieser höhere regionale Schadstoffeintrag bei der Differenzbildung aus Gesamt- und städtischer Hintergrundbelastung aufhebt.

### **Einfluss der Meteorologie, veränderte Verkehrsmengen und Zusammensetzung und Versetzung der Messstelle**

Um diese Einflüsse zu quantifizieren, wurden Strömungs- und Ausbreitungsberechnungen mit dem Modell MISKAM Version 5.1 durchgeführt. Das Modell umfasst ein prognostisches mikroskaliges Windfeldmodell, ein Turbulenzmodell sowie ein Eulersches Ausbreitungsmodell. Die Berechnungen wurden unter Beachtung der aktuellen Anforderungen laut VDI-RL 3783, Blatt 9 durchgeführt.

#### Vorgehensweise und Rechengebiet

Die Rechengebietsgröße beträgt 900 m x 900 m (siehe **Abb. 5.7**). Das Rechengebiet ist deutlich größer als die Fläche des Untersuchungsgebietes für die Lützner Straße, um Randeffekte zu vermeiden (Ketzler et al., 1999). Die Höhe des Rechengebietes wurde auf 560 m festgelegt.

Es wurde auf einem nicht-äquidistanten Rechengitter iteriert, dessen horizontale Auflösung zwischen ca. 1 m in unmittelbarer Straßennähe und ca. 15 m am äußersten Gebietsrand variiert.

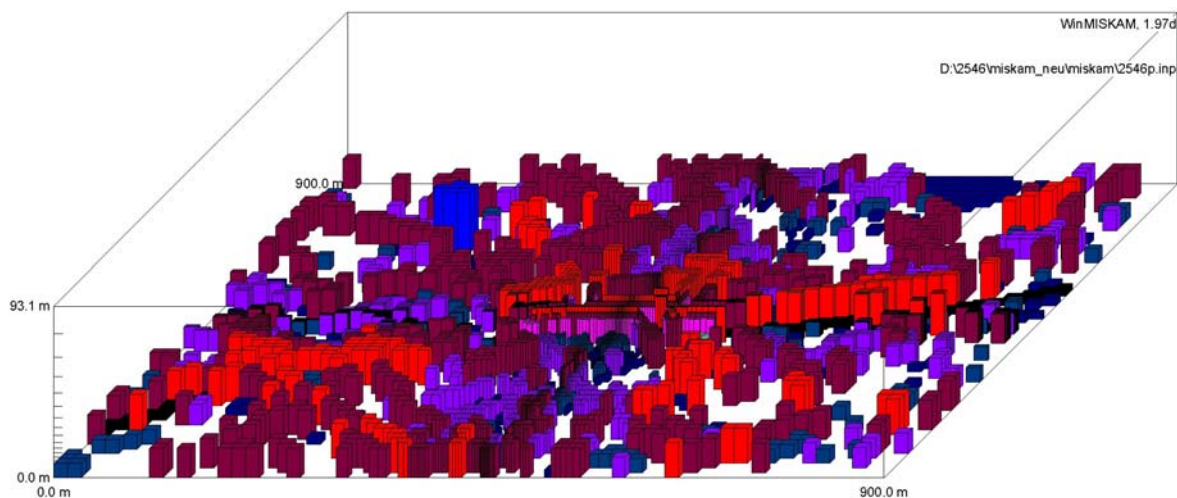


Abb. 5.7: Digitales Gebäudemodell für die MISKAM-Berechnungen, unterer Teil des Modellgebietes

Es wurde jeweils 36 Strömungsrechnungen für die Windrichtungen  $10^\circ$  bis  $360^\circ$  sowie anschließend je 36 Ausbreitungsrechnungen für die betrachteten Schadstoffe  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  durchgeführt. Im Rahmen der Modellvalidierung hat sich gezeigt, dass die mit MISKAM berechneten Immissionsfelder in sehr guter Näherung mit der Windgeschwindigkeit skalierbar sind. Untersuchungen haben ferner gezeigt, dass in dicht bebautem Gelände aufgrund der hohen städtischen Rauigkeit genug mechanische Turbulenz erzeugt wird, sodass näherungsweise von einer neutralen Schichtung im Untersuchungsgebiet ausgegangen werden kann (unabhängig von der großräumigen thermischen Schichtung). Aus diesem Grund wurde mit neutraler Schichtung gerechnet.

Für jeden Schadstoff wurden aus den jeweils 36 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (Lohmeyer, 2004c) unter Verwendung der entsprechenden Windstatistiken und der Emissionen infolge des Verkehrs der Lützner Straße flächendeckend die Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  berechnet. Betrachtet werden die Situation vor der Straßensanierung (2004) und nach der Straßensanierung (2006). Beide Fälle unterscheiden sich neben dem Fahrbahnzustand in den Verkehrszahlen, Verkehrszusammensetzung und Fahrzeugflotte auch in der Meteorologie.

### Meteorologie

Die für die Ausbreitungsrechnung verwendeten Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilungen werden aus den Windverhältnissen an der Messstation des Deutschen Wetterdienstes in Leipzig-Schkeuditz abgeleitet. Dazu wurde zunächst aus den vorliegenden

Winddaten aus den beiden Vergleichszeiträumen, in denen Konzentrationsmessdaten vorliegen, Windstatistiken erstellt. Diese sind in der **Abb. 5.8** und **5.9** grafisch dargestellt.

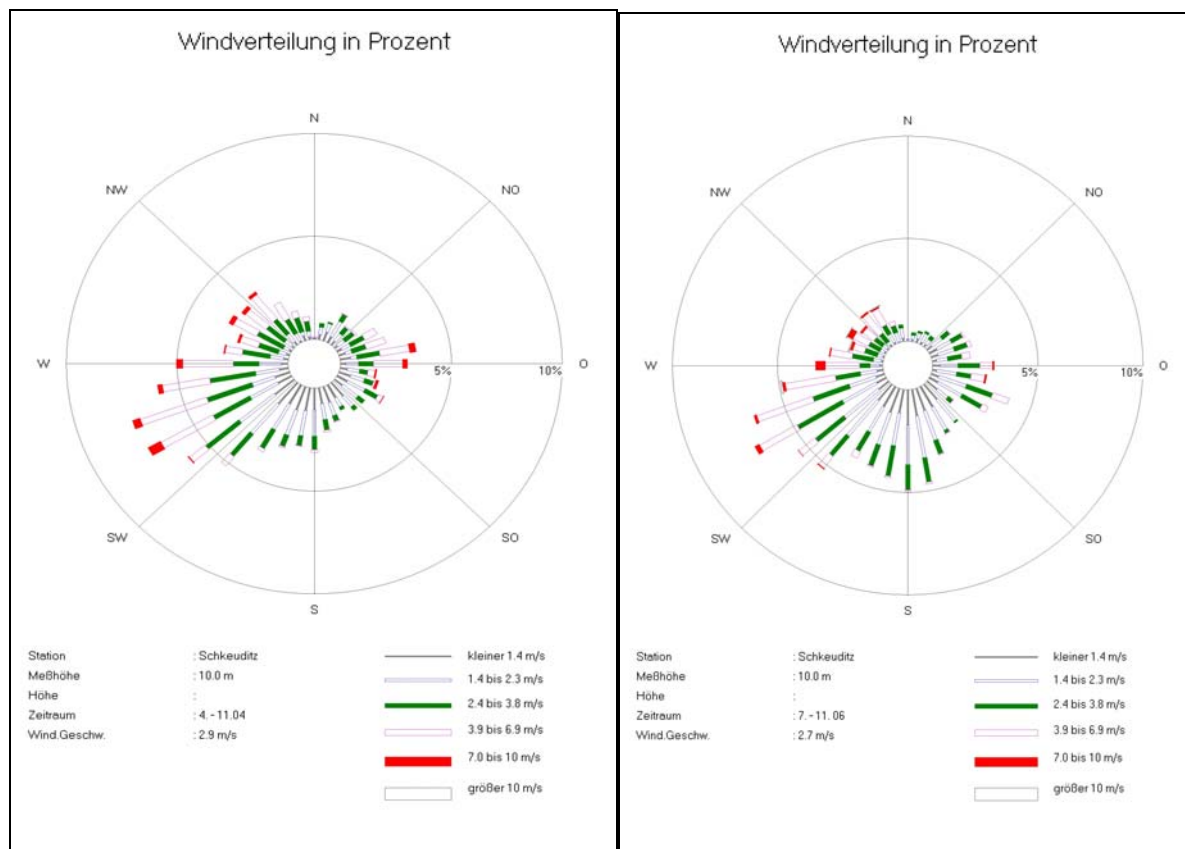


Abb. 5.8: Windverteilungen an der Station Leipzig-Schkeuditz für den Zeitraum April bis November (ohne die Monate August und September) 2004 (links) sowie Juli bis November 2006 (rechts)

Es ist festzustellen, dass die generellen Verteilungen in beiden Zeiträumen ähnlich sind. Im Auswertzeitraum 2006 lag die mittlere Windgeschwindigkeit ca. 7 % niedriger, die Häufigkeit südlicher Windrichtungen etwas höher als im Auswertzeitraum 2004.

Auch die Windgeschwindigkeitsklassenhäufigkeiten sind prinzipiell vergleichbar. Im Auswertzeitraum 2006 liegen häufiger Windgeschwindigkeiten in den Klassen 2 und 3 als im Auswertzeitraum 2004, zugunsten der Windgeschwindigkeitsklasse 5. Die an der Station Leipzig-Schkeuditz gemessenen Winddaten (Messhöhe 12 m) sind für Freilandwerte im Umland von Leipzig in 10 m über Grund repräsentativ. Die jahresmittlere Windgeschwindigkeit der Messstelle Leipzig-Schkeuditz beträgt 4.4 m/s.

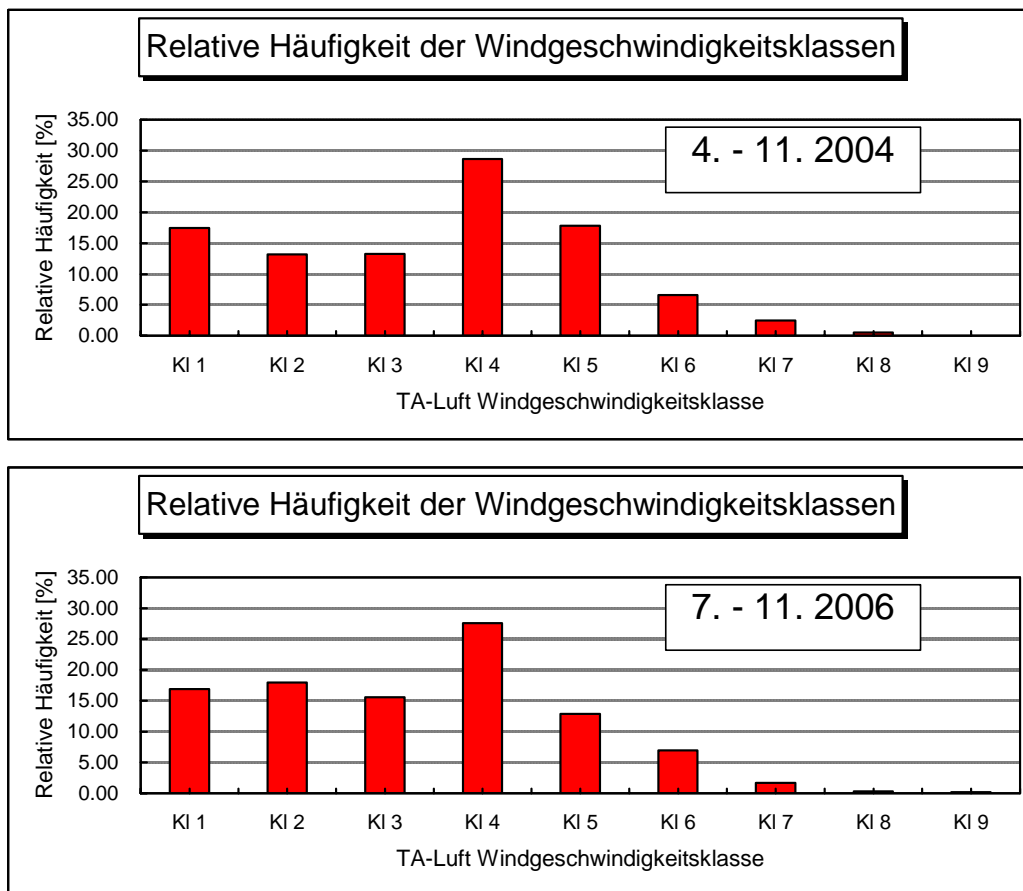


Abb. 5.9: Relative Häufigkeit der Windgeschwindigkeitsklassen an der Station Leipzig-Schkeuditz für den Zeitraum April bis November (ohne die Monate August und September) 2004 (oben) sowie Juli bis November 2006 (unten)

Im Stadtgebiet von Leipzig werden aufgrund von erhöhter Rauigkeit im Allgemeinen niedrigere Windgeschwindigkeiten erwartet. Dies zeigt auch die Stadtklimauntersuchung Leipzig auf (Stadt Leipzig, 1998). Die Normierung der Windgeschwindigkeit auf realistische städtische Werte wurde analog zu Stadt Leipzig (2001) auf Grundlage einer im Jahr 1995 durchgeführten Messung des Umweltforschungszentrum Leipzig in der Stephanstraße in 22 m über Grund vorgenommen. Dort wurden damals mittlere Windgeschwindigkeiten von 3.5 m/s gemessen. Des Weiteren liegen vom SMU (1997) Angaben zur mittleren Windgeschwindigkeit im Stadtgebiet von Leipzig in Bodennähe vor. Aus diesen unterschiedlichen Angaben für die mittlere Windgeschwindigkeit wurde ein Skalierungsfaktor (= 0.8) abgeleitet, der auf die entsprechenden Windstatistiken der Messstelle Leipzig-Schkeuditz angewendet und der Ausbreitungsrechnung zugrunde gelegt wird.

Ein weiterer Einfluss auf die PM10-Konzentrationen wird durch Niederschlag ausgeübt. Die Niederschlagssumme im Auswertzeitraum 2004 lag mit 278 mm (bei 70 Tagen mit mehr als 0.1 mm Niederschlag) deutlich höher als im Auswertzeitraum 2006 mit 190 mm (bei 63 Niederschlagstagen). Im Auswertzeitraum 2004 gab es 5 Episoden, mit mehr als vier zusammenhängenden trockenen Tagen. Im Auswertzeitraum 2006 waren es 7. Der Auswertzeitraum 2006 (nach der Baumaßnahme) war somit tendenziell trockener gewesen. Dieser Einfluss konnte in den Ausbreitungsberechnungen nicht berücksichtigt werden, wird aber in der Bewertung diskutiert.

### Emissionen

Zwischen den Auswertzeiträumen 2004 und 2006 hat sich die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke um 24 % und der Schwerverkehr um 30 % verringert (**Tab. 5.5** und **5.6**). Für den Auswertzeitraum 2004 kann entsprechend obiger Diskussion die gleiche Verkehrssituation wie im Auswertzeitraum 2006 angenommen werden. Unter Berücksichtigung der geänderten Verkehrsstärken und der im Jahr 2006 niedrigeren fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren als 2004 sowie der ermittelten Verkehrssituationen können entsprechend IFEU (2007) sowie Düring und Lohmeyer (2004) die in **Tab. 5.8** aufgeführten Emissionen den Ausbreitungsberechnungen zugrunde gelegt werden. Dabei wurde zunächst ein möglicher Einfluss durch den schlechten Fahrbahnzustand im Jahr 2004 nicht berücksichtigt.

Es ist eine Abnahme der motorbedingten PM10-Emissionen um 34 % und eine Abnahme der nicht motorbedingten PM10-Emissionen um 26 % für das Jahr 2006 relativ zum Jahr 2004 berechnet worden. In der Summe beider Anteile ergibt dies eine Reduktion von 28 %. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen liegen 2006 um ca. 33 % niedriger als 2004.

Lützener Straße	Länge [km]	DTV		NO <sub>x</sub>		PM10 (Motor)		PM10 (Auf/Ab)	
		LV	SV	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]
<b>Abschnitt 2 (2004)</b>	0.250	25 800	1 100	0.665	1 633	0.028	70	0.064	159
<b>Abschnitt 2 (2006)</b>	0.250	19 630	770	0.587	1 093	0.025	46	0.064	118

Tab. 5.8: Ergebnis der Berechnung für die Emissionen im Bereich der Messstelle Lützener Straße (IFEU, 2007, Lohmeyer; 2004b) ohne der Berücksichtigung des schlechten Fahrbahnzustandes im Jahr 2004

### Ergebnisse

Als Ergebnis der Ausbreitungsberechnung mit MISKAM 5.1 wurden punktuell für den Ort des Messcontainers die in **Tab. 5.9** aufgeführten Ergebnis berechnet.



Zeitraum	PM10-ZB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-ZB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-GB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	dPM10/dNO <sub>x</sub> an MS MISKAM
04/2004 - 11/2004	14.2*	35.7*	16	37.5	0.139
07/2006 - 11/2006	10.1	33.5	10	33.8	0.148
Zeitraum	NO <sub>x</sub> -ZB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub> -GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub> -ZB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub> -GB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	dPM10/dNO <sub>x</sub> an MS Messung
04/2004 - 11/2004	102	124.8	94	117.2	0.170
07/2006 - 11/2006	68	93.7	73	98.4	0.137

Tab. 5.9: Mittelwerte der NO<sub>x</sub>- und PM10-Konzentrationen an der Lützner Straße für die Berechnungen und die Messung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastungen (Messstelle Leipzig-West). ZB = Zusatzbelastung; GB = Gesamtbelastung; MS = Messstelle., dPM10= PM10 Lützner Straße minus PM10 Leipzig-West; dNO<sub>x</sub> = NO<sub>x</sub> Lützner Straße minus NO<sub>x</sub> Leipzig-West. \*Der Effekt des schlechten Straßenzustandes im Jahr 2004 ist noch nicht berücksichtigt.

Aus den durchgeführten Ausbreitungsberechnungen können bzgl. PM10 folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die im Auswertzeitraum 2006 vorliegenden Windverhältnisse führen zu ca. 3 % (ca. 0.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) geringeren Zusatzbelastungen als im Auswertzeitraum 2004.
- Die durchgeführte Versetzung der Messstelle um 5 m in stadtauswärtige Richtung nach der Fahrbahnsanierung führt zu ca. 3 % (ca. 0.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) höheren Zusatzbelastungen.
- Die für den Auswertzeitraum 2006 (nach der Sanierung) berechneten NO<sub>x</sub>- und PM10-Zusatzbelastungen vergleichen sich gut mit der aus den Messwerten abgeleiteten. Die PM10-Zusatzbelastung wird getroffen. Bei NO<sub>x</sub> wird eine geringe Unterschätzung von 7 % festgestellt. Dies weist auf eine gute Genauigkeit der Emissions- und Ausbreitungsberechnungen hin.
- Die für den Auswertzeitraum 2004 (vor der Sanierung) berechneten NO<sub>x</sub>- und PM10-Zusatzbelastungen zeigen bei NO<sub>x</sub> eine geringe Überschätzung von 8 %. Dies weist wiederum auf eine gute Qualität in den Eingangsdaten und in den Ausbreitungsbe-

rechnungen auch für diesen Auswertzeitraum hin. Die im Auswertzeitraum 2004 berechnete PM10-Zusatzbelastung liegt hier ohne die Berücksichtigung des Einflusses des schlechten Straßenzustandes 29 % niedriger als im Auswertzeitraum 2006.

- Der für den Auswertzeitraum 2006 berechnete Quotient aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen (dPM10/dNO<sub>x</sub>) liegt bei 0.15. Gemessen wurde ein Wert von 0.14. Dies ist eine gute Übereinstimmung (Abweichung 7 %). Der für den Auswertzeitraum 2004 berechnete Quotient aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen (dPM10/dNO<sub>x</sub>), der den Einfluss der Ausbreitungsbedingungen weitestgehend eliminiert, liegt bei 0.14. Gemessen wurde ein Wert von 0.17. Dies ist eine Abweichung von 18 %.

Aus dem Vergleich der MISKAM-Ergebnisse mit den Messdaten kann Folgendes abgeleitet werden: Unter der Annahme, dass die MISKAM-Berechnungen die Variabilität der Emissionen sowie des Windes und dPM10/dNO<sub>x</sub> die anderen nicht im Ausbreitungsmodell beinhalteten Einflüsse richtig widerspiegelt, kann angesetzt werden

$$\frac{\frac{dPM10}{dNO_x} (2004; Messung)}{\frac{dPM10}{dNO_x} (2006; Messung)} = \frac{\frac{dPM10}{dNO_x} (2004; MISKAM)}{\frac{dPM10}{dNO_x} (2006; MISKAM)}$$

Daraus folgt

$$\frac{dPM10}{dNO_x} (2004; Messung) = \frac{\frac{dPM10}{dNO_x} (2004; MISKAM)}{\frac{dPM10}{dNO_x} (2006; MISKAM)} \cdot \frac{dPM10}{dNO_x} (2006; Messung)$$

und

$$\frac{dPM10}{dNO_x} (2004; Messung) = \frac{0.14}{0.15} \cdot 0.14 = 0.13 .$$

Ohne Berücksichtigung des schlechten Straßenzustandes im Auswertzeitraum 2004 wird somit ein Quotient aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung von 0.13 erwartet. Gemessen wurde 0.17, also ein 31 % höherer Wert. Da weitere Einflüsse als die Veränderung des Straßenzustandes ausgeschlossen werden können, stellt dies das beobachtete PM10-Minderungspotenzial der lokalen Zusatzbelastung zwischen dem unsanierten zum sanierten Zustand der Lützner Straße dar.

Die PM10-Zusatzbelastung setzt sich aus motorbedingten und nicht motorbedingten (Aufwirbelungs- und Abriebs-) Emissionen zusammen. Entsprechend **Tab. 5.8** und **5.10** beträgt der nicht motorbedingte PM10-Anteil, der von der Änderung des Straßenzustandes beeinflusst werden kann, ca. 70 %. Daraus lässt sich ein Faktor für die Berücksichtigung des schlechten Straßenzustandes und der unsanierten Gehwegbereiche in der Lützner Straße von ca.

$$\text{PM10-Auf/Ab (schlecht)} = 1.4 * \text{PM10-Auf/Ab (gut)} \quad \text{ableiten.}$$

### 5.3 Bestimmung der Emissionsfaktoren

#### NO<sub>x</sub>-Tracermethode

Der Quotient aus NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung und der NO<sub>x</sub>-Emissionsdichte wird als Verdünnungsfaktor bezeichnet. Dividiert man den Verdünnungsfaktor durch die PM10-Zusatzbelastung erhält man die PM10-Emissionsdichte und bei weiterer Division durch die Verkehrsstärke [DTV] den PM10-Emissionsfaktor. Diese Methode wird NO<sub>x</sub>-Tracermethode genannt. Sie legt die begründete Annahme zugrunde, dass sich die NO<sub>x</sub>- und PM10-Emissionen in unmittelbarer Straßennähe gleichartig ausbreiten.

Wendet man dieses Verfahren auf die hier vorliegende Situation an, so erhält man die in **Tab. 5.10** aufgeführten Emissionsfaktoren im Wochenmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 4 % und dem Verkehrssituationsmix „HVS2/Kern/HVS4/LSA2“.

#### Rückrechnung mit MISKAM

Aus dem Vergleich der mit MISKAM berechneten PM10-Zusatzbelastungen und den entsprechenden Messwerten lässt sich die PM10-Emissionsdichte der Gesamtemissionen und damit der PM10-Emissionsfaktor ableiten. Wendet man dieses Verfahren auf die hier vorliegende Situation an, so erhält man die in **Tab. 5.10** aufgeführten Emissionsfaktoren. im Wochenmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 4 % und dem Verkehrssituationsmix „HVS2/Kern/HVS4/LSA2“.

Es wird durch beide Methoden eine Abnahme der PM10-Emissionen zwischen dem Zustand nach der Sanierung relativ zu den Zustand vor der Sanierung aufgezeigt. In den PM10-Gesamtemissionen zwischen ca. 15% (Rückrechnung mit MISKAM) und ca. 30% (NO<sub>x</sub>-Tracermethode). Die nicht motorbedingten PM10-Emissionen zeigen bei dieser Auswertung eine Reduktion von ca. 20 % bis 35 % und korrespondiert mit dem o.g. Wert.

Zeitraum	E-Faktor Gesamt aus Rückrechnung mit MISKAM mg/(km Fzg)	E-Faktor Motor mg/(km Fzg)	E-Faktor Auf/Ab aus Rückrechnung mit MISKAM mg/(km Fzg)
4/2004 – 11/2004	105	28	77
7/2006 – 11/2006	88	25	63
Zeitraum	E-Faktor Gesamt aus NO <sub>x</sub> -Tracermethode mg/(km Fzg)	E-Faktor Motor mg/(km Fzg)	E-Faktor Auf/Ab aus NO <sub>x</sub> -Tracermethode mg/(km Fzg)
4/2004 – 11/2004	113	28	85
7/2006 – 11/2006	80	25	55

Tab. 5.10: Mittels Rückrechnung mit MISKAM bzw. NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleitete PM10-Emissionsfaktoren für die Untersuchungszeiträume vor bzw. nach der Straßensanierung

Fazit:

Aus den Datenauswertungen und Modellrechnungen zur Lützner Straße kann folgendes Fazit gezogen werden: Die messtechnisch beobachtete Abnahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der Straßensanierung und nach der Straßensanierung von 4 µg/m<sup>3</sup> bzw. 6 µg/m<sup>3</sup> in der PM10-Zusatzbelastung resultiert auch aus

- 2 µg/m<sup>3</sup> Erhöhung der regionalen Hintergrundbelastung,
- 0.5 µg/m<sup>3</sup> Abnahme der ZB durch unterschiedliche Windbedingungen,
- 0.5 µg/m<sup>3</sup> Erhöhung der ZB durch Versetzung der Messstelle
- 3 bis 4 µg/m<sup>3</sup> Reduktion der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und -zusammensetzung sowie veränderte fahrzeugspezifische Emissionen

Dadurch ergibt sich eine

**Reduktion durch Verbesserung des Straßenzustandes von 2 bis 3 µg/m<sup>3</sup>  
(ca. 20 - 30 % der PM10-Zusatzbelastung)**

Der Faktor für die Berücksichtigung des schlechten Straßenzustandes und der unsanierten Gehwegbereiche in der Lützner Straße ergibt sich zu ca.

**PM10-Emission-Auf/Ab (schlecht) = 1.4 \* PM10-Emission-Auf/Ab (gut).**

## 6 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER BERLINER STRASSE

Der Schwerpunkt der Datenauswertung für die Berliner Straße in Nauen lag darin aufzuzeigen, welchen Einfluss eine teilweise Fahrbahnsanierung von vielfach geflicktem Kleinpflaster zu Asphalt auf die PM10-Belastungen hatte. Dazu wurden bereits im Rahmen der Erarbeitung des Luftreinhalteplanes Nauen Datenauswertungen durchgeführt (Lohmeyer, 2003b; Friedrich et al., 2004). Teile dieser Datenauswertung werden im Folgenden übernommen, zusätzlich die meteorologischen Situationen in den Auswertezwischenräumen vergleichend diskutiert und die Modellrechnungen mittels aktueller Emissionsfaktoren aktualisiert.

### 6.1 Ausgangssituation

Bis September 1999 war ein Bereich vom Knotenpunkt Berliner Straße/Rathausplatz bis etwa zur Mitte der Berliner Straße in Richtung Knoten Berliner Straße/Mittelstraße bereits fahrbahnmäßig saniert (Asphalt). Die andere Hälfte dieses Straßenabschnittes wies als Fahrbahnoberfläche noch Kleinpflaster auf, welches teilweise mit Asphalt geflickt war. Die Gehwege waren auf der gesamten Länge in einem guten Zustand. Mitte bis Ende September 1999 fand ein teilweiser Fahrbahnbelagswechsel statt. Zwischen der Kreuzung Berliner Straße/Mittelstraße und dem bereits sanierten Bereich wurde auf das Kleinpflaster eine Asphaltschicht aufgetragen. Weitere Veränderungen wurden nicht vorgenommen. In der **Abb. 4.6** ist der Zustand im Juli 1997 zu erkennen.

### 6.2 Auswertung der Immissionsdaten

Hierzu wurden die vorhandenen Messdaten für das Jahr 1998 (also das Kalenderjahr vor dem Belagswechsel) sowie das Jahr 2000 (also das Kalenderjahr nach dem Belagswechsel) ausgewertet. Das Jahr 1999 wurde nicht explizit betrachtet, um mögliche Einflüsse durch die Bauvorbereitung und die Bauphase selbst etc. auszublenden. Zur Information sind an gegebener Stelle die Kenngrößen aus anderen Jahren mit angegeben.

In der **Abb. 6.1** sind die PM10-Tagesmittelwerte für die beiden Auswertejahre 1998 und 2000 für die Verkehrsstation an der Berliner Straße dargestellt. Zusätzlich ist der analysierte Anteil von Ruß (EC) am PM10 angegeben. Die **Abb. 6.2** zeigt die zeitliche Entwicklung der

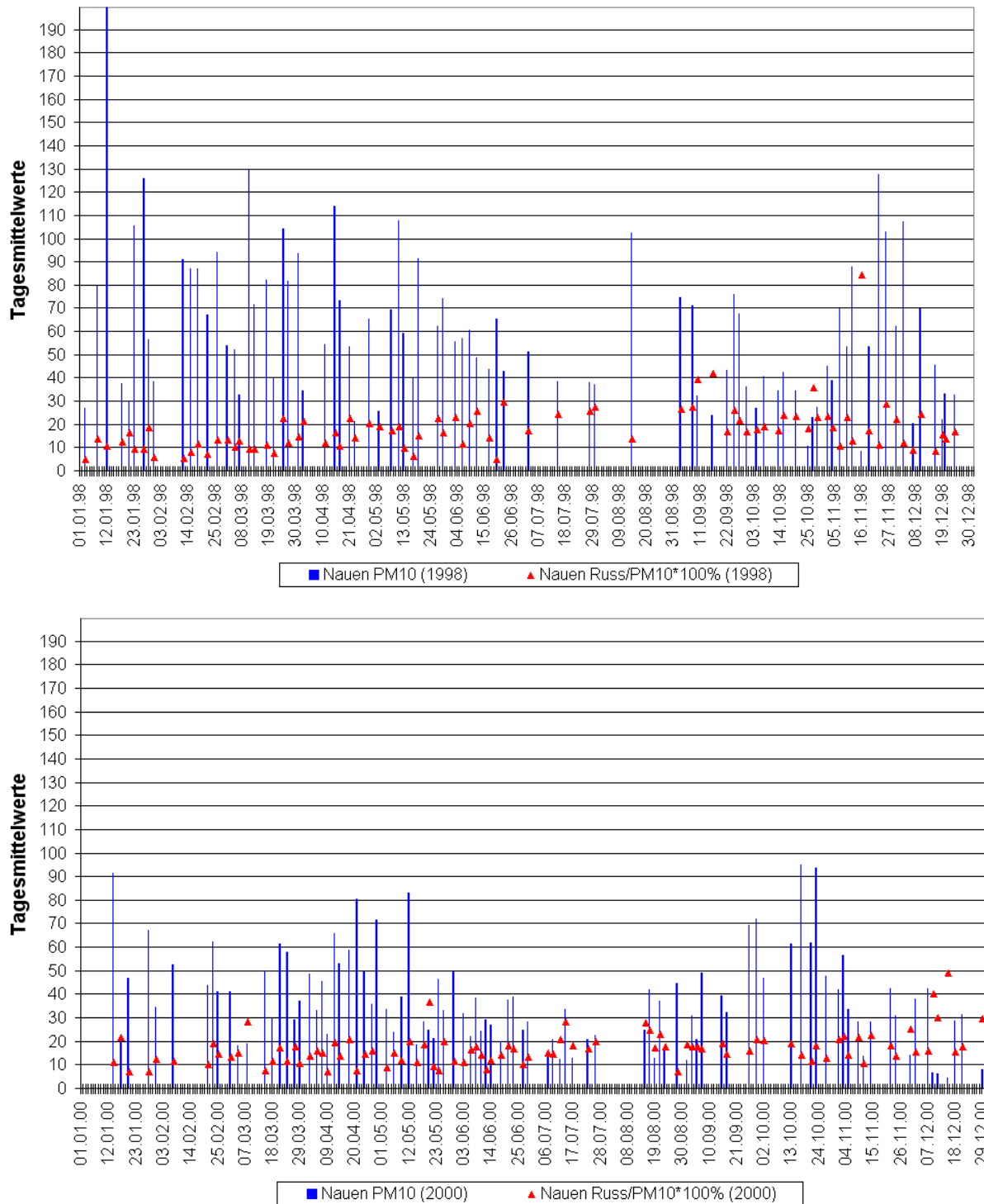


Abb. 6.1: Am Messpunkt Berliner Straße in Nauen gemessene PM10-Konzentrationen (Tagesmittel in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) für das Jahr vor der Sanierung (oben) und nach der Sanierung (unten). Zusätzlich ist das analysierte Verhältnis von Ruß zu PM10 in Prozent angegeben. (Quelle:Lohmeyer, 2003b).

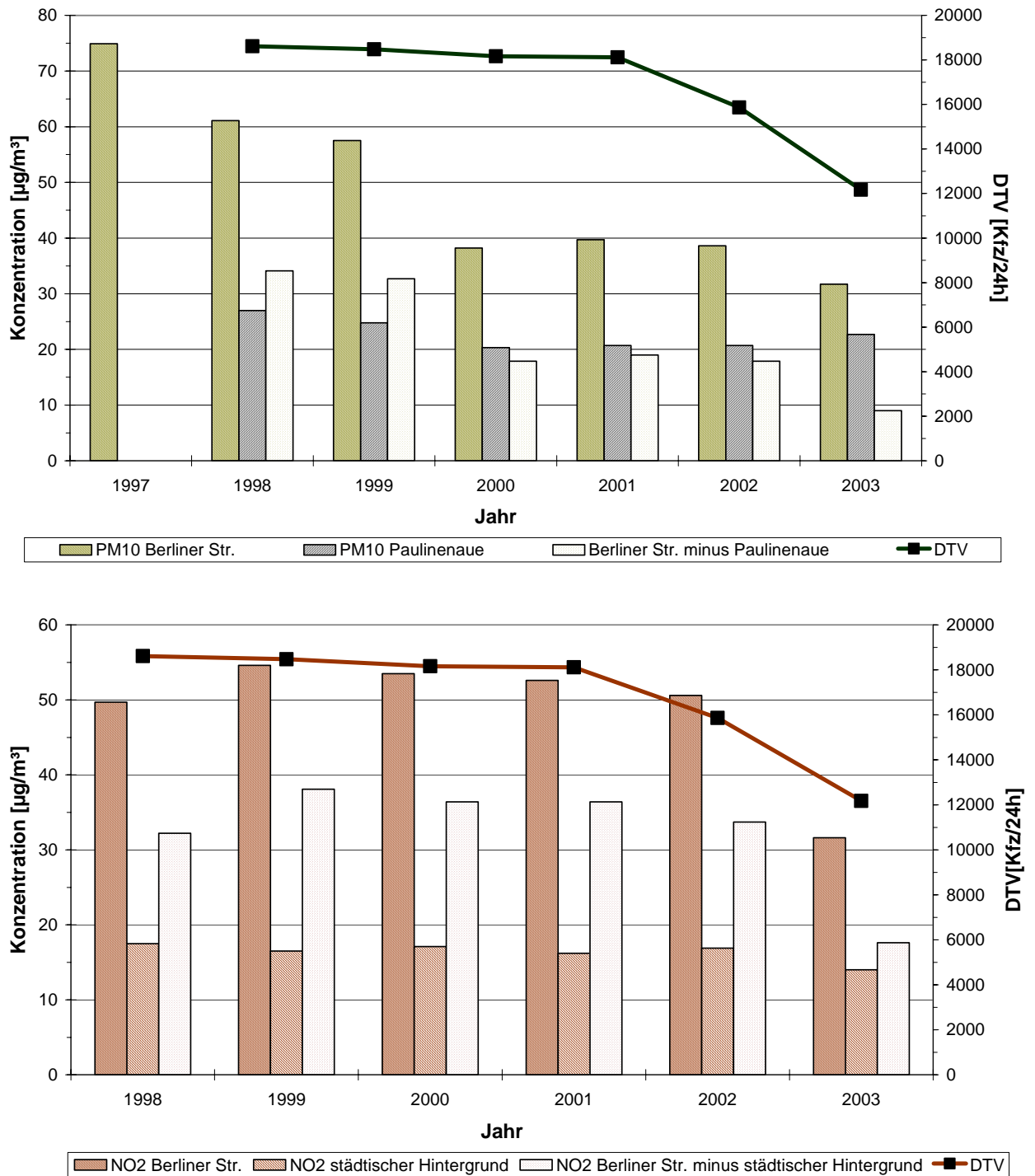


Abb. 6.2: Zeitliche Entwicklungen der PM<sub>10</sub>- (oben) und NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte (unten) im Vergleich zur Verkehrsstärke. (Quelle: Lohmeyer, 2003b).

gemessenen PM10- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) auf, welche auf Basis der verfügbaren Tagesmittelwerte bestimmt worden sind. Eine Zusammenfassung der statistischen Kenngrößen ist in der **Tab. 6.1** für den jeweiligen Zeitraum aufgezeigt.

	<b>Mo - So</b> <b>01.01.1998 - 31.12.1998</b>	<b>Mo - So</b> <b>01.01.2000 - 31.12.2000</b>	<b>Veränderung 2000</b> <b>zu 1998 [%]</b>
<b>Berliner Straße</b>			
DTV [Kfz/d]	18600	18100	-2.7
SV [Kfz/d]	1385	1280	-7.6
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	61	38	-38
NO <sub>2</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	50	54	+8
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	10	6	-40
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	34	18	-47
NO <sub>2</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	32	37	+16
PM10-ZB/NO <sub>2</sub> -ZB	1.1	0.5	-55
<b>städtischer Hintergrund</b>			
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	27	20	-26
NO <sub>2</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	18	17	-5.5

Tab. 6.1: Statistische Kenngrößen in den Auswerteziträumen sowie deren prozentuale Veränderung. Datenbasis Tagesmittelwerte. Werte aus Lohmeyer (2003b).

Hierzu kann Folgendes gesagt werden:

- Die durchschnittlich tägliche Verkehrsstärke hat sich von 1998 zu 2000 nicht relevant verändert (Rückgang um 2.7 %). Der Schwerverkehr hat im gleichen Zeitraum von um 105 Fahrzeuge, also ca. 8 %, abgenommen.
- Die NO<sub>2</sub>-Konzentrationen (sowohl die Gesamtbelastungen als auch die abgeschätzten Zusatzbelastungen) unterscheiden sich zwischen den beiden Jahren (2000 und 1998) nur gering (ca. 10 % Zunahme).
- Die gemessene PM10-Gesamtbelastung sank von 61  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Jahr 1998) auf 38  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Jahr 2000), also um 23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (entspricht 38 %), wovon 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  durch die Abnahme der regionalen Hintergrundbelastung begründet sind.

Aus der starken Änderung der PM10-Gesamtbelastung zwischen 1998 und 2000 kann allerdings noch nicht direkt geschlossen werden, dass dies unmittelbar dem geänderten Fahrbahnzustand auf ca. der Hälfte des Straßenabschnittes an der Messstelle von „schad-



haften und teilweise geflickten“ Kleinpflaster zu „neuer“ Asphaltdecke geschuldet ist, weil neben der Fahrbahnqualität

- sich die Verkehrsmengen verändert haben,
- sich die fahrzeugspezifischen motorbedingten Emissionen wegen der fortschreitenden Modernisierung der Fahrzeugflotte zwischen 1998 und 2000 geändert haben und
- die meteorologischen Bedingungen sowie die regionale Hintergrundbelastung unterschiedlich gewesen sein können.

Da sich die Verkehrsmengen und die Zusammensetzung nicht relevant verändert haben und auch keine Veränderungen in der Verkehrsführung und dem Ausbaugrad der Straße erfolgten, wird von keiner Änderung des Verkehrsflusses im Bereich der Berliner Straße ausgegangen.

Im Folgenden wird versucht, die verbleibenden Einflüsse zu quantifizieren.

### **Einfluss der Hintergrundbelastung**

Eine ortsbezogene PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastungsmessung lag für die beiden Messjahre nicht vor. Lohmeyer (2003b) schätzten die städtische Zusatzbelastung am Ort der Verkehrsmessstation Berliner Straße anhand von Berechnungen der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen aus dem umliegenden Straßennetz, des Hausbrandes und Industrie/Gewerbe für beide Auswertejahre zu je ca. 0.3 µg/m<sup>3</sup> ab. Sie ist somit sehr gering.

Die PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastung (regionale Hintergrundbelastung plus städtische Zusatzbelastung) zeigt eine Reduktion um ca. 7 µg/m<sup>3</sup> (etwa 26 %) der Konzentrationen im Jahr 2000 relativ zu 1998. Auch die NO<sub>2</sub>-Hintergrundbelastung nahm ab, allerdings deutlich weniger als die PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastung.

Die abgeschätzte verkehrsbedingte PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung (Berliner Straße minus Paulinenaue minus 0.3 µg/m<sup>3</sup>) reduzierte sich demnach vom Jahr 1998 zum Jahr 2000 um 16 µg/m<sup>3</sup>, also um ca. 50 %. Auch das Verhältnis von PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung zu NO<sub>2</sub>-Zusatzbelastung reduzierte sich um diesen Betrag.

### **Einfluss der Meteorologie**

Die meteorologischen Kenngrößen (Wind und Temperatur von der Station Neuglobsow, Niederschlag von der Station Neuruppin) für die Messtage in den beiden Betrachtungsjahren sind in der **Tab. 6.2** aufgezeigt. Die **Abb. 6.3** stellt die Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen dar.

Kenngrößen	Messtage 1998 (84 Tage)	Messtage 2000 (95 Tage)
PM10-GB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	61	38
NS-Summe [mm]	140	110
Tage mit NS-Summe > 0.1 mm	37	40
Tage mit NS-Summe > 1 mm	25	25
$T_{\text{mittel}}$ [ $^{\circ}\text{C}$ ]	8.4	11.1
$T_{\text{max}}$ [ $^{\circ}\text{C}$ ]	23.0	27.3
$T_{\text{min}}$ [ $^{\circ}\text{C}$ ]	-6.2	-1.4
Windgeschw. <sub>mittel</sub> [m/s]	2.3	1.8
Windgeschw. <sub>max</sub> [m/s]	5.9	6.4
Windgeschw. <sub>min</sub> [m/s]	0.5	0.2
Tage mit Calmen	8	21

Tab. 6.2: Kenngrößen für die Messtage in den beiden Jahren  
(Datenbasis = Tagesmittelwerte)

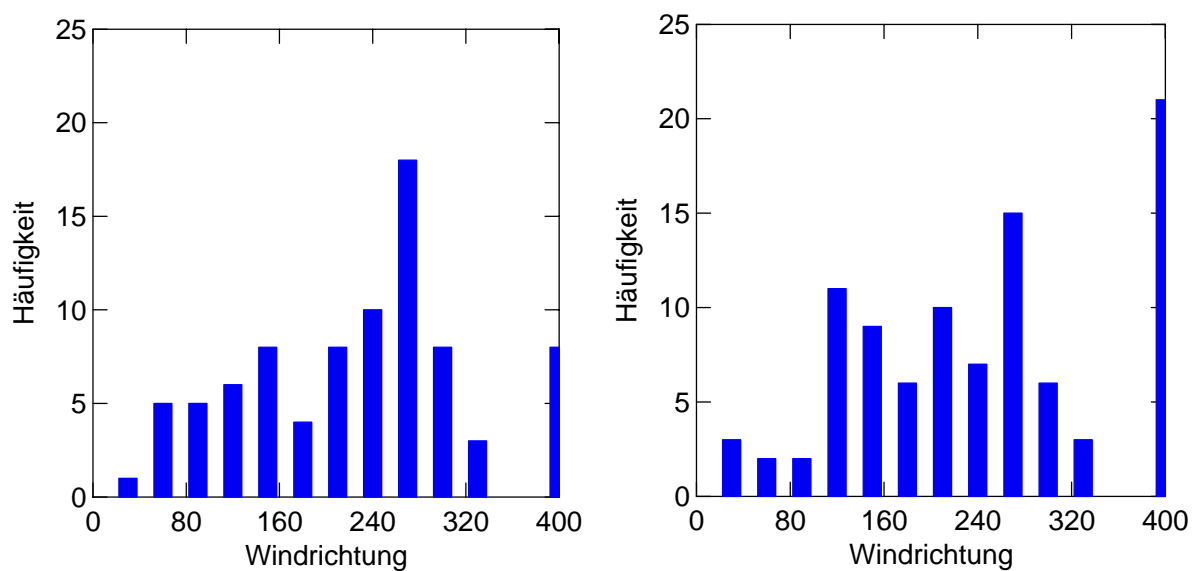


Abb. 6.3: Häufigkeiten der Hauptwindrichtungen an den Messtagen im Jahr 1998 (links) bzw. 2000 (rechts). Windrichtung 400 = Calmen

Hierbei kann festgestellt werden, dass

- die Niederschlagsverhältnisse von der Intensität und von der Häufigkeit gut vergleichbar waren,
- ebenso die Lufttemperaturen gut vergleichbar waren,
- die tagesmittleren Windgeschwindigkeiten an den Messtagen im Jahr 2000 ca. 20 % niedriger lagen als an den Messtagen 1998 und die Anzahl von Messtagen mit Calmen im Jahr 2000 deutlich höher lag als 1998. Dies sollte eher zu einer Zunahme der Schadstoffbelastungen im Jahr 2000 relativ zum Jahr 1998 führen.
- an den Messtagen des Jahres 2000 Winde aus südöstlichen Richtungen (Messstelle in Lee der Straße) häufiger waren als 1998.

Damit kann begründet geschlussfolgert werden, dass die meteorologischen Verhältnisse nicht die Ursache für die starke Abnahme der PM10-Zusatzbelastung in der Berliner Straße im Jahr 2000, also nach der Fahrbahnsanierung, waren.

### **Einfluss der Verkehrsstärke, Flottenzusammensetzung und Bezugsjahr**

Um diese Einflüsse zu quantifizieren, lagen Ergebnisse von Strömungs- und Ausbreitungsberechnungen mit dem Modell MISKAM Version 4.2 aus (Lohmeyer, 2003b) vor. Das digitale Gebäudemodell ist in der **Abb. 6.4** dargestellt.

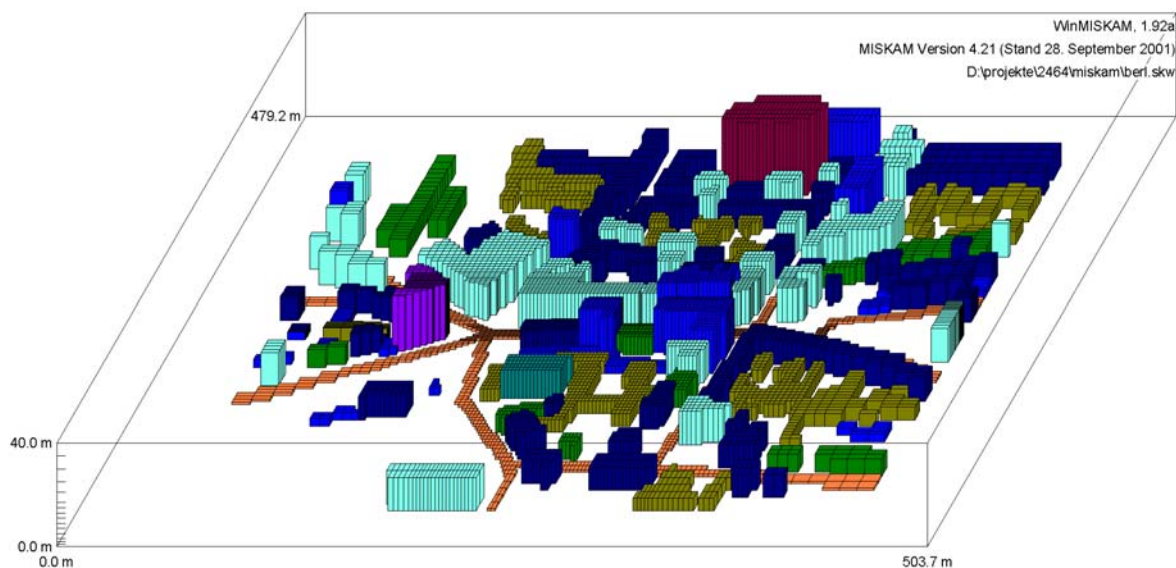


Abb. 6.4: Digitales Gebäudemodell für die MISKAM-Berechnungen

---

Das verwendete Rechengebiet ist deutlich größer als der Untersuchungsbereich um die Messstelle in der Berliner Straße.

Für jeden Schadstoff wurden aus den jeweils 36 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (Lohmeyer, 2004c) unter Verwendung der Windstatistik und der Emissionen infolge des Verkehrs der Berliner Straße flächendeckend die Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  berechnet. Betrachtet werden die Situation vor der Straßensanierung (1998) und nach der Straßensanierung (2000). Beide Fälle unterscheiden sich neben dem Fahrbahnzustand in den Verkehrszahlen, Verkehrszusammensetzung und Fahrzeugflotte. Als meteorologischer Input wurde für beide Zeiträume die Ausbreitungsklassenstatistik an der DWD Station Neuruppin verwendet. Sensitivitätsrechnungen mittels der aus den Jahren 1998 und 2000 generierten Windstatistiken auf Basis der täglichen häufigsten Windrichtung und tagesmittleren Windgeschwindigkeit zeigten nur einen geringen Einfluss der Windverhältnisse auf die berechneten Konzentrationen im Jahresmittel und bekräftigten damit die obigen Auswertungen der meteorologischen Daten.

Zwischen den beiden Bezugsjahren 1998 und 2000 war die durchschnittlich tägliche Verkehrsstärke um 2,7 % zurückgegangen. Der Schwerverkehr hat im gleichen Zeitraum um 105 Fahrzeuge, also ca. 8 %, abgenommen (**Tab. 6.1**).

Eine messtechnische Erfassung der Verkehrssituationen vor und nach der Fahrbahnsanierung liegt nicht vor. Entsprechend der örtlichen und verkehrlichen Gegebenheiten wurde in Lohmeyer (2003b) im Bereich der Messstelle von der Verkehrssituation LSA3 (Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage, starke Störungen) ausgegangen. Da die Unterschiede in den Verkehrsmengen zwischen den Jahren 1998 und 2000 gering waren und auch keine baulichen und/oder verkehrsorganisatorischen Maßnahmen an der Straße und an den nächstliegenden Knotenpunkten durchgeführt worden waren, wird für beide Bezugsjahre von der gleichen Verkehrssituation (LSA3) ausgegangen.

Unter Berücksichtigung der geänderten Verkehrsstärken und der im Jahr 2000 niedrigeren fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren als 1998 kann entsprechend IFEU (2007) sowie Düring und Lohmeyer (2004) von den in **Tab. 6.3** aufgeführten Emissionsmengen ausgegangen werden. Dabei wurde zunächst ein möglicher Einfluss durch den schlechten Fahrbahnzustand im Jahr 1998 nicht berücksichtigt.

Berliner Straße	Länge	DTV		NO <sub>x</sub>		PM10 (Motor)		PM10 (Auf/Ab)	
	[km]	PKW inkl. LNF [Kfz/d]	SV [Kfz/d]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]
1998	0.100	17 215	1 385	1.424	967	0.066	45	0.142	97
2000	0.100	16 820	1 280	1.253	830	0.055	37	0.140	93

Tab. 6.3: Ergebnis der Berechnung für die Emissionen im Bereich der Messstelle Berliner Straße (IFEU, 2007, Düring und Lohmeyer, 2004) bezogen auf einen 100 m langen Straßenabschnitt ohne der Berücksichtigung des schlechten Fahrbahnzustandes im Jahr 1998.

Als Ergebnis der Ausbreitungsberechnung mit MISKAM wurden punktuell für den Ort der Messstelle die in **Tab. 6.4** aufgeführten Ergebnis berechnet.

Zeitraum	PM10-ZB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-ZB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-GB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1998	19*	46*	34	61
1998	28**	55**	34	61
2000	17	38	17	38
Zeitraum	NO <sub>x</sub> -ZB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub> -GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>2</sub> -GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>2</sub> -GB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1998	133	158	57	50
2000	114	140	54	54

Tab. 6.4: Mittelwerte der NO<sub>x</sub>- und PM10-Konzentrationen an der Berliner Straße für die Berechnungen und die Messung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastungen. ZB = Zusatzbelastung; GB = Gesamtbelastung; MS = Messstelle.

\* Der Effekt des schlechten Straßenzustandes im Jahr 1998 ist in den Berechnungen nicht berücksichtigt.

\*\* Der Effekt des schlechten Straßenzustandes im Jahr 1998 ist in den Berechnungen auf dem noch nicht sanierten Abschnitt entsprechend Lohmeyer (2004b) in den Berechnungen berücksichtigt.

Aus den durchgeführten Ausbreitungsberechnungen können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die für den Auswertzeitraum 2000 (nach der Sanierung) berechnete NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastung und PM10-Zusatzbelastung vergleichen sich gut mit den aus den Messwerten abgeleiteten Konzentrationen. Die PM10-Zusatzbelastung und die NO<sub>2</sub>-Ge-

samtbelastung wird getroffen. Dies weist auf eine gute Genauigkeit der Emissions- und Ausbreitungsberechnungen hin.

- Die für den Auswertzeitraum 1998 (vor der Sanierung) berechnete  $\text{NO}_2$ -Gesamtbelastung zeigt eine Überschätzung von 14 %. Dies weist wiederum auf eine gute Qualität in den Eingangsdaten und in den Ausbreitungsberechnungen auch für diesen Auswertzeitraum hin.  $\text{NO}_x$ -Messwerte lagen leider nicht vor.
- Die im Auswertzeitraum 1998 berechnete  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastung liegt hier ohne die Berücksichtigung des Einflusses des schlechten Straßenzustandes 44 % niedriger als die im Jahr 2000 gemessene. Erhöht man auf dem Teilstück der Berliner Straße, welches im Jahr 1998 noch nicht saniert war, die  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen entsprechend der Empfehlung von Lohmeyer (2004b) um den Faktor 3.6, so liegt die berechnete  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastung an der Messstelle nur noch ca. 18 % niedriger als die aus den Messdaten abgeleitete. Die Abweichung der berechneten  $\text{PM}_{10}$ -Gesamtbelastung von der gemessenen liegt dann bei nur ca. -10 %.

Nach Aussage des LUA Brandenburg lag in den betrachteten Zeiträumen keine Änderung in den Messmethodiken vor. Auch sind in den betrachteten Zeiträumen keine relevanten Änderungen in den Emissionsbedingungen (z. B. Umrüstung der Heizungssysteme in den umliegenden Häusern etc.) durchgeführt worden. Die deutliche Änderung der  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen scheint somit nur durch die veränderten Emissionen infolge der sanierten Fahrbahn in der Berliner Straße begründet zu sein und konnte in der durchgeführten Ausbreitungsberechnung mit einer Erhöhung der  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen auf dem unsanierten Teilstück um den Faktor von 3.6 mit guter Genauigkeit beschrieben werden.

Der Einfluss des schlechten Straßenzustandes war in der Berliner Straße somit mehr als doppelt so hoch wie in der Lützner Straße (Kap. 5).

Fazit:

Aus den Datenauswertungen und Modellrechnungen zur Berliner Straße in Nauen kann folgendes Fazit gezogen werden:

Die messtechnisch beobachtete Abnahme der  $\text{PM}_{10}$ -Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der Straßensanierung und nach der Straßensanierung von  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastung resultiert auch aus

- 7 µg/m<sup>3</sup> Reduktion der regionalen Hintergrundbelastung,
- 0 µg/m<sup>3</sup> keine Veränderung der ZB durch unterschiedliche Windbedingungen,
- 2 µg/m<sup>3</sup> Reduktion der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und  
-zusammensetzung sowie veränderte fahrzeugspezifische Emissionen

Dadurch ergibt sich eine

**Reduktion durch Verbesserung des Straßenzustandes von 14 µg/m<sup>3</sup>  
(ca. 60 % der PM10-Zusatzbelastung)**

Da der motorbedingte PM10-Emissionsanteil im Jahr 2004 bei ca. 30 % und der Aufwirbelungs- und Abriebsanteil bei gutem Straßenzustand bei ca. 70 % gelegen hätte ergibt sich

**PM10-Emission-Auf/Ab (schlecht) = 3.6 \* PM10-Emission-Auf/Ab (gut).**

Das ist 2.6-mal höher als für die Lützner Straße abgeleitet.

## **7 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER BERGSTRASSE IN ERFURT**

Der Schwerpunkt der Datenauswertung für die Bergstraße in Erfurt lag darin aufzuzeigen, welchen Einfluss dort ein schlechter Fahrbahnbelag bei einer Straße mit Tempo\_30-Signalisierung in Einbahnstraßenregime bei 4.6 % Steigung sowie eine durchgeführte Grundsanie rung der Straße einschließlich der Verbesserung des Zustandes der Fahrbahnoberfläche und der Gehwege auf die PM10-Belastungen hatte. Dazu wurde eine Vorher-/Nachher-Be trachtung der Verkehrsmengen und der PM10- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen begonnen. Wei terhin erfolgte eine messtechnische Bestimmung des Verkehrsflusses und der Fahrzeugge schwindigkeiten für den Zustand nach der Fahrbahnsanierung, um eine genaue Grundlage für die Ableitung der PM10-Emissionen an dieser Straße zu haben.

Die Bauarbeiten im Umfeld der Bergstraße fanden im Zeitraum 31.07.2006 bis 25.03.2007 statt. Im Zeitraum 14.08.2006 bis 06.03.2007 wurde unmittelbar an der Bergstraße gearbei tet. Bereits Ende Januar wurden zwei Fahrstreifen wieder befahren. Es kam allerdings durch Restarbeiten zu lokalen Einschränkungen eines Fahrstreifen.

### **7.1 Bestimmung der Fahrzeuggeschwindigkeiten und der Verkehrssituation**

#### **7.1.1 Allgemeines**

Vom Lehrstuhl für Verkehrsökologie an der TU Dresden wurden mit der gleichen Methodik zur Erfassung der Verkehrszustände wie bereits in der Lützner Straße in Leipzig die Ver kehrssituationen auf der Bergstraße in Erfurt untersucht (Richter et al., 2007). Als Ergebnis liegen die Verkehrssituationen nach HBEFA für die Untersuchungsstrecke für diesen Tag abschnittsbezogen und stundenfein vor. Der komplette Ergebnisbericht ist im Teil B des vor liegenden Berichtes aufgeführt.

#### **7.1.2 Verkehrssituationen**

Für die Situation vor der Fahrbahnsanierung lagen keine messtechnisch erfassten Ver kehrssituationen vor. Entsprechend der örtlichen Gegebenheiten wurde die Verkehrssituation auf der gesamten Bergstraße bisher (Moldenhauer et al., 2004) mit „Hauptverkehrs-straße, vorfahrtsberechtigt, starke Störungen bei Tempo\_30 mit schlechten Straßenzustand“ (HVS4\_T30\_schlecht) beschrieben.



Am 28./29.03.2007 (Mittwoch/Donnerstag), also 22 Tage nach kompletter Befahrbarkeit der Bergstraße, wurde durch die TU Dresden eine messtechnische Erfassung der Verkehrssituationen für mehrere Straßenabschnitte der Bergstraße und deren Umfeld durchgeführt (**Tab. 7.1**). Die Messtage waren Werkstage, lagen außerhalb der Ferien, waren trocken und nicht von baulichen Maßnahmen beeinflusst.

Abschnitt-Nr.	Straße	Anfang Ecke	Ende Ecke	Strecke [m]
1	Talstraße	Boyneburgufer	Adalbertstraße	110
2	Talstraße	Adalbertstraße	Auenstraße	55
3	Bergstraße	Auenstraße	Bergstraße Mitte	103
4	Bergstraße	Bergstraße Mitte	Nordhäuser Straße	103
5	Nordhäuser Straße	Bergstraße	Albrechtstraße	233
6	Nordhäuser Straße	Albrechtstraße	Bergstraße	235
7	Nordhäuser Straße	Bergstraße	Mittelstraße	122
8	Nordhäuser Straße	Mittelstraße	Moritzwallstraße	84
9	Moritzwallstraße	Nordhäuser Straße	Moritzwallstr. Mitte	100
10	Moritzwallstraße	Moritzwallstr. Mitte	Auenstraße	99
11	Nordhäuser Straße	Moritzwallstraße	Mittelstraße	103
12	Nordhäuser Straße	Mittelstraße	Bergstraße	122

Tab. 7.1: Abschnitte der Untersuchungsstrecke Bergstraße und Umfeld in Erfurt. Die Messstelle der TLUG befindet sich im Abschnitt 4.

Die ermittelten Verkehrssituationsmatrizen sind in der **Tab. 7.2** dargestellt. Die unter den gegebenen Bedingungen durchgeführten Messfahrten zeigten, dass es keinen messbaren Tagesgang der Verkehrszustände gab. Die Störungen im Fahrtablauf waren durch die Lichtsignalanlagen (LSA), Abbiegevorgänge und den ÖV bedingt. Auch in den Spitzenstunden konnten alle LSA in der ersten Grünphase überquert werden. Die Nachtfahrten unterscheiden sich in ihren Kennwerten nicht von den Fahrten in der Spitzenstunde, da z. B. die LSA an der Tal- und Bergstraße 24 Stunden täglich in Betrieb sind. Das Fehlen eines Tagesganges der Verkehrszustände führt dazu, dass für die untersuchten Erfurter Straßenabschnitte ganztägig gleiche Verkehrssituationen angesetzt werden können. Es war also nur eine räumliche Differenzierung nach den einzelnen Abschnitten vorzunehmen.

Abschnitt-Nr.	Straße	Strecke [m]	Verkehrssituation
1	Talstraße	110	HVS4
2	Talstraße	55	Stop&Go
3	Bergstraße	103	HVS4_T30
4	Bergstraße	103	KERN_T30
5	Nordhäuser Straße	233	LSA1
6	Nordhäuser Straße	235	26% STGO+74% KERN
7	Nordhäuser Straße	122	LSA1
8	Nordhäuser Straße	84	KERN
9	Moritzwallstraße	100	LSA2
10	Moritzwallstraße	99	KERN
11	Nordhäuser Straße	103	LSA1
12	Nordhäuser Straße	122	HVS2

Tab. 7.2: Verkehrssituationsmatrix für die Bergstraße. Die TLUG-Messstelle befindet sich im Abschnitt 4.

Im konkreten Fall der Bergstraße muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass das Verfahren hier an die Anwendungsgrenzen des HBEFA stößt. Das auf der Bergstraße gemessene und im Teil B des vorliegenden Berichtes detailliert dargestellte und statistisch ausgewertete Fahrverhalten, lässt sich durch keine HBEFA-Verkehrssituation hinreichend abbilden. Die besondere Situation der Tempo\_30-Strecke mit relativ gleichmäßiger Fahrweise und geringer Dynamik ist in HBEFA nicht vorgesehen. Den HBEFA-Situationen am nächsten würde für den unteren Abschnitt der Bergstraße (Abschnitt 3) bezüglich der Reisegeschwindigkeit die Verkehrssituation HVS4 (Hauptverkehrsstraße, starke Störungen, vorfahrtsberechtigt) kommen. HVS4 entspricht dem Fahrmuster 3, allerdings fällt auf, dass außer bei der Reisegeschwindigkeit bei allen anderen Kenngrößen große Unterschiede bestehen. Das betrifft den Standanteil von 0 %, den Konstantfahrtanteil von 47 % und besonders die Perzentile der Geschwindigkeit und deren Standardabweichung. Als Mittelwert der Geschwindigkeit x Beschleunigungswerte erscheint für das untere Teilstück der Bergstraße ein positiver Wert von 1.0 und für den oberen Teil ein negativer Wert von minus 2.02, da im unteren Teil nach der LSA natürlich mehr beschleunigt wird und im oberen vor der LSA mehr abgebremst wird. Der obere Teil der Bergstraße (Abschnitt 4), dort wo die Messstelle steht, würde beim Vergleich mit den HBEFA-Fahrmustern am ehesten der Verkehrssituation „Innerrorts Kern“ zugeordnet. Hier treffen die Werte von Reisegeschwindigkeit, Konstantfahrt und

Standanteil hinlänglich zu. Die Geschwindigkeitsverteilung ist jedoch auch hier auf dem Straßenabschnitt etwas weniger gestreut, als im HBEFA-Fahrmuster angenommen. Es ist davon auszugehen, dass das durch Tempo\_30 und die Pfortnerampel an der Auenstraße bedingte Fahrverhalten auf der Bergstraße zu geringeren Emissionsfaktoren führt, als die Berechnung mit HVS4 und Kern ergeben würde. Bei einer Verwendung der „schnelleren“ Fahrmuster wie HVS2 oder HVS3, die zu geringeren Emissionsfaktoren führen, würde man sich von den mit Messfahrten bestimmten Fahrverhaltenswerten jedoch noch weiter entfernen.

In **Tab. 7.2** sind deshalb für die beiden Abschnitte der Bergstraße die Verkehrssituationen vorerst als HVS4\_T30 und Kern\_T30 bezeichnet. In der Emissionsberechnung wurde dies berücksichtigt.

### **7.1.3 Fahrzeuggeschwindigkeiten**

Der Bestimmung der Verkehrssituationen im März 2007 lag die Auswertung von Geschwindigkeits-Zeit-Diagrammen zugrunde. Aus diesen können die statistischen Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten auf den entsprechenden Straßenabschnitten bestimmt werden. Für die Bergstraße wurden u. a. die in der **Tab. 7.3** dargestellten Größen ermittelt.

So lagen die mittleren Fahrgeschwindigkeiten auf dem mit 30 km/h signalisierten Abschnitt im Abschnitt Auenstraße bis Bergstraße-Mitte tatsächlich bei ca. 30 km/h. Im Abschnitt am Messcontainer liegt die mittlere Fahrgeschwindigkeit mit 26 km/h wegen des anschließenden Knotenpunktes mit der Nordhäuser Straße etwas niedriger. Die dortige LSA bedingt auch die Standanteile auf diesem Abschnitt von ca. 27 %.

### **7.1.4 Verkehrsstärken**

Eine Dauerzählstelle liegt im Bereich der Bergstraße nicht vor. Im Jahr 2003 wurde mittels manueller Zählung eine werktägliche Verkehrsstärke von ca. 13 400 Kfz/d ermittelt (Moldenhauer et al., 2004). Im Rahmen der Arbeiten zum Luftreinhalteplan Erfurt wurden mittels Verkehrsumlegungsmodell für das Jahr 2005 eine Prognoseverkehrsstärke von 14 500 Kfz/d mit einem LKW-Anteil von 1.7 % zum Ansatz gebracht.

**Bergstraße zwischen Auenstraße und Bergstraße Mitte am 28./29.3.2007, Verkehrssituation: HVS4\_T30**

	v <sub>Reise</sub> (km/h)	v <sub>Fahr</sub> (km/h)	v x b (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	30.65	30.70	1.00	Konstantfahrt/%
Standardabw.	7.59	7.60	4.03	47.30
Q10	18.62	18.64	-3.81	
Q25	25.95	26.00	-1.90	Standanteil/%
Q75	36.30	36.40	3.95	0.00
Q90	38.80	38.80	6.93	

**Bergstraße zwischen Bergstraße Mitte und Nordhäuser Straße am 28./29.3.2007, Verkehrssituation: KERN\_T30**

	v <sub>Reise</sub> (km/h)	v <sub>Fahr</sub> (km/h)	v x b (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	19.17	26.44	-2.02	Konstantfahrt/%
Standardabw.	14.07	9.91	3.87	27.03
Q10	0.00	12.98	-7.16	
Q25	2.05	17.50	-3.47	Standanteil/%
Q75	31.95	35.20	0.00	27.02
Q90	36.80	37.84	1.47	

Tab. 7.3: Messtechnisch erfasste statistische Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten auf der Bergstraße in Erfurt nach der Sanierung der Straße (Quelle: Richter et al., 2007). Qxx = Perzentile

Am 28.03.2007, 12:00 Uhr wurden auf der Bergstraße auf dem gleichen Abschnitt wie die Luftqualitätsmessstelle die NC90-Zählplatten des Lehrstuhles für Verkehrsökologie installiert. Diese wurden dann in Betrieb gelassen bis zum 29.03.2007, also über 24 Stunden. Das Messsystem erfasst in berührungsloser Arbeitsweise die Anzahl, Länge und Geschwindigkeit der Fahrzeuge, die das Messsystem überfahren, und legt die Daten in einem integrierten Speicher ab. Zusätzlich wurden in der Zeit von 15:00 bis 16:00 Uhr am 28.03. und 11:00 bis 12:00 Uhr am 29.03. Handzählungen des Verkehrs vorgenommen. Die Ergebnisse, die die

NC90-Platten lieferten, stimmen gut mit den Ergebnissen der Handzählung überein, sind plausibel und können für die weiteren Berechnungen verwendet werden.

Die so erfassten Tagesganglinien der Bergstraße sind in **Abb. 7.1** (siehe auch Bericht der TU Dresden im Teil B) für die beiden Fahrstreifen dargestellt. Aus der linken Fahrspur der Bergstraße kann man am Knoten Nordhäuser Straße sowohl geradeaus fahren als auch links abbiegen. Aus der rechten Fahrspur kann man sowohl geradeaus fahren als auch rechts abbiegen. Das Einordnen in die Fahrspuren erfolgt schon recht frühzeitig, im oberen Teil der Bergstraße sind Spurwechsel eher selten. Die Verkehrszählung ergab für den Zähltag eine werktägliche Verkehrsmenge von 13 240 Kfz/24h sowie 151 LKW/24h (1.1 %). Der SNF-Verkehr ist somit recht gering ausgeprägt. Die Verkehrsstärken nach der Fahrbahnsanierung sind somit gut vergleichbar mit der Verkehrszählung im Jahr 2003 (vor der Sanierung). Für die Emissionsberechnung wurden diese Zahlen auf einen Jahresmittelwert hochgerechnet (siehe Teil B).

## 7.2 Auswertung der Immissionsdaten

Für die nachfolgend beschriebene Datenauswertung wurden folgende Auswerteziträume festgelegt, die sich an den im Projektzeitraum verfügbaren Messdaten und der Baustellenzeit orientieren.

Zustand vor der Sanierung:	01.04.2005 bis 31.03.2006
Bauphase inkl. Streckenfreigabe mit weiteren Randarbeiten:	31.07.2006 bis 25.03.2007
Zustand nach der Sanierung:	26.03.2007 bis 08.01.2008

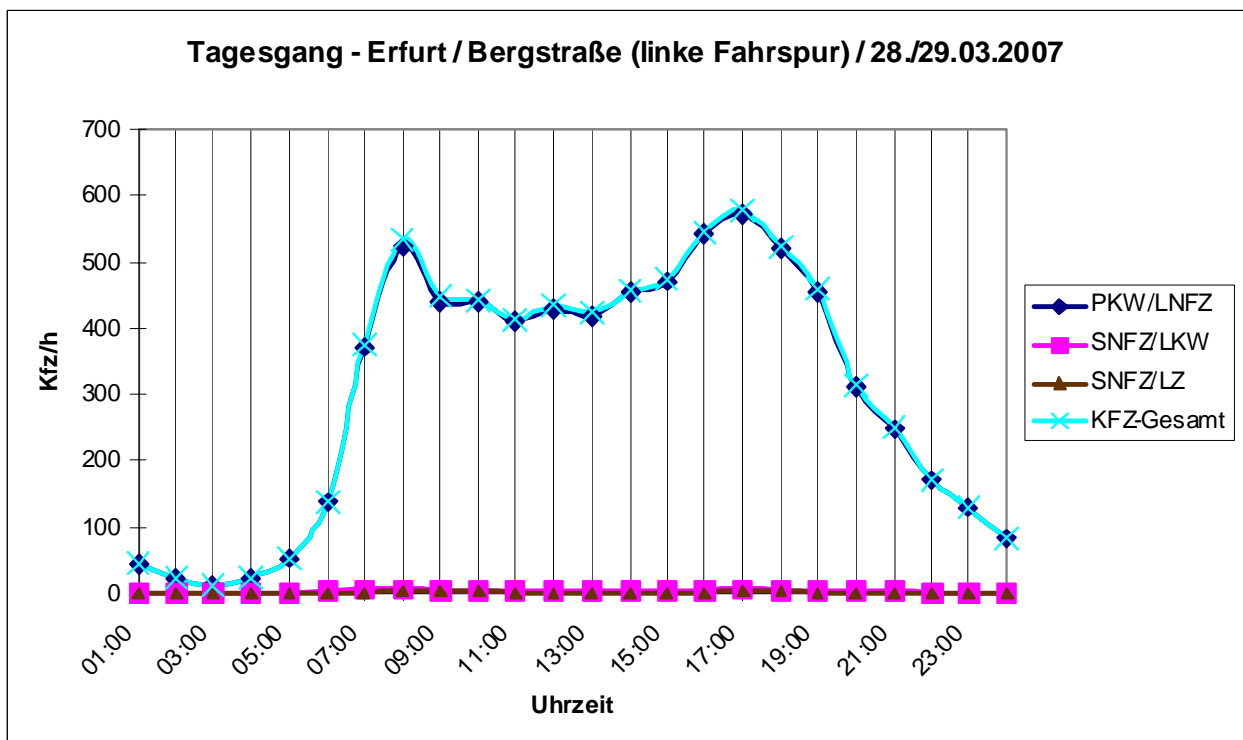
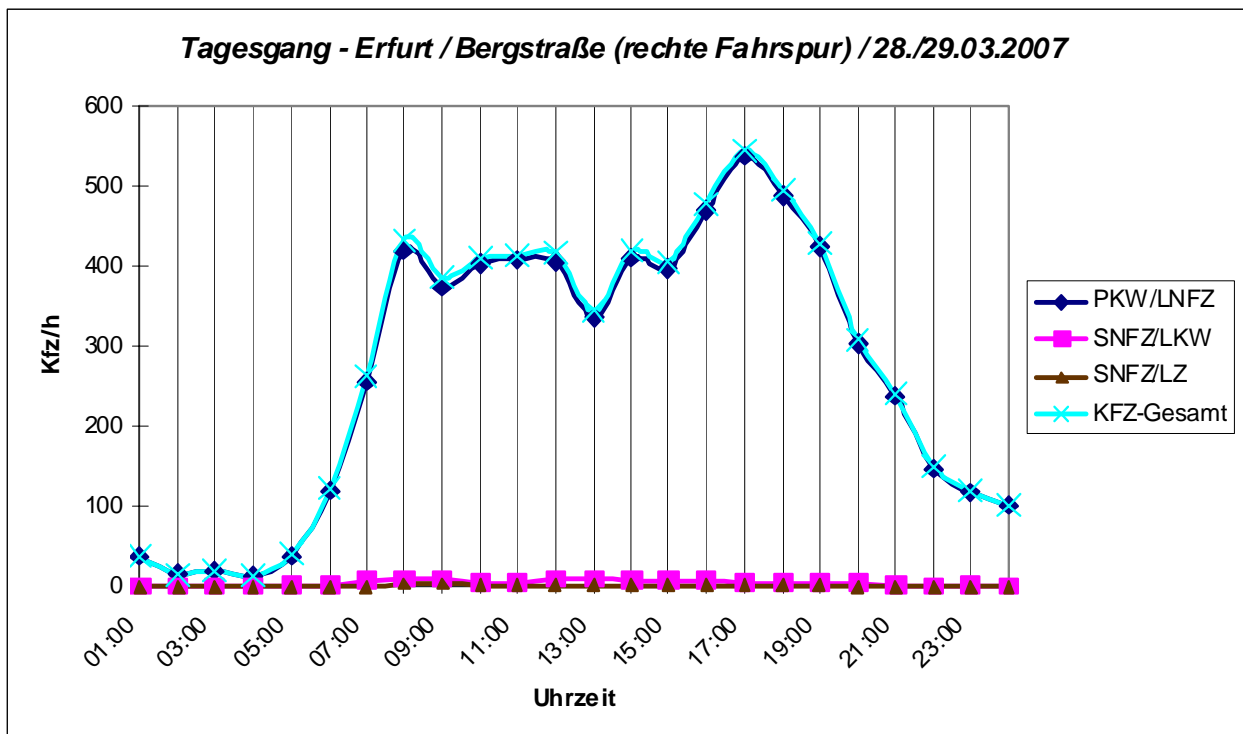


Abb. 7.1: Tagesgänge der Verkehrsstärken am Messquerschnitt Bergstraße am 28./29.03.2007

In der **Abb. 7.2** (oben) sind die PM10-Konzentrationen in der Bergstraße und im städtischen Hintergrund (siehe dazu auch Ausführungen im Abschnitt 7.2.2) vor der Sanierung dargestellt. In der **Abb. 7.2** (unten) sind die PM10-Konzentrationen für die Bauphase und in **Abb. 7.3** für die Monate April 2007 bis Januar 2008 nach Ende der Baumaßnahme dargestellt.

Im Auswertzeitraum vor der Sanierung sind in der Bergstraße PM10-Gesamtbelastungen bis  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (am 29.01.2006), sonst 15 bis  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen worden. Dieser sehr hohe Wert im Januar gehört zu einer PM10-Episode, die Ende Januar 2005 bundesweit beobachtet wurde und die durch eine hohe Hintergrundbelastung geprägt war. Im Auswertzeitraum der Bauphase sind in der Bergstraße PM10-Gesamtbelastungen bis  $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (am 24.03.2007) festgestellt worden. Hier fällt insbesondere in den Monaten September/Oktober 2006 ein hoher Anteil der PM10-Zusatzbelastung (gelbe Farbe in der **Abb. 7.2**) auf. Laut Bautagebuch war in dieser Zeit die Bergstraße voll gesperrt und es wurden Erdarbeiten mit starker Staubentwicklung durchgeführt. Im Zeitraum 24.10.2006 bis 18.01.2007 lagen keine Messdaten vor. Nach der Wiederinbetriebnahme liegen die PM10-Gesamtbelastungen zwischen 15 und  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Eine Zusammenfassung der statistischen Kenngrößen für die Zeiträume vor der Sanierung und während der Bauphase ist in der **Tab. 7.4** und für den Zeitraum nach der Sanierung in der **Tab. 7.5** differenziert nach Wochenmittel, Werktagmittel, Samstag und Sonntag für den jeweiligen Zeitraum und die Stationen Bergstraße, städtischer Hintergrund sowie Hummels-hain (regionaler Hintergrund) aufgezeigt.

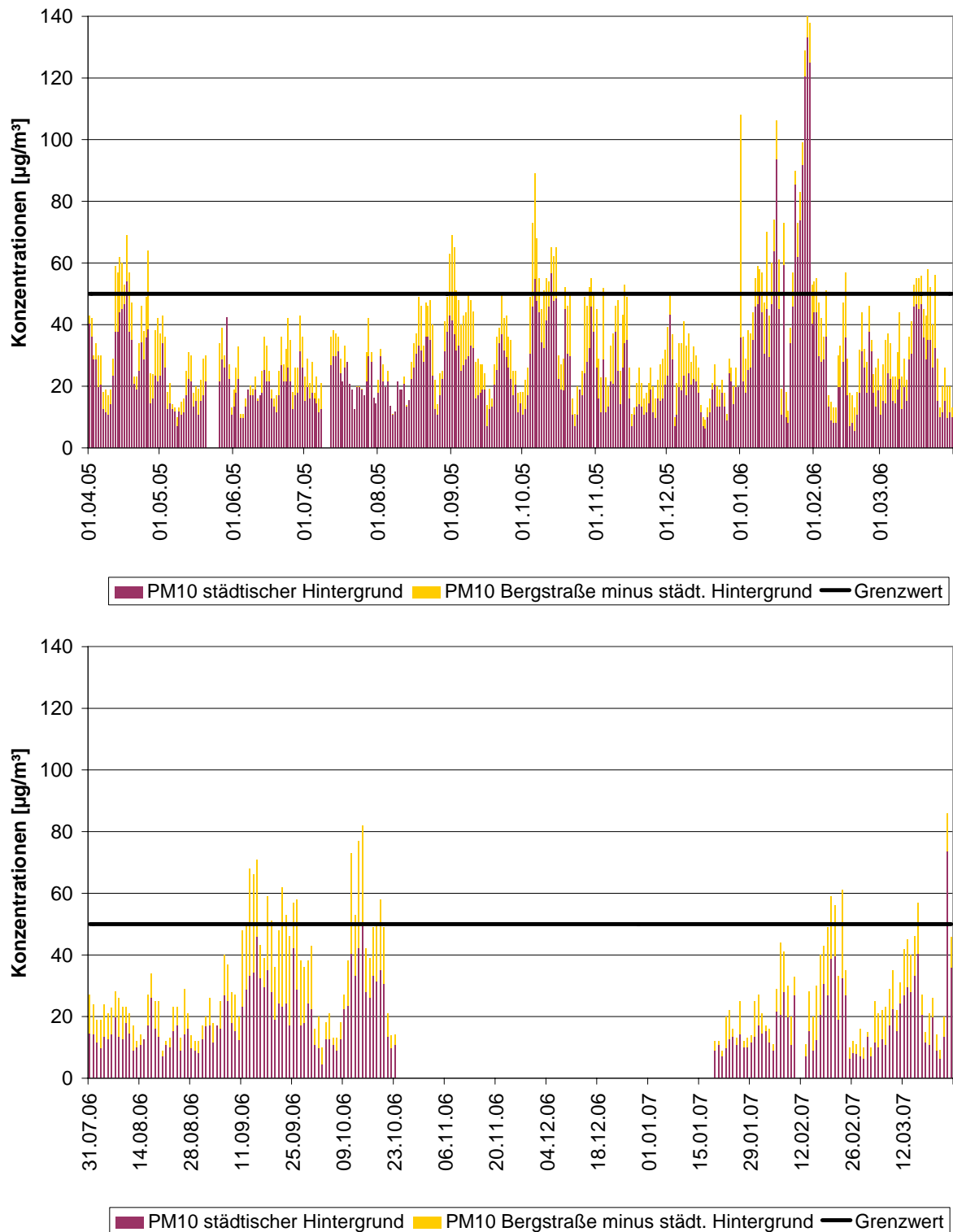


Abb. 7.2: Verfügbare PM10-Tagesmittelwerte an den Stationen Bergstraße und des städtischen Hintergrundes (aus den modifizierten Werten der Station Krämpferstraße abgeleitet) für den Zustand vor der Sanierung (oben) sowie während der Bau-phase (unten)



<b>Zeitraum (01.04.2005 - 31.03.2006); vor Straßensanierung</b>				
<b>Bergstraße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	34.3	35.1	33.0	31.6
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	132	151	95	72
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	3.5	3.8	2.9	2.4
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	9.2	9.8	8.1	7.3
Ruß-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.8	1.8	1.3	1.0
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	99	114	69	53
<b>Städt. Hintergrund</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	25.1	25.3	24.9	24.3
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	33	37	26	19
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.7	2.0	1.6	1.4
<b>Hummelshain</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	17.6	17.4	18.7	17.4
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	10	11	10	8
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.8	0.8	0.8	0.7
<b>Zeitraum (31.07.2006 - 25.03.2007); Bauphase inkl. Streckenfreigabe mit Randarbeiten</b>				
<b>Bergstraße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	29.8	31.0	31.5	29.8
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	88	105	61	88
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2.7	3.0	2.3	2.7
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	10.9	11.7	10.7	10.9
Ruß-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.2	1.4	1.0	1.2
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	57	69	41	57
<b>Städt. Hintergrund</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	18.9	19.3	20.8	18.9
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	31	36	20	31
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.5	1.6	1.3	1.5
<b>Hummelshain</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	13.5	13.0	16.9	13.5
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	8	8	8	8
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.6	0.6	0.7	0.6

Tab. 7.4: Statistische Kenngrößen für den jeweiligen Zeitraum. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße.

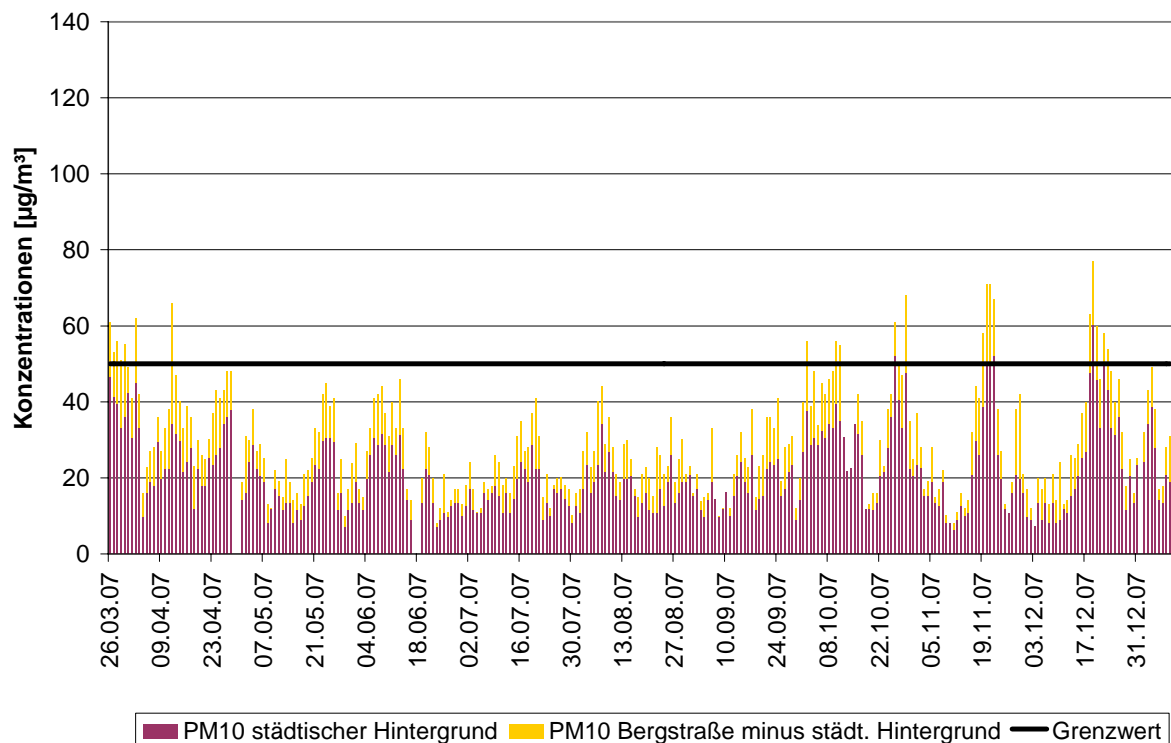


Abb. 7.3: Verfügbare PM10-Tagesmittelwerte den Stationen Bergstraße und des städtischen Hintergrundes für den Zustand nach der Sanierung

Zeitraum (01.04.2007 - 09.01.2008); nach Straßensanierung				
Bergstraße	Wochenmittel	Mo - Fr	Samstag	Sonntag
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	28.2	29.2	25.8	25.8
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	106	118	83	71
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	3.3	3.6	2.8	2.4
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	7.7	8.2	6.3	6.5
Ruß-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.9	2.1	1.5	1.2
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	80	89	61	54
<b>Städt. Hintergrund</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	20.5	21.0	19.5	19.3
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	26	29	22	17
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1.4	1.5	1.3	1.2
<b>Hummelshain</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	15.4	15.4	15.6	15.1
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	6	6	7	5
Ruß [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.6	0.6	0.7	0.7

Tab. 7.5: Statistische Kenngrößen für den Zeitraum nach Ende der Bauphase. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße.

### 7.2.1 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation während der Bauphase

Im Vergleich zwischen der Situation vor der Straßensanierung und der Bauphase kann Folgendes festgestellt werden:

- Die städtische PM10-Hintergrundbelastung ist im Zeitraum der Bauarbeiten um  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (-24 %) gegenüber dem Zeitraum vor der Straßensanierung niedriger.  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sind durch die niedrigere regionale Hintergrundbelastung (Hummelshain) bedingt. Die städtische  $\text{NO}_x$ -Hintergrundbelastung hat sich um  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erniedrigt (-6 %), die von Ruß um  $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (-12%). Die Abnahmen bei  $\text{NO}_x$  und beim Ruß sind auf die Abnahmen in regionalen Hintergrund (Hummelshain) zurückzuführen. Die Abnahme in der städtischen PM10-Hintergrundbelastung könnte auf im Sinne von PM10 günstigere meteorologische Bedingungen (höhere Feuchtigkeit, größere Windgeschwindigkeiten etc.) im Bauzeitraum hinweisen. So war die Niederschlagshäufigkeit unterschiedlich (vor der Sanierung 39 %; in der Bauphase, für die Immissionsmessungen vorliegen 47 %). Auch die städtischen Emissionen könnten unterschiedlich gewesen sein.
- Die PM10-Gesamtbelastung ist im Zeitraum der Bauarbeiten an der Bergsraße gegenüber dem Vergleichszeitraum vor der Sanierung um  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (-12 %) gesunken. Die  $\text{NO}_x$ -Gesamtbelastung ist um 33 %, die von Ruß um 23 % gesunken.
- Die PM10-Zusatzbelastung (Verkehrsstation minus städtischer Hintergrund) ist im Zeitraum der Bauphase um  $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (+18 %) angestiegen. Die  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung hat sich in der Bauphase um 42 % reduziert. Hier wirken sich die stark reduzierten Verkehrsmengen bzw. die Komplettspernung aus. Auch hier sind Einflüsse der Baustelle selbst (Baufahrzeuge, Baumaschinen, Erdarbeiten, veränderte Verkehrsführung, verschmutzte Fahrbahn etc.) für zusätzliche  $\text{NO}_x$ - und insbesondere PM10-Emissionen verantwortlich. Der Einfluss der baustellenbedingten PM10-Zusatzbelastung ist z. B. im Zeitraum 11.09. bis 16.10.2006 zu sehen. In dieser Zeit wurden umfangreiche Tiefbauarbeiten (Kanalbau) in der Straße durchgeführt (siehe z. B. **Abb. 7.4**). Hier liegt das Verhältnis von PM10- zu  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung öfter deutlich über 0.3. Im Mittel liegt dieser Wert um 0.10 (siehe dazu auch **Abb. 7.5** bzw. **Tab. 7.6**). Nach der Inbetriebnahme der Messstelle Ende Januar 2007 liegen die Quotienten der PM10- und  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen auf einem „normalen“ Niveau. Es wurden zwar noch Restarbeiten durchgeführt (Pflastern der Gehwege, Verfüllen der Vorgärten etc.), der Verkehr lief aber unter Einschränkungen jeweils auf einem Fahrstreifen.



Abb. 7.4: Situation im Bereich der Messstelle (links) am 12.09.2006

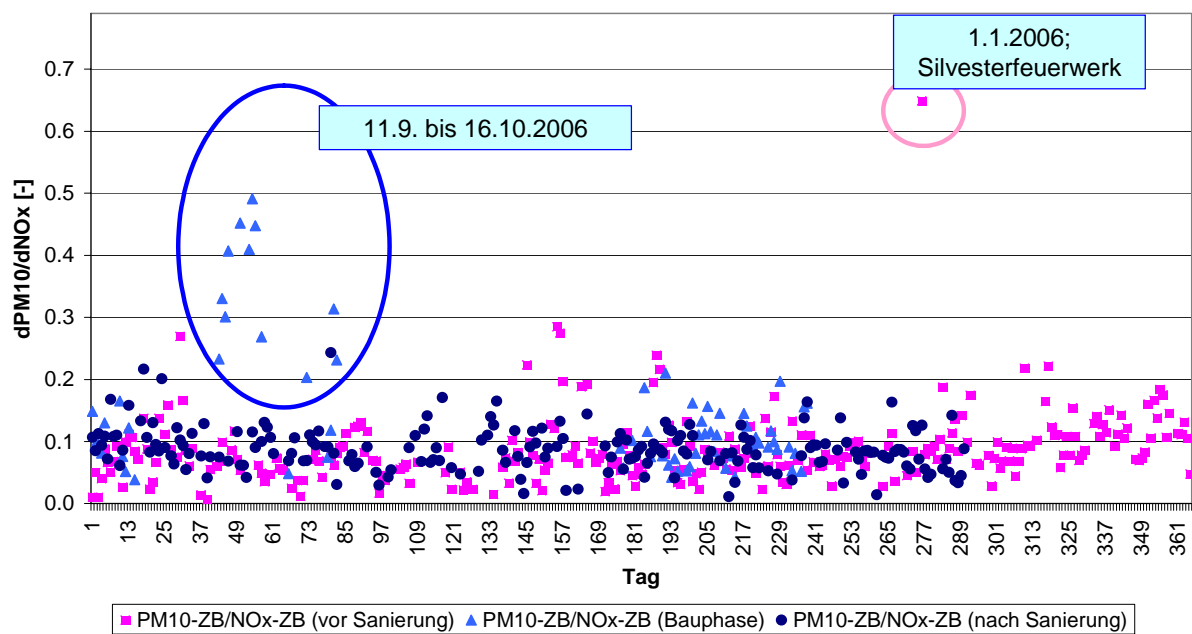


Abb. 7.5: Tagesmittelwerte der Quotienten aus den PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen für die Auswertzeiträume vor der Sanierung, Bauphase und nach der Sanierung (2006)

Es ist somit festzuhalten, dass die Verkehrsreduktion bzw. Komplettspernung wegen der Baustelle zu Reduktionen der NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen geführt hat. Baustellenbedingte Emissionen führten insbesondere beim PM10 zu deutlichen Zusatzbelastungen.

### 7.2.2 Vergleich der Situation vor der Sanierung mit der Situation nach der Sanierung

Die Bauarbeiten an der Bergstraße waren am 06.03.2007 beendet. Seit diesem Zeitpunkt wurde die Straße wieder komplett für den Verkehr in beide Fahrtrichtungen freigegeben. Die Arbeiten an der anliegenden Talstraße wurden am 25.03.2007 beendet, sodass ab diesen Zeitpunkt der Verkehr wieder komplett ungehindert fahren konnte.

Zunächst war zu prüfen, ob eventuell, wie schon bei der Lützner Straße, die PM10-Emissionen in der Bergstraße direkt nach Abschluss der Sanierung, z. B. wegen liegen gebliebenem Split, den ersten Prallabrieb-Beanspruchungen der neuen Fahrbahn etc., Besonderheiten aufweisen.

In der **Abb. 7.5** sind die Tagesmittelwerte und in **Tab. 7.6** die Monatsmittelwerte (jeweils ohne 1. Januar) des Quotienten von PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung für die jeweiligen Auswertzeiträume dargestellt.

dPM10/dNO <sub>x</sub>	vor Sanierung	Bauphase	nach Sanierung
<b>April</b>	0.09		0.12
<b>Mai</b>	0.08		0.10
<b>Juni</b>	0.08		0.10
<b>Juli</b>	0.06		0.10
<b>August</b>	0.07	0.11	0.10
<b>September</b>	0.11	0.38	0.09
<b>Oktober</b>	0.09	0.17	0.10
<b>November</b>	0.09		0.09
<b>Dezember</b>	0.08		0.09
<b>Januar</b>	0.10	0.12	0.08
<b>Februar</b>	0.12	0.11	
<b>März</b>	0.13	0.12	

Tab. 7.6: Monatsmittelwerte der Quotienten aus den PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen vor der Sanierung, während der Bauphase und nach der Sanierung. Keine Werte = keine Messdaten.

Es zeigt sich zwar, dass in den ersten beiden Wochen nach kompletter Verkehrsfreigabe die Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung häufig ca. 2-mal so hoch lagen wie z. B. fünf Wochen nach Verkehrsfreigabe bzw. auch im Mittel vor der Baumaßnahme (**Abb. 7.4**). Diese Streuungen sind aber auch schon vor der Baumaßnahme beobachtet worden. Sie sind damit nicht signifikant. Auch die Monatsmittelwerte dieses Quotienten im März und April zeigen keine signifikanten Auffälligkeiten. Sie liegen zwar höher als im Mai bis Januar, aber innerhalb der Bandbreite der Werte im Zeitraum vor der Sanierung.

Die besonderen Bedingungen nach Ende der Bauphase und „nagelneuer“ Fahrbahn führte im vorliegenden Fall im Gegensatz zur Lützner Straße in Leipzig zu keiner signifikant erhöhten PM10-Belastung in den ersten Wochen nach kompletter Verkehrsfreigabe. Dies könnte daran gelegen haben, dass der Verkehr bereits während der Bauphase abwechselnd die neuen Fahrbahnen befahren hatte oder die Fahrbahnen besser gereinigt waren als in der Lützner Straße.

Die statistischen Kenngrößen der Konzentrationen für die Situation nach der Straßensanierung sind in der **Tab. 7.5** aufgeführt.

Es kann festgestellt werden, dass die PM10-Gesamtbelastung in der Bergstraße im Auswertzeitraum Mai 2007 bis Januar 2008 ca. 6.1 µg/m<sup>3</sup> (18 %) und die PM10-Zusatzbelastung ca. 1.5 µg/m<sup>3</sup> (16 %) niedriger lagen als im Jahr vor der Baumaßnahme. Daraus kann allerdings nicht direkt geschlossen werden, dass dies unmittelbar dem geänderten Fahrbahnzustand von „schadhaften und geflicktem Pflasterbelag“ zu „neuen“ Asphaltbelag geschuldet ist. Dies ist schon darin zu sehen, weil auch die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung im Auswertzeitraum nach der Sanierung um 19 µg/m<sup>3</sup> (19 %) niedriger als im Auswertzeitraum vor der Baumaßnahme lag. Die Konzentrationen können niedriger sein, weil neben der geänderten Fahrbahnqualität

- sich die fahrzeugspezifischen motorbedingten Emissionen wegen der fortschreitenden Modernisierung der Fahrzeugflotte zwischen 2005 und 2007 geändert haben könnten und
- die meteorologischen Bedingungen sowie die regionale Hintergrundbelastung, die einen hohen Einfluss auf die PM10-Konzentrationen haben, unterschiedlich gewesen sein können.

Auf Basis der oben dargestellten Auswertung der Verkehrsstärken und Fahrzeuggeschwindigkeiten wird davon ausgegangen, dass sich die Verkehrssituation und die Verkehrsmengen zwischen 2005 und 2007 nicht relevant geändert haben.

Im Folgenden wird versucht, die verbleibenden Einflüsse zu quantifizieren.

### **Einfluss der Hintergrundbelastung**

Eine direkte Hintergrundmessstelle stand für die Bergstraße nicht zur Verfügung. Die Station Krämpferstraße steht in locker mit Hochhäusern bebautem Gelände (keine Straßenschlucht) ca. 12 m von der Krämpferstraße entfernt. Die Entfernung zum Juri-Gagarin-Ring beträgt ca. 65 m. Trotz der freien Lage stellt die Messstelle Krämpferstraße somit keine unmittelbare Messstelle für den städtischen Hintergrund dar. Durch Sensitivitätsbetrachtungen innerhalb des Luftreinhalteplanes Erfurt (Moldenhauer et al., 2004) konnte gezeigt werden, dass die städtische PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastung ca. 10 % niedriger als die Messwerte an der Krämpferstraße sind, die städtische NO<sub>x</sub>-Hintergrundbelastung ca. 25 % niedriger. Dies wurde bei der Ableitung der städtischen Hintergrundbelastung berücksichtigt. Für Ruß wurde der gleiche Faktor wie für PM<sub>10</sub> verwendet.

Die Hintergrundbelastung an der Bergstraße war im Auswertzeitraum nach der Baumaßnahme bei PM<sub>10</sub> ca. 5 µg/m<sup>3</sup> (20 %), bei NO<sub>x</sub> etwa 6 µg/m<sup>3</sup> (18 %) und bei Ruß etwa 0.3 µg/m<sup>3</sup> (18 %) niedriger als vor der Baumaßnahme. Die regionale Hintergrundbelastung in Hummelshain war bei PM<sub>10</sub> ca. 2.2 µg/m<sup>3</sup> (ca. 13%), bei NO<sub>x</sub> ca. 4 µg/m<sup>3</sup> (ca. 40 %) und bei Ruß ca. 0.2 µg/m<sup>3</sup> (ca. 25 %) niedriger als im Auswertzeitraum vor der Baumaßnahme. Dies deutet auf einen etwas geringeren regionalen Schadstoffeintrag zur Bergstraße für den Zeitraum nach der Baumaßnahme als vorher hin. Dies hat aber keinen Einfluss auf die beobachtete Abnahme der PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen, da sich dieser höhere regionale Schadstoffeintrag bei der Differenzbildung aus Gesamt- und städtischer Hintergrundbelastung aufhebt.

### **Einfluss veränderter Fahrzeugflotte**

Die auf den Straßen fahrende Fahrzeugflotte ist ständigen Veränderungen unterworfen. Dies hat Relevanz für die Bestimmung der motorbedingten Emissionen und insbesondere deren Veränderung zwischen den Vergleichzeiträumen. Diese Veränderungen können exakt nur über eine Kennzeichenerfassung und Auswertung der Zulassungsangaben erfolgen. Solche detaillierten Daten lagen für die Bergstraße in Erfurt nicht vor.

Die Entwicklung der Fahrzeugflotte und der Motoremissionen zwischen 2005 und 2007 kann auf Basis der Kfz-Zulassungsdaten für Gesamtthüringen und den Emissionsfaktoren aus TREMOD ermittelt werden. Dies wurde von IFEU (2007) berechnet und die Emissionen sind

in **Tab. 7.7** aufgeführt. Nach Meinung der zuständigen Fachabteilung des Thüringer Landesamtes für Umwelt und Geologie (TLUG) sind die im TREMOD für das Jahr 2007 verankerten Annahmen des Ausstattungsgrades der Diesel-PKW mit Partikelfilter für Thüringen zu optimistisch. Sie geht eher von keiner wesentlichen Änderung der motorbedingten Partikelemissionen aus. Die nach der Sanierung gegenüber dem Vergleichszeitraum vor der Sanierung sogar leicht erhöhte Ruß-Zusatzbelastung (vgl. **Tab. 7.4** und **7.5**), als guter Indikator für die Auspuffpartikel, scheint diese These zu unterstützen. Aus diesem Grund wird zusätzlich in **Tab. 7.7** in Klammern die PM10-Emission ohne die Ausstattung der Fahrzeugflotte mit Partikelfiltern angegeben. Im weiteren Verlauf der Diskussion wird auf die sich damit auftuende Bandbreite der Änderung der motorbedingten Partikelemissionen Bezug genommen.

Für die PM10-Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen gibt es derzeit noch keine Emissionsfaktoren, die für die hier vorliegende Situation (Längsneigung 4.6 %, Tempo\_30, schlechter Straßenzustand) anwendbar wären. Diese werden weiter unten abgeleitet.

Aus den Diskussionen oben ist somit eine Abnahme der motorbedingten PM10-Emissionen zwischen 0% (Rückschluss aus den Ruß-Zusatzbelastungen) bis 17 % (Partikelfilter entsprechend TREMOD) bzw. 13% (keine Partikelfilter) für das Jahr 2007 relativ zum Jahr 2005 abzuleiten. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen liegen 2007 entsprechend TREMOD um ca. 12 %, die motorbedingten Rußemissionen zwischen 0% (Rückschluss aus den Ruß-Zusatzbelastungen) bis 22 % (Partikelfilter entsprechend TREMOD) bzw. 12% (keine Partikelfilter) niedriger als 2005.

Berg- straße	Länge [km]	DTV		NO <sub>x</sub>		PM10 (Motor)		EC (Motor)	
		LV	SV	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]
<b>Abschnitt 3 (2005)</b>	0.103	13 753	205	0.436	229	0.019	10	0.014	7
<b>Abschnitt 4 (2005)</b>	0.103	13 753	205	0.506	265	0.023	12	0.017	9
<b>Abschnitt 3 (2007)</b>	0.103	13 753	205	0.382	200	0.015 (0.016)	8 (8)	0.011 (0.012)	6 (6)
<b>Abschnitt 4 (2007)</b>	0.103	13 753	205	0.443	232	0.019 (0.020)	10 (11)	0.014 (0.015)	7 (7)

Tab. 7.7: Ergebnis der Berechnung für die motorbedingten Emissionen im Bereich der Messstelle Bergstraße in Erfurt (IFEU, 2007)  
Werte in Klammern: keine Berücksichtigung von Partikelfiltern



## Einfluss der Meteorologie

Um den Einfluss der unterschiedlichen Windverhältnisse abschätzen zu können, wurden wiederum Strömungs- und Ausbreitungsberechnungen mit dem Modell MISKAM Version 4.2 unter Beachtung der aktuellen Anforderungen laut VDI-RL 3783, Blatt 9 durchgeführt.

### Vorgehensweise und Rechengebiet

Die Rechengebietsgröße beträgt 1 000 m x 1 000 m (siehe **Abb. 7.6**). Das Rechengebiet ist deutlich größer als die Fläche des Untersuchungsgebietes für die Bergstraße, um Randeffekte zu vermeiden (Ketzler et al., 1999). Die Höhe des Rechengebietes wurde auf 500 m festgelegt.

Es wurde auf einem nicht-äquidistanten Rechengitter iteriert, dessen horizontale Auflösung zwischen ca. 1 m in unmittelbarer Straßennähe und ca. 15 m am äußersten Gebietsrand variiert.

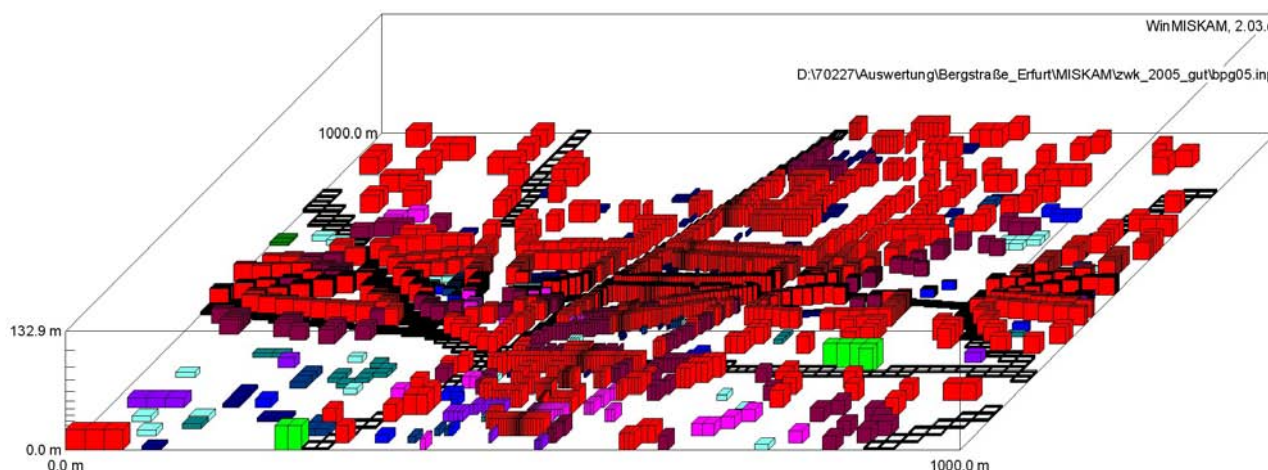


Abb. 7.6: Digitales Gebäudemodell für die MISKAM-Berechnungen, unterer Teil des Modellgebietes

Es wurde jeweils 36 Strömungsrechnungen für die Windrichtungen  $10^\circ$  bis  $360^\circ$  sowie anschließend je 36 Ausbreitungsrechnungen für die betrachteten Schadstoffe  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  durchgeführt. Es wurde mit neutraler Schichtung gerechnet.

Für jeden Schadstoff wurden aus den jeweils 36 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (Lohmeyer, 2004c) unter Verwendung der entsprechenden Windstatistiken und der Emissionen infolge des Verkehrs flächendeckend die Jahresmittelwerte der Zu-

satzbelastung für  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  berechnet. Betrachtet werden die Situation vor der Straßensanierung und nach der Straßensanierung. Beide Fälle unterscheiden sich neben dem Fahrbahnzustand in der Fahrzeugflotte und auch in der Meteorologie.

### Meteorologie

Die für die Ausbreitungsrechnung verwendeten Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilungen werden aus den Windverhältnissen an der Messstation des Deutschen Wetterdienstes in Erfurt-Bindersleben abgeleitet. Dazu wurde zunächst aus den vorliegenden Winddaten aus den beiden Vergleichszeiträumen, in denen Konzentrationsmessdaten vorliegen, Windstatistiken erstellt. Diese sind in der **Abb. 7.7** grafisch dargestellt.

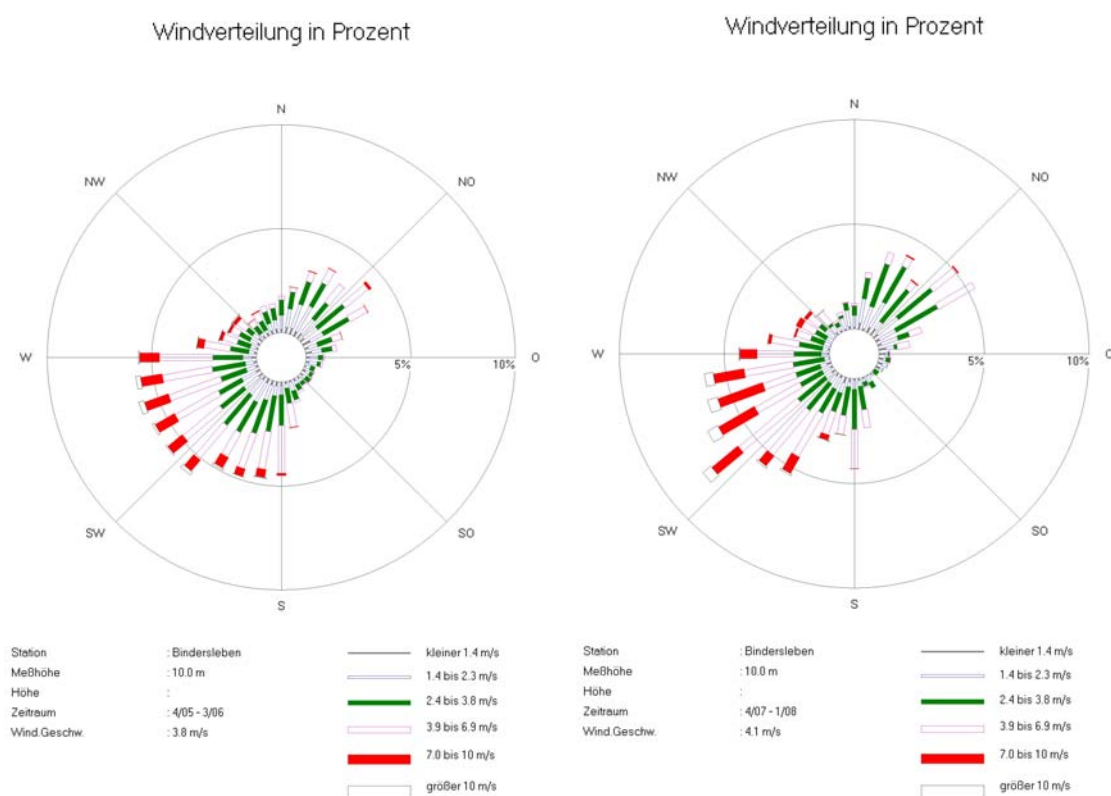


Abb. 7.7: Windverteilungen an der Station Erfurt-Bindersleben für den Zeitraum April 2005 bis März 2006 (links) sowie April 2007 bis Januar 2008 (rechts)

Es ist festzustellen, dass die generellen Windrichtungsverteilungen in beiden Zeiträumen ähnlich sind. Im Auswertez Zeitraum 2007 lag die mittlere Windgeschwindigkeit ca. 8 % höher als im Auswertez Zeitraum 2005.

Es sei darauf hingewiesen, dass in den Messdaten für den Monat April 2007 sehr große Datenlücken vorhanden waren. Die an der Station Erfurt-Bindersleben gemessenen Winddaten (Messhöhe 10 m) sind für Freilandwerte im Umland von Erfurt in 10 m über Grund repräsentativ. Im Stadtgebiet von Erfurt werden aufgrund von erhöhter Rauigkeit im Allgemeinen niedrigere Windgeschwindigkeiten erwartet. Dies zeigte auch die Datenauswertung im Rahmen des Luftreinhalteplanes Erfurt (Moldenhauer et al., 2004) auf. Die Normierung der Windgeschwindigkeit auf realistische städtische Werte wurde entsprechend der dort durchgeführten Vergleiche mit Messdaten auf dem Dach der ehemaligen Medizinischen Hochschule in 20 m über Grund vorgenommen. Dort wurden in den Erhebungsjahren 1985 und 1989 mittlere Windgeschwindigkeiten von 2.7 m/s bei gut vergleichbaren Windrichtungsverteilungen wie in Erfurt-Bindersleben gemessen. Aus diesen Angaben für die mittlere Windgeschwindigkeit wurde ein Skalierungsfaktor (= 0.7) abgeleitet, der auf die entsprechenden Windstatistiken der Messstelle Erfurt-Bindersleben angewendet und der Ausbreitungsrechnung zugrunde gelegt wird.

Hinweis: Auf Basis der meteorologischen Daten (Wind, Temperatur, Häufigkeit und Andauer von Inversion und Niederschlag) sowie der städtischen Hintergrundbelastung für den Zeitraum 01.01.2005 bis 31.03.2006 (also vor der Straßensanierung) wurde ein erstes multiples lineares Regressionsmodell für die Prognose der PM10- und Ruß-Tagesmittelwerte (Gesamtbelastung Bergstraße) erstellt. Dieses Modell wurde dann unter Berücksichtigung der gemessenen meteorologischen Daten und der Hintergrundbelastung auf den Zeitraum der Bauphase und den Auswertzeitraum nach der Sanierung angewendet. Aus dem Vergleich der Prognosewerte mit den Messwerten kann unter der Annahme, dass das Modell hinreichend genau arbeitet, abgeschätzt werden, dass während der Bauphase im Mittel ca.  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (+7%) höhere PM10 gemessen worden sind, als das Prognosemodell auf Basis der städtischen Hintergrundbelastung und der o.g. gemessenen meteorologischen Parameter „erwartet“ hätte. Dies würde die bereits oben diskutierten baubedingten PM10-Einträge bestätigen. Im Gegensatz dazu werden im Mittel ca.  $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (-20%) geringere Rußkonzentrationen gemessen, als vom Modell prognostiziert. Dies wäre wegen des im Mittel der Bauphase deutlich verringerten Verkehrsaufkommens plausibel, da das Modell von den im „Anlernzeitraum“ vorgelegenen lokalen Emissionsbedingungen ausgeht. Für den Zeitraum nach der Sanierung kann das Prognosemodell gut die Abnahme der PM10-Belastungen vom Zeitraum vor der Sanierung zum Zeitraum nach der Sanierung abbilden. Es erwartet allerdings ca.  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  höhere PM10-Konzentrationen als gemessen worden sind. Dies würde mit den weiter unten abgeleiteten Minderungseffekt infolge der Verbesserung des Straßenzustandes korrespondieren.

### Emissionen

Die Emissionen wurden entsprechend **Tab. 7.7** berücksichtigt. Die nicht motorbedingten PM10-Emissionen wurden zunächst nicht in die Rechnungen einbezogen. Dies wird bei der Diskussion der Ergebnisse berücksichtigt.

### Ergebnisse

Als Ergebnis der Ausbreitungsberechnung mit MISKAM wurden punktuell für den Ort des Messcontainers die in **Tab. 7.8** aufgeführten Ergebnis berechnet.

Zeitraum	PM10-ZB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-ZB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-GB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$
04/2005 - 03/2006	3.4*	25.1*	9.2	34.3
04/2007 - 01/2008	2.9** bis 3.4**	24.7** bis 25.2**	7.7	28.2
Zeitraum	Ruß-ZB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ruß-GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ruß-ZB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ruß-GB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$
04/2005 – 03/2006	2.5	4.2	1.8	3.5
04/2007 – 01/2008	1.9 bis 2.5	3.3 bis 3.9	1.9	3.3
Zeitraum	NO <sub>x</sub> -ZB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub> -GB an MS MISKAM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub> -ZB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub> -GB an MS Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$
04/2005 – 03/2006	76	109	99	132
04/2007 – 01/2008	69	89	80	106

Tab. 7.8: Mittelwerte der NO<sub>x</sub>- Ruß und PM10-Konzentrationen an der Bergstraße für die Berechnungen und die Messung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastungen.

ZB = Zusatzbelastung; GB = Gesamtbelastung; MS = Messstelle. \*Der Effekt des schlechten Straßenzustandes sowie die nicht motorbedingten PM10-Emissionen sind noch nicht berücksichtigt. \*\*Die nicht motorbedingten PM10-Emissionen sind noch nicht berücksichtigt. Die Bandbreite der PM10- und Ruß-Konzentrationen im Zeitraum nach der Sanierung ergeben sich durch die Annahme keiner Abnahme der Motoremissionen (größerer Wert) bzw. Abnahme der Motoremissionen entsprechend TREMOD (kleinerer Wert).

Aus den durchgeführten Ausbreitungsberechnungen können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die im Auswertzeitraum 2007 vorliegenden Windverhältnisse führen zu ca. 1 % (ca.  $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) höheren PM10-Zusatzbelastungen als im Auswertzeitraum vor der Sanierung. (Zwischenergebnis hier nicht dargestellt.)
- Die für den Auswertzeitraum 2007 (nach der Sanierung) berechneten  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen vergleichen sich trotz der beschriebenen Unsicherheiten (Berücksichtigung Tempo 30, Ableitung Hintergrundbelastung, Übertragung der Windverhältnisse etc.) gut mit der aus den Messwerten abgeleiteten. Hier wird eine Unterschätzung von 14 % festgestellt. Dies weist auf eine gute Genauigkeit der Berechnungen hin. Die für den Auswertzeitraum vor der Sanierung berechneten  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen zeigen eine Unterschätzung von 17 %. Dies ist unter den o. g. Umständen akzeptabel.
- Die im Auswertzeitraum vor der Sanierung berechnete PM10-Zusatzbelastung liegt hier ohne die Berücksichtigung der nicht motorbedingten Emissionen und des Einflusses des schlechten Straßenzustandes ca.  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  niedriger als die aus den Messwerten abgeleitete Zusatzbelastung. Dies weist auf die Größenordnung der nicht motorbedingten PM10-Zusatzbelastung vor der Sanierung hin, wenn man davon ausgeht, dass das Ausbreitungsmodell die Situation ausreichend gut beschreibt (siehe nächstes Kapitel). Die im Auswertzeitraum nach der Sanierung berechnete PM10-Zusatzbelastung liegt hier ohne die Berücksichtigung der nicht motorbedingten Emissionen ca.  $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bis  $4.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  niedriger als die aus den Messwerten abgeleitete Zusatzbelastung. Dies weist auf die Größenordnung der nicht motorbedingten PM10-Zusatzbelastung nach der Sanierung hin, wenn man davon ausgeht, dass das Ausbreitungsmodell die Situation ausreichend gut beschreibt.
- Die im Auswertzeitraum vor der Sanierung berechnete Ruß-Zusatzbelastung als guter Tracer für die Motorpartikel liegt hier ca.  $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (+40%) höher als die aus den Messwerten abgeleitete Zusatzbelastung. Die im Auswertzeitraum nach der Sanierung berechnete Ruß-Zusatzbelastung als guter Tracer für die Motorpartikel liegt hier ca.  $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (0%) bis  $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (+31%) höher als die aus den Messwerten abgeleitete Zusatzbelastung. Diese Genauigkeit ist unter den o. g. Umständen akzeptabel.

Mit Hilfe dieser Rechenwerte kann durch den Vergleich mit den Messwerten auf die PM10-Emissionsfaktoren zurück geschlossen werden. Die Datenlage erlaubte es auch, als davon unabhängiges Verfahren die Bestimmung der Emissionsfaktoren mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode durchzuführen. Beides wird im nächsten Kapitel erläutert.

### 7.3 Bestimmung der Emissionsfaktoren

#### NO<sub>x</sub>-Tracermethode

Der Quotient aus NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung und der NO<sub>x</sub>-Emissionsdichte wird als Verdünnungsfaktor bezeichnet. Dividiert man den Verdünnungsfaktor durch die PM10-Zusatzbelastung erhält man die PM10-Emissionsdichte und bei weiterer Division durch die Verkehrsstärke [DTV] den PM10-Emissionsfaktor. Diese Methode wird NO<sub>x</sub>-Tracermethode genannt. Sie legt die begründete Annahme zugrunde, dass sich die NO<sub>x</sub>- und PM10-Emissionen in unmittelbarer Straßennähe gleichartig ausbreiten.

Wendet man dieses Verfahren auf die hier vorliegende Situation an, so erhält man die in **Tab. 7.9** aufgeführten Emissionsfaktoren im Wochenmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 1.5 % und der Verkehrssituation „Kern\_T30“.

#### Rückrechnung mit MISKAM

Aus dem Vergleich der mit MISKAM berechneten PM10-Zusatzbelastungen und den entsprechenden Messwerten lässt sich die PM10-Emissionsdichte der Gesamtemissionen und damit der PM10-Emissionsfaktor ableiten. Wendet man dieses Verfahren auf die hier vorliegende Situation an, so erhält man die in **Tab. 7.9** aufgeführten Emissionsfaktoren im Wochenmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 1.5 % und der Verkehrssituation „Kern\_T30“.

Die mittels Rückrechnung mit MISKAM abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren liegen damit tendenziell höher als mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode gewonnen. Unabhängig davon wird durch beide Methoden eine Abnahme der PM10-Emissionen zwischen dem Zustand nach der Sanierung relativ zu den Zustand vor der Sanierung aufgezeigt. In den PM10-Gesamtemissionen zwischen ca. 9% (NO<sub>x</sub>-Tracermethode) und ca. 18% (Rückrechnung mit MISKAM).

Zeitraum	E-Faktor Gesamt aus Rückrechnung mit MISKAM mg/(km Fzg)	E-Faktor Motor mg/(km Fzg)	E-Faktor Auf/Ab aus Rückrechnung mit MISKAM mg/(km Fzg)
04/2005 - 03/2006	61	23	38
04/2007 - 01/2008	50	19 bis 23	27 bis 31
Zeitraum	E-Faktor Gesamt aus NO <sub>x</sub> -Tracermethode mg/(km Fzg)	E-Faktor Motor mg/(km Fzg)	E-Faktor Auf/Ab aus NO <sub>x</sub> -Tracermethode mg/(km Fzg)
04/2005 – 03/2006	47	23	24
04/2007 – 01/2008	43	19 bis 23	20 bis 24

Tab. 7.9: Mittels Rückrechnung mit MISKAM bzw. NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleitete PM10-Emissionsfaktoren für die Untersuchungszeiträume vor bzw. nach der Straßensanierung

Die nicht motorbedingten PM10-Emissionen zeigen, je nachdem wie man die Entwicklung der motorbedingten PM10-Emissionen ansetzt, bei der NO<sub>x</sub>-Tracermethode eine Reduktion zwischen 0 % und 20 %, bei der Rückrechnung mit MISKAM eine Reduktion von ca. 20 % bis 40 %.

Fazit:

Aus den Datenauswertungen und Modellrechnungen zur Bergstraße kann folgendes Fazit gezogen werden:

Die messtechnisch beobachtete Abnahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der Straßensanierung und nach der Straßensanierung von ca. 6 µg/m<sup>3</sup> bzw. ca. 1.5 µg/m<sup>3</sup> in der PM10-Zusatzbelastung resultiert aus ca.

- 2 µg/m<sup>3</sup> Abnahme der regionalen Hintergrundbelastung,
- 0 µg/m<sup>3</sup> keiner relevanten Änderung der Zusatzbelastung durch unterschiedliche Windbedingungen,
- 2.5 µg/m<sup>3</sup> Abnahme der städtischen Zusatzbelastung
- 0 bis 1.5 µg/m<sup>3</sup> Reduktion der ZB durch veränderte motorbedingte Emissionen.

Dadurch ergibt sich für den Auswertzeitraum

eine Reduktion durch Verbesserung des Straßenzustandes von ca. 0 bis 1.5 µg/m<sup>3</sup> (ca. 0 % bis 20% der PM10-Zusatzbelastung).

Aus den durchgeführten Auswertungen konnte für die Bergstraße in Erfurt für eine PM10-Minderung der nicht motorbedingten Partikel beim Übergang vom schlechten zum guten Straßenzustand folgende Bandbreite abgeleitet werden.

$$\text{PM10-Emission-Auf/Ab (schlecht)} = 0 \text{ bis } 1.4 * \text{PM10-Emission-Auf/Ab (gut)}.$$

Die höchste PM10-Minderung wurde demnach an der Berliner Straße festgestellt. Diese war dort für den nicht motorbedingten Anteil der PM10-Emissionen ca. 2.6-mal höher als an der Lützner Straße. Für beide Straßen wurde auch in der Zustandsbewertung ein Übergang des Straßenzustandes von „schlecht“ auf „gut“ festgestellt. Inwieweit der deutlich geringere Minderungseffekt in der Lützner Straße durch die örtlichen Gegebenheiten oder durch den eingeschränkten Auswertzeitraum nach der Sanierung von 6 Monaten bedingt ist, könnte nur durch eine erweiterte Datenauswertung geklärt werden.

Aus der bisherigen Auswertung für die Bergstraße in Erfurt wurde tendenziell eine geringere Minderung abgeschätzt als bei den anderen beiden Straßen. Ursachen dafür könnten sein:

- Wegen der Tempo 30-Signalisierung und der Bergauffahrt liegen die Fahrzeuggeschwindigkeiten in der Bergstraße deutlich niedriger als an den anderen beiden untersuchten Straßen. Dies führt ggf. zu einem geringeren Anteil der Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen. Der abgeschätzte Anteil der Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen von ca. 50 bis ca. 60% an der PM10-Gesamtemission im Vergleich zu ca. 70% an der Lützner und Berliner Straße weist darauf hin.
- Die Schadenswertklasse lag vor der Sanierung mit 3.8 nur gering über der bisher auf mangelnder Datenlage festgelegten Schwelle des Übergangs von „guten“ zu „schlechten“ Straßenzustand von 3.5. Bei den anderen beiden Straßenabschnitten lag die Schadenswertklasse vor der Sanierung bei 4.1 bzw. 4.5, der Straßenzustand war in der Lützner Straße und der Berliner Straße vor der Sanierung also schlechter als in der Bergstraße. Dies könnte ebenfalls das beobachtete geringere Reduktionspotenzial begründen.

Insgesamt kann somit festgestellt werden, dass durch die Sanierung von im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung schlechten Fahrbahnen und Gehwegen an allen drei untersuchten Straßen eine PM10-Minderung abgeleitet werden konnte, die Höhe der absoluten Minderung aber wahrscheinlich von weiteren Randbedingungen (Ausgangszustand, Fahrzeuggeschwindigkeit, Längsneigung) abhängig ist. Weiterführende Auswertungen, insbesondere für die Bergstraße in Erfurt, werden deshalb dringend empfohlen.



## 8 ZUSAMMENFASSUNG

Das Gesamtziel dieses Forschungsprojektes bestand darin, die Kenntnisse auf dem Gebiet der straßenverkehrsbedingten PM10-Emissionen und -Immissionen, in Abhängigkeit von relevanten Einflussgrößen wie Meteorologie, Straßenzustand sowie Fahrzeuggeschwindigkeiten auszubauen.

Im Rahmen der Umsetzung des Projektes erfolgte zunächst eine weltweite Literaturrecherche. Auf Basis von Immissionsmessdaten an drei Straßenabschnitten wurde die Wirkung von potenziellen PM10-Minderungsmaßnahmen (Verbesserung des Fahrbahnzustandes) unter Berücksichtigung des Einflusses meteorologischer Parameter auf die PM10-Konzentrationen untersucht.

Für alle diese Straßen wurde der Straßenzustand entsprechend eines objektiven Bewertungsschemas ermittelt.

Von der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie, erfolgte dabei für zwei Straßenabschnitte, an denen es auf eine hohe Genauigkeit bei der Bestimmung des Verkehrsflusses bzw. dessen Vorher/Nachher-Vergleiches ankam, die messtechnische Analyse der Verkehrssituationen mittels „Floating-Car-Methode“. IFEU Heidelberg berechnete für alle betrachteten Straßenabschnitte und Bezugszeiträume mittels TREMOD die motorbedingten PM10-, NO<sub>x</sub>- und Rußemissionen auf Basis aktueller Emissionsfaktoren und Fahrleistungsinformationen.

Neben der statistischen Analyse der Messdaten wurden auch Modellrechnungen mit dem prognostischen mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM durchgeführt. Diese dienen dazu, verschiedene, sich gegenseitig überlagernde Effekte (z. B. in den Bezugszeiträumen unterschiedliche Windverhältnisse und Motoremisionen) zu separieren bzw. die Minderungspotenziale der untersuchten Maßnahmen abzuschätzen.

### 8.1 Einfluss des Straßenzustandes und des Fahrbahnmaterials

#### Literaturauswertung

Es gibt wie erwartet nachweislich zeitabhängige Veränderungen in den Eigenschaften der Fahrbahndeckschichten durch äußere Einflüsse. Diese sind u. a. abhängig von der Art der Deckschicht (Bindemittel, Mineralstoffarten, Zusatzstoffe).

Zementfahrbahnen scheinen abriebsfester zu sein als Asphaltfahrbahnen. Asphaltfahrbahnen mit Grauwacke als Mineralstoffsplitt scheinen polierresistenter (und damit abriebsfester) zu sein, als zum Beispiel mit Kiessplitt oder Dolomit. Split-Mastix-Asphalt mit Quarzit emittierte in einem Rundlaufversuch bei gleicher Fahrzeuggeschwindigkeit mehrfach mehr PM10 als dichter Asphalt mit Granit. Hochfester Straßenbeton weist eine höhere Resistenz gegenüber Frost-Tausalz-Angriff und PH-lösenden Angriffen auf als normalfester Straßenbeton. Normalfester Straßenbeton scheint deshalb in der ersten Liegezeit höhere Materialverluste zu erleiden als hochfester Straßenbeton.

Messungen in den USA zeigten, dass deutliche Minderungen sowohl bei PM10 als auch beim PM2.5 für die Fälle auftraten, wo die Bankette mit Asphalt bzw. Zement befestigt wurden gegenüber den Fällen unbefestigter bzw. mit Splitt verdichteter Bankette.

Gewaschener Splitt als Medium im Winterdienst lieferte in einem Rundlaufversuch unabhängig vom Reifentyp weniger PM10 als ungewaschener Sand.

Sollten die von Huschek (2004) aufgezeigten Spurrinnen ausschließlich aus dem Straßenabrieb resultieren, so wären in Deutschland ca. 0.3 bis 0.6 mm Fahrbahnabrieb pro Jahr bzw. ca. 0.03 bis 0.06 mm/10<sup>6</sup> Kfz aus den Untersuchungen abzuleiten. Dies liegt in der gleichen Größenordnung wie die Werte von Muschak (1990) und Diering (2001), aber ca. eine Größenordnung niedriger als Werte von Sieker und Grottker (1988).

#### Ausgewertete Feldversuche

Der Einfluss von Straßenoberflächenänderungen auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen konnte im Feldversuch an drei Messstellen untersucht werden. Dies waren die Lützner Straße in Leipzig, die Berliner Straße in Nauen und die Bergstraße in Erfurt. Meteorologische Einflüsse, Einflüsse variierender Hintergrundbelastungen sowie Verkehrsstärken und Fahrzeugflottenzusammensetzungen auf die beobachteten Konzentrationsänderungen vor und nach der Fahrbahnsanierung wurden in der Auswertung berücksichtigt.

Aus den Datenauswertungen und Modellrechnungen zur **Lützner Straße in Leipzig** kann Folgendes abgeleitet werden:

Innerhalb der Bauphase wurden deutliche Einflüsse der Baustelle auf die PM10-Konzentrationen festgestellt. Dies manifestierte sich sowohl in einer Minderung der PM10- (aber auch NO<sub>x</sub>-) Konzentrationen wegen des eingeschränkten Verkehrsaufkommens, aber auch in der

deutlichen Erhöhung der PM10-Konzentrationen an Tagen mit staubproduzierenden Arbeiten.

Die messtechnisch beobachtete Abnahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der Straßensanierung (2004) und nach der Straßensanierung (2006) von  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der PM10-Zusatzbelastung resultiert auch aus

- $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Erhöhung der regionalen Hintergrundbelastung,
- $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Abnahme der ZB durch unterschiedliche Windbedingungen,
- $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Erhöhung der ZB durch Versetzung der Messstelle,
- $3 \text{ bis } 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Reduktion der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und -zusammensetzung sowie veränderten fahrzeugspezifischen Emissionen.

Hinweis: 2006 war etwas trockener als 2004. Einfluss auf PM10-ZB lässt sich derzeit nicht ausreichend quantifizieren. Reduktion wäre möglicherweise noch größer.

Dadurch ergibt sich eine

- Reduktion durch Verbesserung des Straßenzustandes von  $2 \text{ bis } 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (ca. 20 - 30 % der PM10-Zusatzbelastung)

Da der motorbedingte PM10-Emissionsanteil im Jahr 2004 bei ca. 30 % und der Aufwirbelungs- und Abriebsanteil bei gutem Straßenzustand bei ca. 70 % gelegen hätte, ergibt sich

$$\text{PM10-Emission-Auf/Ab (schlecht)} = 1.4 * \text{PM10-Emission-Auf/Ab (gut)}.$$

Aus den Datenauswertungen und Modellrechnungen zur **Berliner Straße in Nauen** kann Folgendes abgeleitet werden:

Die messtechnisch beobachtete Abnahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der Straßensanierung (1998) und nach der Straßensanierung (2000) von  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der PM10-Zusatzbelastung resultiert auch aus

- $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Reduktion der regionalen Hintergrundbelastung,
- $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  d. h. keine Veränderung der ZB durch unterschiedliche Windbedingungen,
- $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Reduktion der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und -zusammensetzung sowie veränderte fahrzeugspezifische Emissionen.

Dadurch ergibt sich eine

Reduktion durch Verbesserung des Straßenzustandes von  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
(ca. 60 % der PM10-Zusatzbelastung).

Da der motorbedingte PM10-Emissionsanteil im Jahr 2004 bei ca. 30 % und der Aufwirbelungs- und Abriebsanteil bei gutem Straßenzustand bei ca. 70 % gelegen hätte ergibt sich

$\text{PM10-Emission-Auf/Ab (schlecht)} = 3.6 * \text{PM10-Emission-Auf/Ab (gut)}$ .

Aus den Datenauswertungen und Modellrechnungen zur **Bergstraße in Erfurt** kann Folgendes abgeleitet werden:

Innerhalb der Bauphase wurden deutliche Einflüsse der Baustelle auf die PM10-Konzentrationen festgestellt. Dies manifestierte sich insbesondere durch eine deutliche Erhöhung der PM10-Konzentrationen an Tagen mit staubproduzierenden Arbeiten.

Die messtechnisch beobachtete Abnahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der Straßensanierung und nach der Straßensanierung von ca.  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw. ca.  $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der PM10-Zusatzbelastung resultiert aus ca.

$2 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Abnahme der regionalen Hintergrundbelastung,
$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	keiner relevanten Änderung der Zusatzbelastung durch unterschiedliche Windbedingungen,
$2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Abnahme der städtischen Zusatzbelastung
0 bis $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Reduktion der ZB durch veränderte motorbedingte Emissionen.

Dadurch ergibt sich für den Auswertzeitraum

eine Reduktion durch Verbesserung des Straßenzustandes von ca. 0 bis  $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (ca. 0 % bis 20% der PM10-Zusatzbelastung).

Die **Tab. 8.1** systematisiert diese Ergebnisse. Die höchste PM10-Minderung wurde demnach an der Berliner Straße festgestellt. Diese war dort für den nicht motorbedingten Anteil der PM10-Emissionen ca. 2.6-mal höher als an der Lützner Straße. Für beide Straßen wurde auch in der Zustandsbewertung ein Übergang des Straßenzustandes von „schlecht“ auf „gut“ festgestellt. Inwieweit der deutlich geringere Minderungseffekt in der Lützner Straße durch die örtlichen Gegebenheiten oder durch den eingeschränkten Auswertzeitraum nach der Sanierung von 6 Monaten bedingt ist, könnte nur durch eine erweiterte Datenauswertung geklärt werden. Diese wird deshalb empfohlen.

Straße	Verkehrsstärken	Jahr der Fahrbahn-sanierung	Auswertezit-raum nach Sanierung	Fahrbahneigenschaft vor der Sanierung / Straßenzustandsklasse vor Sanierung	Fahrbahneigen-schaft nach der Sa-nierung / Straßen-zustandsklasse nach Sanierung	Verkehr-situation	Minderung PM10-Zusatz-belastung durch Fahr-bahnwechsel [%]	Faktor für Berück-sichtigung des schlechten Zustan-des in PM10-Auf/Ab-Emission	Bemerkung
Berliner Straße Nauen	18 000 Kfz/d bei 7% LKW-Anteil	1999	12 Monate	Kleinpflaster, teil-weise ausgewaschen und mit Asphalt geflickt, Gehwege befestigt / 4.1	Asphalt neu, Geh-wege befestigt / 1.6	LSA3	ca. 60	3.6	Sanierung fand nur auf ca. der Hälfte der Straße statt, die andere war schon im guten Zustand
Lützner Straße Leipzig	20 000 bis 25 000 Kfz/d bei 4% LKW-Anteil	2005	6 Monate	Asphalt rissig und geflickt, Gehwege teilweise unbefestigt / 4.5	Asphalt neu, Geh-wege befestigt / 1.6	HVS2, HVS4, LSA2, Kern	ca. 20 bis 30	1.4	Verkehrssitua-tion variiert mit einem Tages-gang
Berg-sstraße Erfurt	14 000 Kfz/d bei 1.5% LKW-Anteil	2006	9 Monate	Pflaster, teilweise ausgewaschen und mit Asphalt geflickt, Gehwege unbefestigt, ungeordnete Vorgärten / 3.8	Asphalt neu, Geh-wege befestigt / 1.6	Kern_ Tempoli-mit 30km/h	ca. 0 bis 20%	1.2	Einbahnstraße, Tempo 30, Längsneigung 4.6%, Vorgär-ten noch nicht bepflanzt

Tab. 8.1: Zusammenfassung der Ergebnisse für die Straßen mit Änderungen der Fahrbahneigenschaften

Aus der bisherigen Auswertung für die Bergstraße in Erfurt wurde tendenziell eine geringere Minderung abgeschätzt als bei den anderen beiden Straßen. Ursachen dafür könnten sein:

- Wegen der Tempo 30-Signalisierung und der Bergauffahrt liegen die Fahrzeuggeschwindigkeiten in der Bergstraße deutlich niedriger als an den anderen beiden untersuchten Straßen. Dies führt ggf. zu einem geringeren Anteil der Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen. Der abgeschätzte Anteil der Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen von ca. 50 bis ca. 60 % an der PM10-Gesamtemission im Vergleich zu ca. 70 % an der Lützner und Berliner Straße weist darauf hin.
- Die Schadenswertklasse lag vor der Sanierung mit 3.8 nur gering über der bisher auf mangelnder Datenlage festgelegten Schwelle des Übergangs von „guten“ zu „schlechten“ Straßenzustand von 3.5. Bei den anderen beiden Straßenabschnitten lag die Schadenswertklasse vor der Sanierung bei 4.1 bzw. 4.5, der Straßenzustand war in der Lützner Straße und der Berliner Straße vor der Sanierung also schlechter als in der Bergstraße. Dies könnte ebenfalls das beobachtete geringere Reduktionspotenzial begründen.

Insgesamt kann somit festgestellt werden, dass durch die Sanierung von im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung schlechten Fahrbahnen und Gehwegen an allen drei untersuchten Straßen eine PM10-Minderung abgeleitet werden konnte, die Höhe der absoluten Minderung aber wahrscheinlich von weiteren Randbedingungen (Ausgangszustand, Fahrzeuggeschwindigkeit, Längsneigung) abhängig ist. Weiterführende Auswertungen, insbesondere für die Bergstraße in Erfurt, werden deshalb dringend empfohlen.

## 8.2 Abgeleitete Emissionsfaktoren

Für die in der Bergstraße in Erfurt vorgelegene Situation erhält man folgende Emissionsfaktoren im Wochenmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 1.5 % und der Verkehrssituation „Kern\_T30“ bei +4.6 % Längsneigung:

Vor der Sanierung (2005)	für PM10-Gesamt	47 bis 61 mg/(km · Fzg)
und		
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 23 mg/(km · Fzg)	für PM10-Auf/Ab	24 bis 38 mg/(km · Fzg)
bzw. nach der Sanierung (2007)	für PM10-Gesamt	43 bis 50 mg/(km · Fzg)
und nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 19 bis 23 mg/(km · Fzg)	für PM10-Auf/Ab	20 bis 31 mg/(km · Fzg).

---

Für die Lützner Straße in Leipzig wurden folgende Emissionsfaktoren im Wochenmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 4 % und dem Verkehrssituationsmix „HVS2/Kern/HVS4/LSA2“ abgeleitet:

Vor der Sanierung (2004)	für PM10-Gesamt	105 bis 113 mg/(km · Fzg) und
	nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 28 mg/(km · Fzg)	
	für PM10-Auf/Ab	77 bis 85 mg/(km · Fzg) bzw.
nach der Sanierung (2006)	für PM10-Gesamt	80 bis 88 mg/(km · Fzg) und
	nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 25 mg/(km · Fzg)	
	für PM10-Auf/Ab	55 bis 63 mg/(km · Fzg).

Insgesamt wurde im Rahmen des vorliegenden Projektes PM10-Emissionsfaktoren und PM10-Zusatzbelastungen sowie deren Abhängigkeiten von Fahrbahnzustand abgeleitet und Wirkungsuntersuchungen durchgeführt. Derzeit laufen in parallelen Forschungsprojekten weitere Arbeiten, um den Erkenntnisstand bei der PM10-Emissionsmodellierung bzw. bei der Bewertung von Minderungsmaßnahmen zu erhöhen. Es sollte einer separaten Auswertung vorbehalten sein, aus all diesen neuen Forschungsprojekten die Schlussfolgerungen für die zukünftige PM10-Modellierung zu ziehen.

## 9 LITERATUR

AECC (2006): Bosteels, D. et al. : Regulated and Non-regulated Emissions from Modern European Passenger Cars. SAE Technical Papers. 2006-01-1516. Detroit 2006.

Anke, K., Sähn, E., Klinger, M. (2002): Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen. Fraunhofer Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme Dresden, Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Geologie Sachsen, September 2002.

Anke, K., Sähn, E., Klinger, M. (2004): Auswertung der Immissions- und Verkehrsdaten an der BAB A5 (Kenzingen, Holzhausen) mit Screeningfunktionen. Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, März 2004.

BAST (2003): 4. Bund-Länder-Erfahrungsaustausch zur systematischen Straßenerhaltung. Workshop Straßenerhaltung mit System. Niederschrift des 4. Erfahrungsaustausches am 12. und 13. Juni 2002 in Bergisch Gladbach. Heft S 30. ISBN 3-89701-949-3. Hrsg.: Bundesanstalt für Straßenwesen, April 2003, Bergisch Gladbach.

BAST (2006): Stoffmodelle zur Voraussage des Verformungswiderstandes und Ermüdungsverhaltens von Asphaltbefestigungen (Leutner et al.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft S 45, ISBN 3-86509-409-0, Bergisch-Gladbach, Februar 2006.

Beckhaus, K., Wenzl, P., Schießl, P. (2002): Texturbeständigkeit von Verkehrsflächen aus Beton. Straße + Autobahn 3/2002, 142 - 148.

22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft - 22. BImSchV). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2007 Teil I Nr. 25, ausgegeben zu Bonn am 12. Juni 2007.

BMV (1993): Prognose der maßgebenden Zustandsmerkmale für Asphaltstraßen im Rahmen des Erhaltungsmanagements. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik (Autoren: Gerlach, A., Beckedahl, H., Köhler, M., Arand, W., Döschlag, S., Lorenzl, H.) Heft 645, Dezember 1992.



- 
- BUWAL (2001): Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen; Umwelt-Materialien Nr. 136; ausgearbeitet durch Electrowatt Engineering AG; im Auftrag des BUWAL; Bern 2001.
- BUWAL (2004): Luftschadstoffemissionen des Straßenverkehrs 1980 bis 2030; INFRAS im Auftrag des BUWAL; BUWAL-Schriftenreihe Nr. 355; Bern 2004.
- Concawe (2003): Emissions from modern gasoline vehicles. Concawe Review, Vol. 12, Nr. 1, April 2003, S. 11-13.
- CORINAIR (2006): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2006. EEA (European Environment Agency). Publish date: 21 Dec 2006. In: Technical report No 11/2006.
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M. (2006): Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. In: Atmospheric Environment 40 (2006), 1314-1323.
- Dames, J., Huschek, S., Lindner, J. (1997): Untersuchungen über den Einfluß unterschiedlicher Mineralstoffe auf das Gebrauchsverhalten von Asphaltdeckschichten hinsichtlich Griffigkeit, Querebenheit und Reifengeräuschen. Heft 754/1997. Forschungsberichte aus dem Forschungsprogramm des BMV und der FGSV e.V., April 1997, Hrsg: BMV, Abtl. Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.
- Diering (2001): Persönliche Information von Hr. Diering von der Bauabteilung der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Referat für Straßenbau an Hr. Reichenbacher, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, 1X D 2, Berlin.
- Düring, I., Lohmeyer, A. (2004): Modellierung nicht motorbedingter PM10-Emissionen von Straßen. KRdL-Experten-Forum „Staub und Staubinhaltsstoffe“, 10./11. November 2004, Düsseldorf. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL, KRdL-Schriftenreihe Band 33.
- EEA (2006): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2006. Online im Internet: <http://reports.eea.europa.eu/EMEP/CORINAIR4/en/B710vs5.0.pdf>.
- EP (2006): European Parliament: Type approval of motor vehicles with respect to emissions and access to vehicle repair information. P6\_TA-PROV (2006)0561. Strasbourg, 13. Dezember 2006.

- 
- EPA (1999): K. T. Knapp et al.: Central Carolina Vehicle Particulate Emission Study. Washington 1999. Online im Internet: <http://www.crcao.com/reports/recentstudies00-02/e-54/E-54epafinal.pdf>.
- FGSV (1998): Merkblatt für den Bau offenerporiger Asphaltsschichten. Herausg.: Forschungsgesellschaft für Straßenwesen, Arbeitsgruppe Asphaltstraßen, Arbeitsausschuss: Technische Vertragsbedingungen - Asphaltstraßen. Köln, Ausgabe 1998.
- FGSV - Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen Köln (1999): Fahrzeug und Fahrbahn. FGSV-Tagung am 14. und 15. April 1999 in Celle.
- FGSV - Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen Köln (2001): Arbeitspapiere zur Systematik der Straßenerhaltung AP9, Zustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen (ZEB), Erhaltungsplanung. Ausgabe 2001.
- FGSV - Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen Köln (2004): Technische Prüfvorschriften für Griffigkeitsmessungen im Straßenbau. Teil: Messverfahren SRT TP Griff-StB (SRT). FGSV 408/2. ISBN 3-937356-45-2.
- Friedrich, U., Düring, I (2004): PM<sub>10</sub>-Immissionsminderung durch die Ortsumfahrung einer Kleinstadt sowie durch Fahrbahnbelagsänderung in einer städtischen Straßenschlucht. Zeitschrift „Immissionsschutz“ Ausgabe 06/04, Erich Schmidt Verlag, ISSN 1430-9262.
- Gerlach, A, Beckedahl, H., Köhler, M., Arand, W., Dörschlag, S. Lorenzl, H. (1992): Prognose der maßgebenden Zustandsmerkmale für Asphaltstraßen im Rahmen des Erhaltungsmanagements. Heft 645/1993. Forschungsberichte aus dem Forschungsprogramm des BMV und der FGSV e.V., Dezember 1992, Hrsg: BMV, Abtl. Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.
- Gertler, A., Kuhns, H. Mahmoud, A.-A., Damm, C., Gillies, J., Etyemezian, V., Clayton, R., Proffitt, D. (2005): The Impact of Winter Road Sand/Salt and Street Sweeping on Road Dust Re-Entrainment.
- Gustafsson, M. (2005): PM<sub>10</sub> from road pavement and winter tyre interaction. Transport and Environment, Workshop on SMHI, persönliche Mitteilung.
- HEI (2006): Schauer, J. J. et al.: Characterization of metals emitted from motor vehicles. Health Effects Institute Research Report. Nr. 133. Boston, 2006.

- 
- Heller, S., Köhler, M., Schniering, A. (2005): Ergänzung der Bewertung des Straßenzustandes freier Stecken um eine gleichwertige Bewertung von Ortsdurchfahrten von Bundesstraßen. Heft 909/2005, Forschungsberichte aus dem Forschungsprogramm des BMV, Bau- und Wohnungswesen und der FGSV e.V., Februar 2005, Hrsg: BMV, Bau- u. Wohnungswesen, Abt. Straßenbau, Straßenverkehr, Bonn.
- Hochhauser, A. M. et al. (2006): Impact of fuel sulfur on gasoline and diesel vehicle emissions, SAE Technical Papers. 2006-01-3370. Toronto 2006.
- Horz, H.W., Suß, G., Schulze, K. (1983): Aufstellung von Standardversuchen zur Prüfung des Verschleißes von Straßenbelägen im Innentrommelprüfstand der BAST. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 388/1983, Hrsg: BMV, Abt. Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.
- Huschek, S. (2004): Entwicklung der Oberflächeneigenschaften auf der Versuchsstrecke Bamberg A 70 - Messtechnische Erfassung 1999 - 2001. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 898/2004, Hrsg: BMV, Bau- und Wohnungswesen, Bonn, August 2004.
- IFEU (2000): Mögliche Diskrepanzen bei der Bestimmung von Partikeln. Untersuchung zum Zusammenhang zwischen Emissionsberechnung und Immissionskonzentration; eine Studie für das Ministerium für Umwelt und Verkehr von Baden Württemberg; Heidelberg, März 2000
- IFEU (2005): Aktualisierung Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 - 2030, Software TREMOD – Transport Emission Model, Version 4.1; IFEU Heidelberg im Auftrag des Umweltbundesamtes; UFOPLAN-Nr. 204 45 139; Dessau/Heidelberg 2005
- IFEU (2007): Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung, Teilbericht: Motorbedingte PM<sub>x</sub>-Emissionen. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Knörr, W. und Kutzner, F.). 13. Juli 2007. Bericht im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen.
- ITA (1999): Durchführung eines Risikovergleichs zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen Fraunhofer Institut für Toxikologie & Aerosolforschung ITA Hannover zusammen mit IFEU Heidelberg, Medizinisches Institut für Umwelthygiene der Universität Düsseldorf

---

und Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe Freiburg; UBA Forschungsvorhaben 216 04 001/1; UBA-Berichte 2/99; Berlin 1999.

KBA (2007): Fahrzeugzulassungen. Bestand, Emissionen, Kraftstoffe am 01. Januar 2007. Online im Internet: [http://www.kba.de/Abt3\\_neu/FZ/Bestand/Themen\\_jaehrlich\\_pdf/B\\_Emissionen\\_Kraftstoffe\\_2007.pdf](http://www.kba.de/Abt3_neu/FZ/Bestand/Themen_jaehrlich_pdf/B_Emissionen_Kraftstoffe_2007.pdf).

Ketzel, M., Berkowicz, R. and A. Lohmeyer (1999): Dispersion of traffic emissions in street canyons - Comparison of European numerical models with each other as well as with results from wind tunnel and field measurements. Contribution to Second International Conference on Urban Air Quality – Measurement, Modelling and Management, 3 - 5 March 1999, Madrid.

Kittelson (2003): Gasoline Vehicle Exhaust Particle Sampling Study. 9<sup>th</sup> DEER Conference. August 2003. Online im Internet: <http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/829821-SQYKH6/native/829821.pdf>.

Kreiß, B. (1992): Straßenbau und Straßenunterhaltung. Ein Handbuch für Studium und Praxis. 2., neubearbeitete und erweiterte Auflage.

LAT (2004): Ntziachristos, L. et al: Overview of the European "PARTICULATES" Project on the Characterization of Exhaust Particulate Emissions From Road Vehicles: Results for Light-Duty Vehicles. SAE Technical Papers. 2004-01-1985.

LAT (2005): PARTICULATES: Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles; Project funded by the European Community under the 'Competitive and Sustainable Growth' Programme (1998-2002); Final Publishable Report. Thessaloniki 2005. Online im Internet: [http://www.lat.eng.auth.gr/particulates/deliverables/Particulates\\_D16.pdf](http://www.lat.eng.auth.gr/particulates/deliverables/Particulates_D16.pdf).

LFU (2001): Pkw-Emissionen bei 50 und 30 km/h - ein Vergleich; Bayrisches Landesamt für Umweltschutz; [www.bayern.de/lfu/tat\\_bericht/tb\\_200x/tb\\_2000/pkw-emissionen.pdf](http://www.bayern.de/lfu/tat_bericht/tb_200x/tb_2000/pkw-emissionen.pdf)

Lenschow, P., Abraham, H.J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J.-D., Reichenbacher, W. (2001): Some ideas about the sources of PM<sub>10</sub>, Atmospheric Environment 35 (1001) 23-33.

- 
- Lohmeyer (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2286C, Juni 2001. Gutachten im Auftrag von: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Herunterladbar unter HYPER-LINK "<http://www.lohmeyer.de/literatur.htm>"
- Lohmeyer (2003a): Quantifizierung der PM10-Emissionen durch Staubaufwirbelungen und Abrieb von Straßen auf Basis vorhandener Messdaten. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe unter Mitarbeit von UMEG Karlsruhe und IFEU Heidelberg. Projekt 1772, Februar 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Umwelt und Verkehr, Stuttgart. Herunterladbar unter [www.lohmeyer.de/literatur.htm](http://www.lohmeyer.de/literatur.htm).
- Lohmeyer (2003b): Machbarkeitsstudie zu kombinierten Lärminderungs-/Luftreinhalteplänen in Brandenburg - Teil vergleichende Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der PM10-Belastungen - Wirkungsuntersuchungen zur OU Nauen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2464. Dezember 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg, Potsdam.
- Lohmeyer (2004a): FE 2.222/2002/LRB PM10-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70016-03-10, Juni 2004. Schlussbericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- Lohmeyer (2004b): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. Projekt 2546, November 2004. Gutachten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Herunterladbar unter <http://www.lohmeyer.de/Literatur.htm>.
- Lohmeyer (2004c): Handbuch WinMISKAM. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Stand: 14.12.2004.
- Lutz, M. (2002): Erster Versuch einer Quellenzuordnung für PM10 in Berlin, in „PMX-Quellenidentifizierung: Methoden und Ergebnisse“, Eds. U. Quass und T.A.J. Kuhlbusch, Duisburg, 79-91.

- 
- Moldenhauer, A., Düring, I. (2004): Fachbericht zum Luftreinhalteplan Erfurt 2004 mit Schwerpunkt Bergstraße. Teil Immissionsbelastungen. Projekt 70072-04-10, November 2004. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena.
- Moosmüller, H., Gillies, J. A., Rogers, C. F., DuBois, D.W., Chow, J. C., Watson, J. G. (1998): Particulate Emission Rates for Unpaved Shoulders along a Paved Road. Journal of the Air & Waste Management Association, ISSN 1047-3289. Volume 48, May 1998, 398 - 407.
- Muschak, W. (1990): Pollution of street run-off by traffic and local conditions. In: The Science of the total Environment 93 (1990) S. 419 – 431.
- Norbeck, J. M. et al. (1998): Measurement of Primary Particulate Matter Emissions from Light-Duty Motor Vehicles. CRC Project No. E-24-2. Riverside 1998. Online im Internet: <http://www.cert.ucr.edu/research/pubs/98-ve-rt2a-001-fr.pdf>.
- Richter, F. und Schmidt, W. (2006): Messtechnische Erfassung von Verkehrssituationen und Verkehrsbelegungen auf städtischen Hauptstraßen, Teil 2: Lützner Straße Leipzig. TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie, 2006.
- Richter, F. und Schmidt, W. (2007): Messtechnische Erfassung von Verkehrssituationen und Verkehrsbelegungen auf städtischen Hauptstraßen. Teil 3: Bergstraße in Erfurt. TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie, 2007.
- RStO (2001): Richtlinie für die Standardisierung des Oberbaus von Verkehrsflächen. Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen, Ausgabe 2001.
- Rübensam, J., Hellmann, L., Staroste, D., Stoltz, J. (2005): Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit und bautechnischen Bewährung von Fahrbahnbefestigungen aus Asphalt und Beton auf bestehenden Bundesautobahnen. Heft 914/2005. März 2005. Hrsg: Bundesministerium für Verkehr, Bau- u. Wohnungswesen, Abt. Straßenbau, Straßenverkehr, Bonn.
- Sieker, F.; Grottker, M. (1988): Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung. Bericht der Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtsch. Wasserbau, Juni 1987, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 530, 1988. Hrsg. BMV, Abt. Straßenbau, Bonn.

Stadt Leipzig (1998): Klimauntersuchung 1997, Leipzig mit Umland. 1998.

Stadt Leipzig (2001): Bericht Verträglichkeitsanalyse Hauptverkehrsstraßennetz Leipzig/Umweltmonitoring. Kassel März 2001.

SMU (1997): Klimatologische Grundlagen für die Landes- und Regionalplanung. In: Materialien zur Landesentwicklung 1/1997, Hrsg.: Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (SMU).

TNO (2003): P. Hendriksen et al.: Evaluation of the environmental impact of modern passenger cars on petrol, diesel, automotive LPG and CNG. Delft 2003.

UBA (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1/April 2004. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg: Umweltbundesamt Berlin. Herunterladbar unter <http://www.hbefa.net/>.

UBA (2006): Tempolimit - Außerorts und Innerorts;  
<http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/verkehrsplan/tempolimit/tempolimit.htm>

VDI 3783 Blatt 9 (2005): Umweltmeteorologie Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle, Evaluierung für Gebäude- und Hindernisströmung. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b. November 2005.

**A N H A N G A 1:**  
**CHARAKTERISIERUNG DES STRASSENZUSTANDES**  
**IM SINNE DER PM10-EMISSIONSMODELLIERUNG**



---

## **A1 CHARAKTERISIERUNG DES STRASSENZUSTANDES IM SINNE DER PM10-EMISSIONSMODELLIERUNG**

### **A1.1 Allgemeines**

Messergebnisse in der Lützner Straße in Leipzig (Lohmeyer, 2001), einer Straße mit vielfach geflicktem, rissigem Asphaltbelag, zeigten ungewöhnlich hohe PM10-Emissionen, die vermutlich zum größten Teil dem Abrieb entstammen. Als Konsequenz aus diesen Untersuchungen beinhaltet das derzeit in Deutschland angewendete PM10-Emissionsmodell (Lohmeyer, 2004b) einen Parameter zur Unterscheidung des Straßenzustandes. Es gibt die Straßenzustandsklassen „gut“ und „schlecht“.

Um diese Einteilung möglichst zu objektivieren wurde in Lohmeyer et al. (2003a) ein Vorschlag zu einem Abfrage- und Bewertungsschema für die Straßenzustandsklasse vorgestellt. Dies wird im Folgenden erläutert und auf die untersuchten Straßen angewendet.

### **A1.2 Parameter für die Beschreibung des Straßenzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung**

Es wurde vorgeschlagen, die nicht auspuffbedingten Emissionen der Straßen als von folgenden Größen abhängig zu beschreiben:

1. Art des Fahrbahnmaterials. Hier sollte zunächst differenziert werden in Beton, Asphalt und Pflaster. Nur diese 3 Materialien sind auch visuell eindeutig unterscheidbar. Unterschiedliche Abriebsfestigkeiten sind in der Literatur qualitativ beschrieben (z. B. Sieker und Grottker, 1988).
2. Zustand der Fahrbahnoberfläche.
3. Zustand der an die Straße angrenzenden Bürgersteige und/oder Parkflächen.

Die Fahrbahnmaterialien sind visuell eindeutig zuordenbar. Der Zustand der Fahrbahnoberfläche, aber auch der angrenzenden Gehwege und Parkflächen wird allerdings charakterisiert durch eine Vielzahl von Eigenschaften. Eine Möglichkeit für eine objektive Zuordnung wird in den folgenden Abschnitten beschrieben.

### **A1.3 Zustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen**

Die Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV) - Arbeitsausschuss Systematik der Straßenerhaltung - veröffentlichte im Jahr 2001 mehrere Arbeitspapiere (AP) zur Zustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen (ZEB).

Die Veranlassung für diese Arbeitspapiere liegt darin, dass Zitat: „nach den gültigen Rechts- und Haushaltsbestimmungen die Straßenbaulastträger entsprechend ihrer Leistungsfähigkeit einen Straßenzustand aufrecht zu erhalten haben, der dem Verkehrsteilnehmer ein Höchstmaß an Sicherheit und eine angemessene Befahrbarkeit bei gleichzeitig minimalen gesamtwirtschaftlichen Kosten und höchstmöglicher Umweltverträglichkeit gewährleistet. ... Die Entscheidungen über Erhaltungsmaßnahmen sollten dabei auf Grundlage systematischer Analysen nach möglichst objektiven Gesichtspunkten getroffen werden. ... Die erstellten AP beinhalten dabei noch keine Regeln der Technik, sondern Hinweise und Empfehlungen, die sich bisher in der Praxis bewährt haben.“

Das objektive Bewertungsprinzip besteht darin, dass so genannte Zustandsmerkmale (Risse, Kantenabbrüche etc.) über messtechnisch oder visuell erfassbare Zustandsgrößen (z. B. Anteil der Fahrbahnoberfläche mit Rissen in %, Rissbreite in mm) beschrieben und diese wiederum in dimensionslose Zustandswerte (zwischen 1 und 5 im Sinne einer Notenskala) überführt werden. Anschließend können die verschiedenen Zustandswerte (z. B. für Unebenheiten, Risse etc.) zu generellen Zustandswerten (= Teilzielwerte) und diese wiederum zu einem Gesamtwert verknüpft und als Zahlenwert beurteilt werden. Die **Abb. A1.1** zeigt dies schematisch auf. In der **Abb. A1.2** wird dies anhand des Beispiels von Beton-Fahrbahnen untersetzt.

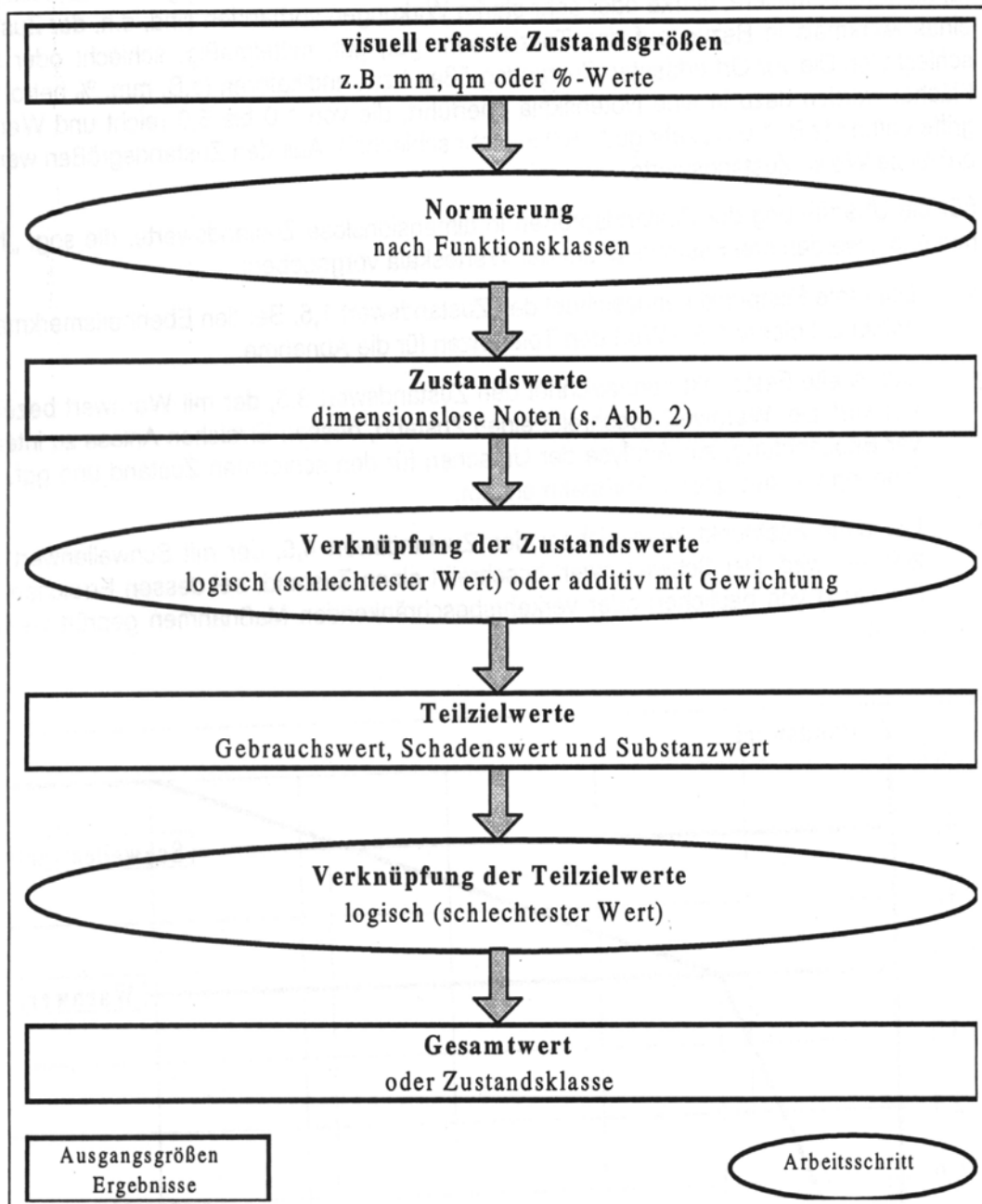


Abb. A1.1: Teilschritte bei der Zustandsbewertung einer Fahrbahnoberfläche  
(Quelle: FGSV, 2001)

Als Parameter auf dem Weg zur Beurteilung des Straßenzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung schlagen wir vor, den so genannten Schadenswert (TWRIO) zu verwenden. Dieser charakterisiert die Oberflächenbeschaffenheit anhand von Merkmalen wie betroffene Fläche mit Netzrissen- und Risshäufungen, betroffene Fläche mit Flickstellen, betroffene Fläche mit sonstige Oberflächenschäden wie Abrieb, Ausmagerung, Splittverlust,

Abplatzungen, Bindemittelanreicherungen etc. Es wird hierbei auch unterschieden in Beton-, Asphalt- und Pflasterstraßen. Dieses Verfahren zur Erfassung des Schadenswertes TWRIO wird im Folgenden unverändert aus dem ZEB übernommen.

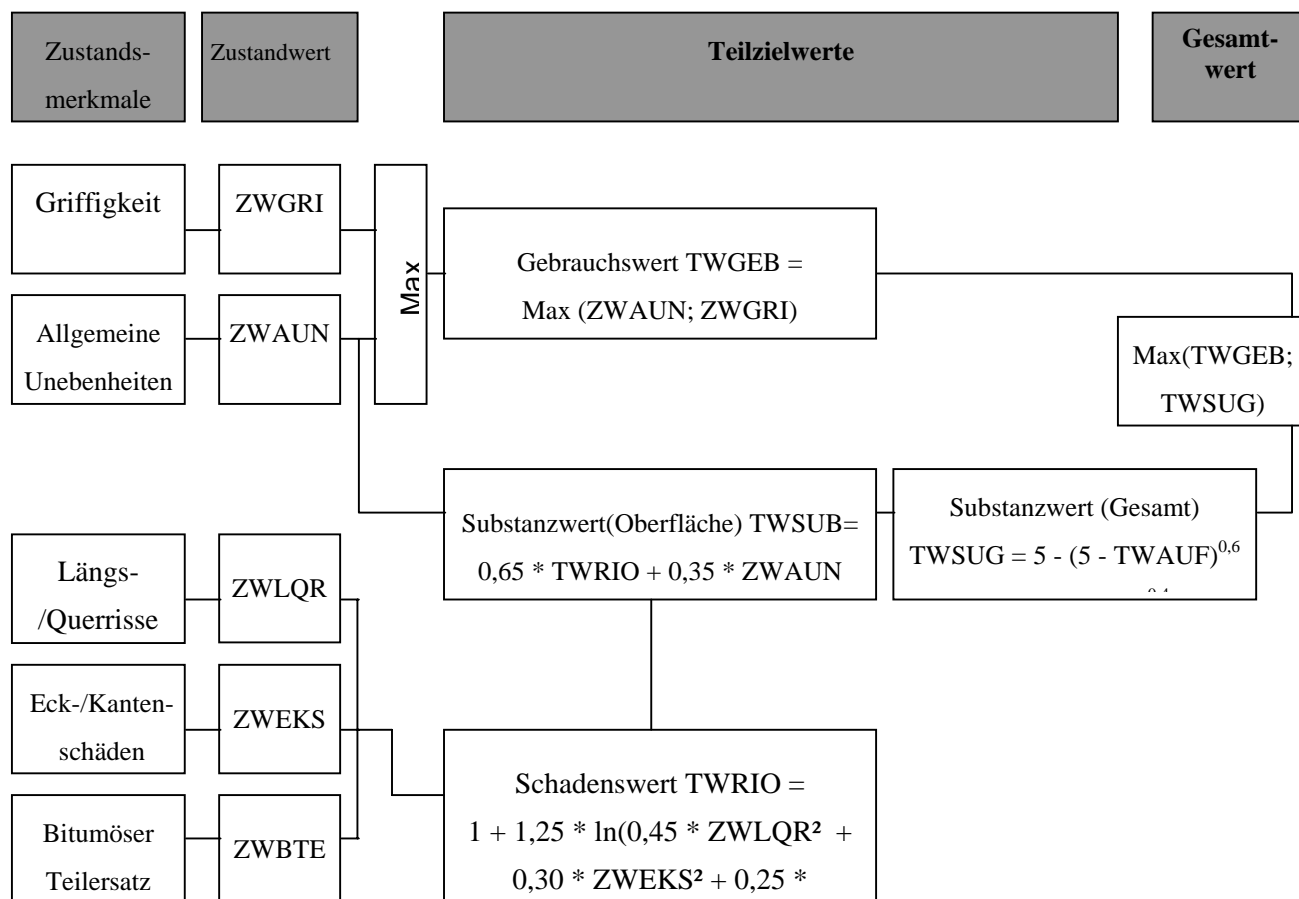


Abb. A1.2: Bildung der Teilzielwerte und des Gesamtwertes am Beispiel von Betonfahrbahnen entsprechend ZEB (Quelle: FGSV, 2001), siehe auch **Tab. A1.1**

Die Parameter des Gebrauchswertes einer Straße werden (in erster Näherung) für die PM10-Emissionsmodellierung als nicht relevant angesehen und somit nicht betrachtet. Deshalb erfolgt die Charakterisierung der Oberfläche der Straße im Folgenden nur anhand des Schadenswertes TWRIO.

Die im ZEB vorgegebene Verknüpfung der Zustandswerte zum Schadenswert gilt strenggenommen nur für die Erfordernisse der Straßenunterhaltung. Ob genau diese Verknüpfung oder eventuell eine andere Wichtung für die PM10-Emissionscharakterisierung besser wäre, ist derzeit unklar. Das Verfahren aus ZEB wird für das vorliegende Projekt mangels Alternativen unverändert übernommen.

Zur Verdeutlichung der o. a. Ausführungen sind die konkreten Einflussparameter und deren Weiterverarbeitung anhand eines Beispiels in **Tab. A1.1** (= Excel-Arbeitsblatt) dargestellt.

Das Arbeitsblatt zeigt die Messwerte für die Zustandsgrößen. Daraus werden die einzelnen Zustandswerte berechnet. Die einzelnen Zustandswerte stellen normierte (dimensionslose) Größen im Sinne einer Benotung (z. B. 1.0 = „sehr gut“, 5.0 = „sehr schlecht“) dar. Die Umrechnung erfolgt in dem Arbeitsblatt mit Hilfe der im ZEB vorgegebenen Beziehungen. Laut ZEB gibt es folgende Bewertungen für den Zustandswert:

<b>Asphalt:</b>				
Zustandsmerkmal	Zustandsgröße		Einheit	Zustandswert
betroffene Fläche mit Netzkissen- und Risshäufungen	RIS= 5		[%]	ZWRIS= 2,07
betroffene Fläche mit Flickstellen	FLI= 10		[%]	ZWFLI= 2,25
betroffene Fläche mit sonstige Oberflächenschäden wie: Abrieb, Ausmagerung, Splittverlust, Abplatzungen, Bindemittelanreicherungen	OBS= 10		[%]	ZWOBS= 2,25
	Schadenswert TWRIO =			<b>2,93</b>
	Schadenswertklasse =			<b>4</b>
<b>Betondecken:</b>				
Zustandsmerkmal	Zustandsgröße		Einheit	Zustandswert ==>
mittlere Länge der Längs- und Querrisse	LQRL 1		[m]	ZWLQRL 2,45
betroffene Platten mit Längs- und Querrissen	LQRP 20		[%]	ZWLQRP 3,23
mittlere Länge der Eck- und Kantenschäden	EKSL 2		[m]	ZWEKSL 3,50
betroffene Platten mit Eck- und Kantenschäden	EKSP 15		[%]	ZWEKSP 2,77
mittlere Fläche bituminöser Teilersatz	BTEF 5		[m <sup>2</sup> ]	ZWBTEF 3,75
betroffene Platten Bituminöser Teilersatz	BTEP 10		[%]	ZWBTEP 2,32
	Schadenswert TWRIO =			<b>3,64</b>
	Schadenswertklasse =			<b>6</b>
<b>Pflaster:</b>				
Zustandsmerkmal	Zustandsgröße		Einheit	Zustandswert
Anteil Fläche mit offenen Pflasterfugen	RIS= 25		[%]	ZWRIS= 4,50
betroffene Fläche mit Flickstellen ohne vergossene Risse	FLI= 1		[%]	ZWFLI= 1,50
betroffene Fläche mit sonstige Oberflächenschäden wie: Verschleiß, Abplatzungen und Zertrümmerungen	OBS= 1		[%]	ZWOBS= 1,50
	Schadenswert TWRIO =			<b>4,03</b>
	Schadenswertklasse =			<b>7</b>

Tab. A1.1: Zustandsmerkmale, Zustandsgrößen und Zustandswerte für Fahrbahnoberflächen entsprechend FGSV Arbeitspapier Nr. 9/A1.2 anhand von Beispielen; Eingabe = Zustandsgrößen, Ausgabe = Zustandswerte, Schadenswert TWRIO und Schadenswertklasse.

Die Straßenbaubehörden sollen laut ZEB daraus wie folgt urteilen:

- Der Zustandswert 1.5 kennzeichnet den Zielwert für eine Straße.
- Der Zustandswert 3.5 wird mit Warnwert bezeichnet. Der Warnwert beschreibt einen Zustand, dessen Erreichen Anlass zu intensiver Beobachtung, zur Analyse der Ursa-

chen für den schlechten Zustand und ggf. zur Planung von geeigneten Maßnahmen gibt.

- Der Zustandswert 4.5 wird mit Schwellenwert bezeichnet. Der Schwellenwert beschreibt einen Zustand, bei dessen Erreichen die Einleitung von baulichen oder verkehrsbeschränkenden Maßnahmen geprüft werden muss.

Die Zustandsgrößen (in **Tab. A1.1** links inklusive ihrer Zustandsmerkmale aufgeführt) müssen visuell erfasst werden. Dafür gibt die ZEB, Reihe V, z. B. Abschnitt V2 (Visuelle Zustandserfassung Außerortsstraßen) Handlungshinweise und Erfassungsbögen vor.

Die Erfassung der Zustandsgrößen auf Asphalt (und auch Pflasterstraßen) sollte laut ZEB grundsätzlich auf Basis eines Flächenrasters erfolgen. Die Erfassung der Zustandsgrößen auf Betonfahrbahnen sollte grundsätzlich auf der Basis der einzelnen Platten erfolgen. Die Erfassung sollte bei weitgehend trockenen Fahrbahnen durchgeführt werden. Die Ergebnisse sollten repräsentativ für einen ca. 100 m langen Abschnitt der Straße im Bereich der betrachteten Messstelle sein.

Sind für einen Straßenabschnitt die Zustandsgrößen aufgenommen und der Schadenswert TWRIO berechnet kann dieser noch in eine Schadenswertklasse eingeordnet werden. Die ZEB schlägt 8 Klassen vor: Schadenswert  $<1.5$  entspricht Klasse 1 (sehr gut) bis hin zu  $\geq 4.5$  entspricht Klasse 8 (sehr schlecht). Siehe **Tab. A1.2**.

#### **A1.4 Zustandserfassung und -bewertung der anliegenden Gehwege und Parkflächen**

Die Übernahme des Erfassungs- und Bewertungsverfahrens für Fahrbahnoberflächen wird für die an die Straße anliegenden Bereiche als nicht sinnvoll angesehen, denn hier wird insbesondere das vorhandene Staubpotential für die Emission bzw. die Verschleppung von Staub auf die Straße wichtig sein. Die Erfahrungen an der Lützner Straße und an der Schildhornstraße deuteten damals an, dass dort insbesondere die Befestigungsart der Parkflächen (unbefestigt, schlecht befestigt etc.), das Vorhandensein von Parkflächen (befestigt, unbefestigt etc.) und die vorliegende Sauberkeit eine Rolle gespielt haben könnte.

Schadenswert- klasse	Schadenswert TWRIO	Farbe	Vorschlag für ver- bale Beurteilung
1	<1.5	blau	sehr gut
2	1.5 bis <2.0	grün	gut
3	2.0 bis <2.5	grün	gut
4	2.5 bis <3.0	grün	gut
5	3.0 bis <3.5	grün	gut
6	3.5 bis <4.0	gelb	schlecht
7	4.0 bis <4.5	gelb	schlecht
8	≥4.5	rot	sehr schlecht

Tab. A1.2: Klassifizierung des Schadenswertes TWRIO von Fahrbahnoberflächen in Schadenswertklassen inklusive deren farblicher Zuordnung bei grafischen Darstellungen und Vorschlag für verbale Beurteilung in Anlehnung an FGSV (2001)

Deshalb wurde folgende dreistufige Einteilung für den Schadenswert der Gehwege/Parkflächen vorgeschlagen:

- 1: sehr guter Zustand, Bürgersteige/Parkflächen befestigt und sauber
- 2: weniger guter Zustand, Bürgersteige/Parkflächen zwar befestigt, aber verschmutzt oder rissig und löchrig
- 3: schlechter Zustand, Bürgersteige/Parkflächen unbefestigt oder sehr stark verschmutzt.

### A1.5 Bestimmung der Straßenzustandklasse

Für die Ermittlung der Straßenzustandklasse („gut“ oder „schlecht“) wurde die in **Tab. A1.3** aufgezeigte Zusammenführung der Parameter Fahrbahnmaterial, Schadenswertklasse der Fahrbahn nach ZEB und Schadenswert Gehweg/Parkflächen vorgeschlagen. Dabei wurde ein Wichtungsfaktor festgelegt, die den Schwerpunkt auf die Fahrbahnoberfläche (50 %) legt. Als zweitwichtigster Parameter wird das Fahrbahnmaterial (Wichtungsfaktor 30 %) angesehen, wobei Beton günstigster als Asphalt bewertet wird. Nach Sieker und Grottker (1988) beträgt der Abrieb bei Zementbetonfahrbahnen ca. 1/3 des Abriebs bei Asphaltfahrbahnen. Deshalb erhält Beton den Abriebswert 1, Asphalt den Abriebswert 3. Über die Abriebsfestigkeit von Pflastersteinen liegen keine Informationen vor, sie sind wohl aber deutlich abriebsfester als z. B. Asphalt. Deshalb wird dem Pflaster die Klasse 0.5 zugeordnet. Die restlichen 20 % werden dem Einfluss des Schadenswertes Gehweg/Parkflächen zugeordnet. In **Tab. A1.3** ist dies an den Beispielen Lützner Straße und Schildhornstraße aufgezeigt. Für

die Abriebswerte und Wichtungsfaktoren in **Tab. A1.3** gibt es keine näheren Informationen bzgl. deren Plausibilität. Mangels Informationen wurden sie in vorliegender Untersuchung als Schätzwerte angesetzt.

Für die derzeitige für die Anwendung erforderliche Unterteilung in die Straßenzustandsklassen „gut“ oder „schlecht“ wurde in Lohmeyer (2003a) (allerdings ohne diesbezügliche Erfahrung) vorgeschlagen, die Schwelle bei einem Wert für den Straßenzustand von 3.5 anzusetzen, mit <3.5 als gut.

1. Klassifizierung Fahrbahnmaterial			Abriebswert:		
Pflaster			0.5		
Beton			1		
Asphalt			3		
2. Schadenswertklasse der Fahrbahn:					
Berechnet aus Zustandswerten der Straße entsprechend Arbeitspapier Nr. 9/A1.2 zur Zustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen (ZEB)			1 bis 8		
3. Schadenswert der Gehwege und/oder anliegenden Parkflächen					
sehr guter Zustand, Gehwege/Parkflächen befestigt und sauber			1		
weniger guter Zustand, Gehwege/Parkflächen zwar befestigt, aber verschmutzt oder rissig und löchrig			2		
schlechter Zustand, Gehwege/Parkflächen unbefestigt oder sehr stark verschmutzt			3		
Grenze für die Straßenzustandsklasse gut/schlecht: Straßenzustand = 3.5					
	Schadenswertklasse Material	Schadenswertklasse Straße	Schadenswertklasse Gehweg/Parkflächen	Straßen- zustand	Straßenzustands- klasse für E-Berechnung
Wichtungsfaktor:	0.3	0.5	0.2		
Lützner Straße:	3	6	3		Lützner Straße:
	0.9	3	0.6	4.50	SCHLECHT
Schildhornstraße:	3	1	1		Schildhornstraße:
	0.9	0.5	0.2	1.60	GUT

Tab. A1.3: Schema zur Ermittlung des Straßenzustandes und der Straßenzustandsklasse zur PM10-Emissionsbestimmung und Angabe zweier Beispiele

## A1.6 Bewertung für die untersuchten Straßen

Das in den vorherigen Kapiteln beschriebene Verfahren wurde auf die untersuchten Straßen angewendet. Das Ergebnis ist in **Tab. A1.4** aufgeführt.



	<b>Kennung Material</b>	<b>Schadenswert- klasse Straße</b>	<b>Schadenswert Gehweg/Parkflächen</b>	<b>Straßen- zustands- klasse</b>	<b>Straßenzustand im Sinne der PM10- Emissionsmodellie- rung</b>
Berliner Straße vor Sanierung	3 (hoher Anteil Asphaltflicken auf Pflaster)	6	1 (in Ordnung)	4.1	schlecht
Berliner Straße nach Sanierung	3 (Asphalt)	1	1 (in Ordnung)	1.6	gut
Lützner Straße vor Sanierung	3 (Asphalt)	6	3 (Verschmutzung, Verschleiß)	4.5	schlecht
Lützner Straße nach Sanierung	3 (Asphalt)	1	1 (In Ordnung)	1.6	gut
Bergstraße Erfurt vor Sanierung	0.5 (Pflaster- steine)	6	3 (Beete, Verschmut- zung, Verschleiß)	3.8	schlecht
Bergstraße Erfurt nach Sanierung	3 (Asphalt)	1	1 (in Ordnung)	1.6	gut
Bergstraße Dres- den	3 (Asphalt)	1	2 (Kleinpflaster)	1.8	gut
Schildhornstraße	3 (Asphalt)	1	1 (in Ordnung)	1.6	gut
Merseburger Straße	3 (Asphalt)	1	1 (in Ordnung)	1.6	gut
B 10	3 (Asphalt)	1	1 (Befestigt und/oder mit Gras bewachsen)	1.6	gut
Jagtvej	3 (Asphalt)	1	1 (in Ordnung)	1.6	gut

Tab. A1.4: Kenndaten zur Ermittlung des Straßenzustandes im Sinne der bisherigen PM10-Emissionsmodellierung

Die schlechteste Straßenzustandsklasse weist danach die Lützner Straße vor der Sanierung auf. Die Berliner Straße vor der Sanierung war nur unwesentlich besser. Auch die Bergstraße in Erfurt musste vor der Sanierung noch mit schlecht bewertet werden, mit 3.8 lag der Wert allerdings nur gering über dem (willkürlich) festgelegten Schwellenwert von 3.5. Die anderen Straßenabschnitte einschließlich der genannten nach der Sanierung waren in einem guten Zustand (Straßenzustandsklasse 1.6 bis 1.8).

## **Teil A2:**

# **Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen**

Ingo Düring  
Achim Lohmeyer  
Antje Moldenhauer

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG  
Karlsruhe und Dresden

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>AUFGABENSTELLUNG</b> .....	<b>150</b>
<b>2</b>	<b>VORGEHENSWEISE</b> .....	<b>151</b>
	2.1 Literaturoauswertung .....	151
	2.2 Datenrecherche .....	151
	2.3 Berechnung der motorbedingten Emissionen .....	151
	2.3.1 Aktualisierung der Flottenzusammensetzung .....	153
	2.3.2 Einfluss der geänderten Flottenzusammensetzung auf die Emissionen .....	157
	2.3.3 PKW-Flottenzusammensetzung an den Messorten.....	159
	2.3.4 Ergänzung der Emissionsfaktoren.....	160
	2.4 Ermittlung Verkehrssituationen .....	164
	2.5 Datenauswertung.....	165
<b>3</b>	<b>STAND DER WISSENSCHAFTLICHEN ERKENNTNISSE</b> .....	<b>166</b>
	3.1 Ausgangssituation .....	166
	3.2 Literaturrecherche.....	167
	3.3 Einfluss Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM <sub>x</sub> -Emission .....	168
<b>4</b>	<b>ZUSAMMENSTELLUNG DER DATENSÄTZE</b> .....	<b>177</b>
	4.1 B 10 bei Karlsruhe .....	177
	4.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	177
	4.1.2 Datenverfügbarkeit .....	180
	4.2 Bergstraße in Dresden.....	181
	4.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	181
	4.2.2 Datenverfügbarkeit .....	182
	4.3 Schildhornstraße in Berlin.....	185
	4.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	185
	4.3.2 Datenverfügbarkeit .....	186

<b>5</b>	<b>AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER B10 BEI KARLSRUHE .....</b>	<b>189</b>
5.1	Beschreibung der verkehrlichen Situation.....	189
5.2	Ergebnisse der Auswertungen.....	194
<b>6</b>	<b>AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER BERGSTRASSE IN DRESDEN.</b>	<b>197</b>
6.1	Bestimmung der Fahrzeuggeschwindigkeiten und der Verkehrssituation .....	197
6.1.1	Allgemeines.....	197
6.1.2	Verkehrssituationen.....	198
6.1.3	Fahrzeuggeschwindigkeiten .....	201
6.1.4	Verkehrsstärken .....	201
6.2	Auswertung der Immissionsdaten.....	204
<b>7</b>	<b>AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER SCHILDHORNSTRASSE .....</b>	<b>213</b>
7.1	Fahrzeuggeschwindigkeiten .....	215
7.2	Auswertung der Immissionsdaten.....	216
<b>8</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>226</b>
8.1	Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit und des Verkehrsflusses.....	226
8.2	Abgeleitete Emissionsfaktoren.....	229
<b>9</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>231</b>

Hinweise:

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

---

## ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

### **Emission / Immission**

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug oder anderen Emittenten ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist  $\mu\text{g}$  (oder  $\text{mg}$ ) Schadstoff pro  $\text{m}^3$  Luft.

### **Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung**

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  oder  $\text{mg}/\text{m}^3$  angegeben.

### **Grenzwerte / Vorsorgewerte**

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen, die nicht überschritten werden dürfen, siehe z.B. Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

### **Jahresmittelwert / 98-Perzentilwert / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)**

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngößen Jahresmittelwert, 98-Perzentilwert und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber

sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration. Der Gesetzgeber hat deshalb zusätzlich zum Jahresmittelwert z.B. den so genannten 98-Perzentilwert (oder 98-Prozent-Wert) der Konzentrationen eingeführt. Das ist derjenige Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird.

Die Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (22. BImSchV) fordert die Einhaltung weiterer Kurzzeitwerte in Form des Stundenmittelwertes der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen von 200 µg/m<sup>3</sup>, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 µg/m<sup>3</sup>, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der 98-Perzentil- bzw. Jahresmittelwerte. Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

### **Verkehrssituation**

Emissionen und Kraftstoffverbrauch der Kraftfahrzeuge (Kfz) hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten ab, das durch unterschiedliche Betriebszustände wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit, Bremsverzögerung etc. charakterisiert ist. Das typische Fahrverhalten kann zu so genannten Verkehrssituationen zusammengefasst werden. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad, Vorfahrtregelung etc. charakterisiert. In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ sind für verschiedene Verkehrssituationen Angaben über Schadstoffemissionen angegeben.

### **Feinstaub / PM10**

Mit Feinstaub bzw. PM10 werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.

## 1 AUFGABENSTELLUNG

Wesentliche Grundlagen für technische Verbesserungen und Minderungen von Emissionen durch den Straßenverkehr und für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen im Rahmen von Genehmigungsverfahren sind Kenntnisse der Emissionsprozesse und deren Beitrag zu den Gesamt-PM10-Emissionen und -Immissionen. Die Emissionsprozesse lassen sich in Feinstaubquellen (<PM2.5, im Wesentlichen Auspuffpartikel) und Grobstaubquellen (im Wesentlichen PM2.5-10, Abriebe und Resuspension) aufteilen. Meteorologische Größen können sowohl auf die Ausbreitungsbedingungen (Immissionen) aber auch auf die Emissionsbedingungen wirken. Der Straßenzustand wird eher nur auf die Emissionsbedingungen Einfluss haben. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten wiederum auf die Emission aber auch auf die Ausbreitung (fahrzeugerzeugte Turbulenz).

Das Gesamtziel dieses Forschungsprojektes besteht darin, die Kenntnisse auf dem Gebiet der straßenverkehrsbedingten PM10-Emissionen und -Immissionen, in Abhängigkeit von relevanten Einflussgrößen wie Meteorologie (Feuchte, Strahlung, Temperatur, Niederschlag, Windverhältnisse), Straßenzustand sowie Fahrzeuggeschwindigkeiten auszubauen. Die Ergebnisse sollen ggf. in das Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen integriert werden.

Der vorliegende Bericht besteht aus Teil A (Fachbericht) sowie Teil B (Teilberichte des IFEU Heidelberg und der TU Dresden).

Der Teil A ist hierbei auf Wunsch des Auftraggebers noch mal unterteilt in

- Teil 1: Einfluss des Straßenzustandes auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen
- Teil 2: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen
- Teil 3: Einfluss der Meteorologie auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen

Der vorliegende Bericht enthält den Teil A2.

## **2 VORGEHENSWEISE**

Zur Erreichung des Projektziels wurde folgendermaßen vorgegangen:

### **2.1 Literaturlauswertung**

Aufbauend auf der für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) und der Bundesanstalt für Straßenwesen im Jahr 2003/2004 durchgeführten Literaturrecherche zur PM10-Emissionsmodellierung (Lohmeyer, 2004a und b) wurden aktuelle nationale und internationale Ergebnisse von Forschungsprojekten sowie weitere Literatur über den Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PMx-Belastungen (PM10 und kleiner) an Straßen analysiert und systematisiert.

### **2.2 Datenrecherche**

Es wurden Datensätze von den zuständigen Immissionsschutzbehörden der Bundesländer abgefragt und aufbereitet, die im Sinne der Aufgabenstellung ausgewertet werden konnten.

### **2.3 Berechnung der motorbedingten Emissionen**

Für fast alle zu betrachtenden Straßenabschnitte können durch die vorhandene Datenlage Ausbreitungsberechnungen mit MISKAM durchgeführt bzw. PM10-Emissionsfaktoren mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleitet werden. Die Genauigkeit dieser Methoden hängt u. a. entscheidend von der Güte der NO<sub>x</sub>- bzw. PM10-Emissionsbestimmung ab.

Deshalb führte das IFEU-Institut führte im Rahmen dieser Studie die Berechnung der Abgasemissionen des Kraftfahrzeugverkehrs von NO<sub>x</sub>, Partikeln und EC (elementarem Kohlenstoff) mit TREMOD IFEU (2005) bzw. dem Handbuch Emissionsfaktoren UBA (2004) auf Basis von Verkehrsdaten und Verkehrssituationen durch. Damit ist gewährleistet, dass aktuelle Erkenntnisse bei der Entwicklung der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in das Projekt einfließen. Die entsprechenden Erläuterungen und Ergebnisse sind im Teil B des vorliegenden Berichtes abgelegt. Auf wesentliche Grundlagen wird im Folgenden eingegangen.

Die von Ingenieurbüro Lohmeyer bzw. der TU Dresden aufbereiteten Verkehrsdaten beinhalten eine Differenzierung der Verkehrsmengen (Fahrzeuge/Zeiteinheit an einer Stelle)



- nach Fahrzeugart (PKW, Schwere Nutzfahrzeuge, Leichte Nutzfahrzeuge)
- und Verkehrssituation (analog den Verkehrssituationen des Handbuchs Emissionsfaktoren).

Auf dieser Basis werden die mittleren Emissionen (g/Jahr) des jeweiligen untersuchten Abschnittes ermittelt.

### **Flottenzusammensetzung**

Die Fahrzeugflotte setzt sich aus Fahrzeugen unterschiedlichen Alters und Emissionsverhalten zusammen. Diese Zusammensetzung hängt sehr dynamisch von den Randbedingungen (z. B. Förderung von Dieselpartikelfiltern, Steuerunterschiede Otto- und Dieseldieselkraftstoff) und damit dem Verhalten der Kfz-Nutzer ab. In TREMOD wird diese Zusammensetzung laufend entsprechend der aktuellen Studien und Statistiken aktualisiert.

Für die Berechnungen der Emissionen wurde die aktuellste verfügbare Version der Bestandeszusammensetzungen in TREMOD verwendet und durch evtl. lokal verfügbare spezielle Daten ergänzt werden.

### **Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel**

Die Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel werden in TREMOD laufend fortentwickelt. Dabei werden die Ergebnisse von nationalen als auch internationalen Messprogrammen berücksichtigt. Schon heute zeigen sich Unterschiede in der Höhe der Emissionsfaktoren aus dem „Handbuch Emissionsfaktoren“ (UBA, 2004) und der aktuellsten Version von TREMOD.

Für die Berechnungen wurde die aktuellste verfügbare Version der Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel zur Ermittlung der Emissionen aller Fahrzeugklassen nach der im Handbuch Emissionsfaktoren abgelegten Systematik der Verkehrssituationen für die in den ausgewählten Straßen vorkommenden Verkehrssituationen verwendet.

### **Emissionsfaktoren für Otto-Partikel und EC (Elementarer Kohlenstoff)**

Weder im Handbuch Emissionsfaktoren noch in TREMOD sind bisher Emissionsfaktoren für Otto-Partikel und EC ausgewiesen. Die bisher durchgeführten Untersuchungen berücksich-

tigten Emissionen von Otto-Partikel nicht - damit kommt es evtl. zu einer Überschätzung der Wiederaufwirbelungsemissionen.

Elementarer Kohlenstoff (EC) wird als ein guter Tracer für Partikelabgase von Kraftfahrzeugen angesehen IFEU (2000). Deshalb wurde dieser in die Betrachtungen einbezogen.

IFEU bearbeitet zur Ermittlung von Emissionsfaktoren zu den Emissionen von Otto-Partikeln und EC die neueste nationale und internationale Literatur bzw. startete eine entsprechende Umfrage unter den einschlägig bekannten Messinstituten. Darauf aufbauend wurden die Emissionen von Otto-Partikel und EC für die ausgewählten Straßenabschnitte ermittelt.

### **2.3.1 Aktualisierung der Flottenzusammensetzung**

Mit der neuen Version TREMOD 4 wurden umfangreiche Änderungen an den Basisdaten und Annahmen durchgeführt. Diese Änderungen betreffen beim Straßenverkehr fast alle Parameter, die zur Emissionsberechnung erforderlich sind. Die wichtigsten Änderungen werden im Folgenden zusammengefasst:

#### **2.3.1.1 Neue Emissionsfaktoren des HBEFA 2.1**

In der neuen Version des „Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1“ wurde die Datenbasis für Emissionsfaktoren umfangreich aktualisiert. Die wichtigsten Änderungen gegenüber der HBEFA-Version 1.2, die auch Basis von TREMOD 3.1 war, sind im Folgenden aufgelistet. Nähere Erläuterungen befinden sich in der HBEFA-Dokumentation UBA (2004):

PKW:

- Emissionsfaktoren auf der Basis neuer Emissionsmessungen bis EURO 3 (Otto) bzw. EURO 2 (Diesel)
- Neue Abhängigkeiten des Kaltstartzuschlags von der Außentemperatur für Otto-PKW EURO 2 und neue Distanzabhängigkeiten

Leichte Nutzfahrzeuge (LNF):

- Neu werden für alle Konzepte die Größenklassen „M1+N1-I“, „N1-II“ sowie „N1-III“ unterschieden (bisher: keine Unterscheidung der Größenklassen).

- 
- Neu werden alle Emissionsfaktoren für einen mittleren Beladungsgrad von 30 % (bisher: 0 %) angegeben.
  - Neue Emissionsmessungen bis EURO 2 (Otto) bzw. EURO 1 (Diesel).
  - Neue Anhängigkeiten des Kaltstartzuschlags von der Außentemperatur für Otto-LNF EURO 2 und neue Distanzabhängigkeiten.

#### Motorisierte Zweiräder:

- Vollständige Überarbeitung aller Emissionsfaktoren, inklusive älterer Konzepte.
- Aufnahme der künftigen Norm EURO 3
- Neuberechnung der HC-Emissionen infolge Tankatmung und Verdampfung nach Motorabstellen

#### Schwere Nutzfahrzeuge (SNF)/Busse:

- Vollständige Überarbeitung aller Emissionsfaktoren, auch der älteren Konzepte.
- Neue Messungen der Motorkennfelder für EURO 1, EURO 2 und EURO 3 - in Zusammenarbeit mit COST 346 und ARTEMIS (bisher: neueste Messungen repräsentierten die Schicht „80er Jahre“).

#### Weitere Änderungen:

- Die Schadstoffe  $N_2O$  und  $NH_3$  sind neu festgelegt und abhängig von der Straßenkategorie (Autobahn, außerorts, innerorts).
- Der Einfluss schwefelfreien Kraftstoffes auf die Emissionen wurde integriert (nach Abschätzungen des Umweltbundesamtes, im HBEFA 2.1 wurde ein davon abweichender Ansatz verwendet).
- Überarbeitung des Kraftstoffverbrauchs der PKW in Anlehnung an die Verbrauchsmessungen bzw. die  $CO_2$ -Emissionen von Neufahrzeugen der letzten Jahre.

#### 2.3.1.2 Aktualisierte Flottenzusammensetzung in TREMOD 4

Für das HBEFA 2.1 lagen verschiedene Basisdaten zu den aktuellen Fahrzeugbeständen und den Fahrleistungen in Deutschland zum Zeitpunkt der Erstellung im Spätjahr 2003 noch

nicht vor. Diese Aktualisierungen konnten erst in TREMOD 4 berücksichtigt werden. Die wichtigsten Änderungen sind in den folgenden Abschnitten dokumentiert (weitere Details in IFEU, 2005).

### **Fahrzeugbestände**

In der TREMOD-Version 4 wurden gegenüber dem HBEFA 2.1 die Fahrzeugbestände aktualisiert. Dafür stand eine Auswertung zur Verfügung, die das Kraftfahrt-Bundesamt im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen für TREMOD durchgeführt hat. Für die einzelnen Fahrzeugkategorien ergaben sich dadurch folgende Anpassungen:

#### **PKW:**

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; bei Diesel-PKW wird jetzt wie bei Otto-PKW in drei Größenklassen differenziert; der Anteil an Diesel-PKW ist nun 2003 bereits höher als bisher abgeschätzt.
- Aktualisierung der Fortschreibung im Basisszenario mit höherem Anteil der Diesel-PKW an den Neuzulassungen und aktuellen Überlebensraten; Zukünftig weiterer Trend zur Verlängerung der Lebensdauer von PKW aufgrund höherer Überlebensraten der Altersjahrgänge 14 bis 28.
- Berücksichtigung von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen ab 2005.

#### **LNF:**

- Differenzierung in drei Größenklassen entsprechend der Emissionsgesetzgebung
- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der neuen KBA-Daten musste insbesondere die bisher geschätzte Schichtzusammensetzung modifiziert werden.

#### **Motorisierte Zweiräder:**

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der KBA-Auswertung konnte der bisher geschätzte Anteil der 2-Takt- bzw. 4-Takt-Fahrzeuge bestimmt und der TREMOD-Datensatz aktualisiert werden. Die aktualisierten Bestandsdaten enthalten nun einen geringeren Anteil an 2-Takt-Fahrzeugen als bisher.

#### **Schwere Nutzfahrzeuge:**

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der KBA-

---

Auswertung gab es geringe Verschiebungen in den Anteilen der Emissionsstandards.

Busse:

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; leider liefert die KBA-Statistik kein verlässliches Kriterium für die Aufteilung des Bestands nach Linien- und Reisebussen, so dass diese Zuordnung wie bisher geschätzt werden musste.

### **Neue Fahrleistungsdaten**

Die Untersuchungen zur Mobilität in Deutschland 2002 mit der darauf basierenden Fahrleistungserhebung brachten neue Erkenntnisse zur Fahrleistung der einzelnen Fahrzeugkategorien und zur Zusammensetzung der Fahrleistungen innerhalb einer Kategorie (Details siehe in IFEU (2005). Auch hierzu die wichtigsten Änderungen:

PKW:

- Die Zeitreihe der PKW-Gesamtfahrleistung wurde modifiziert; sie liegt nun ab 1995 und insbesondere ab 2000 höher als bisher, vor 1994 niedriger, entsprechend dem Verlauf in „Verkehr in Zahlen 2004/2005“
- Die mittlere Jahresfahrleistung der PKW nach Antriebsart und Alter wurde entsprechend den Ergebnissen der Fahrleistungserhebung 2002 angepasst: Diesel-PKW haben nun insbesondere in den Jahren ab 2000 eine höhere durchschnittliche Jahresfahrleistung als bisher. Außerdem wurde bei Otto-PKW die durchschnittliche Jahresfahrleistung nach Fahrzeugalter angepasst, da sich aus den Erhebungen eine geringere Abhängigkeit der mittleren Fahrleistung vom Alter ergab als bisher angenommen.

LNF und SNF:

- Die Fahrleistung wurde angepasst; bei LNF ist sie nun im Jahr 2002 höher, bei SNF geringer als bisher angenommen. Daraus ergibt sich auch eine entsprechende Anpassung in den Folgejahren.

### **Ergebnisse Flottenzusammensetzung**

Die Anpassung der Bestands- und Fahrleistungsdaten bewirkt bei allen Fahrzeugkategorien eine geänderte Flottenzusammensetzung. Exemplarisch sind in der folgenden **Abb. 2.1** die Fahrleistungsanteile der PKW und Linienbusse im Innerortsverkehr in Deutschland im Jahr 2006 dargestellt. Die wichtigsten Unterschiede in dem gezeigten Beispiel sind:

- Der Anteil der Diesel-PKW an der PKW-Fahrleistung ist in TREMOD 4 höher als im HBEFA 2.1.
- Bei Otto-PKW haben älteren Fahrzeuge nun einen höheren Fahrleistungsanteil.
- Bei den Linienbussen haben die älteren Emissionsstandards einen höheren Anteil, allerdings wird ein hoher Anteil an Fahrzeugen mit Partikelfilter berücksichtigt.

Für das vorliegende Projekt wurden die Flottenzusammensetzungen unter Berücksichtigung aktueller Entwicklungen sowie der konkreten Situation vor Ort nochmals überprüft und ggf. modifiziert. Insbesondere der Anteil Diesel-PKW mit Partikelfilter erscheint aus heutiger Sicht für das Jahr 2006 zu optimistisch zu sein.

### **2.3.2 Einfluss der geänderten Flottenzusammensetzung auf die Emissionen**

Die aktualisierte Flottenzusammensetzung wirkt sich unterschiedlich auf die mittleren Emissionsfaktoren aus, da sowohl Änderungen, die sich emissionserhöhend als auch Änderungen, die sich emissionsmindernd auswirken zu berücksichtigen waren. In der **Abb. 2.2** sind beispielhaft die mittleren Emissionsfaktoren der Pkw und Linienbusse im Innerortsverkehr in Deutschland 2006 dargestellt.

Tendenziell sind die NO<sub>x</sub>-Emissionen der PKW im Jahr 2006 mit der aktualisierten Datenbasis etwas höher, während die PM-Emissionen der Dieselfahrzeuge aufgrund der Berücksichtigung von Fahrzeugen mit Partikelfiltern geringer sind. Allerdings wird dies im Flottendurchschnitt durch den höheren Anteil an Diesel-PKW kompensiert.

Zusätzlich zu den warmen Emissionen muss der Kaltstarteinfluss berücksichtigt werden. Dieser ist im HBEFA in Gramm je Start ausgewiesen. In TREMOD wird der gesamte Kaltstart gleichmäßig auf den Innerortsverkehr verteilt. Im weiteren Verlauf des Projektes muss entschieden werden, ob der Kaltstart wie in TREMOD durchschnittlich hinzugerechnet werden kann oder ob konkrete Situationen vor Ort eine differenzierte Berechnung erforderlich machen.

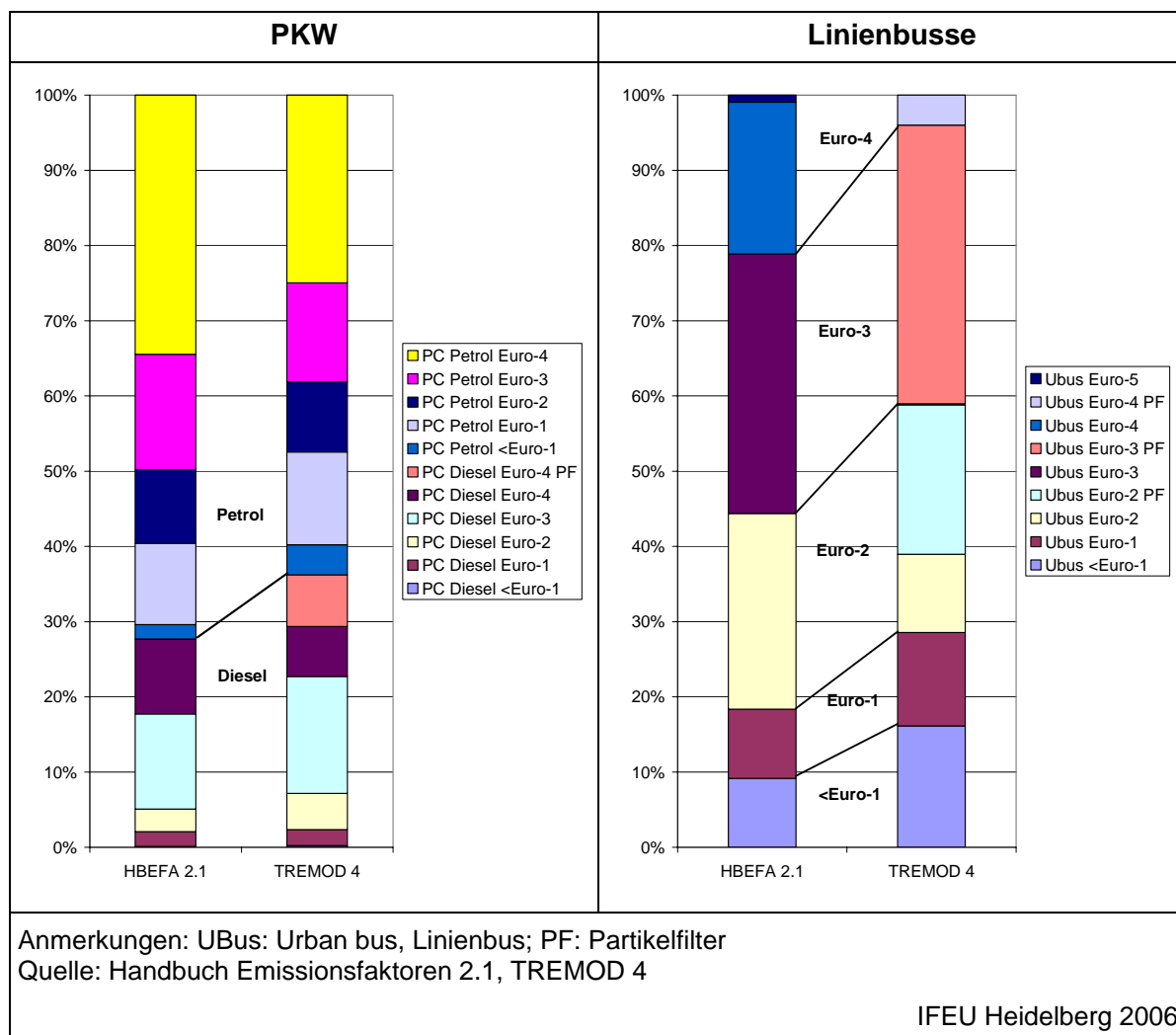


Abb. 2.1 Fahrleistungsanteile im Innerortsverkehr Deutschland 2006 für PKW und Linienbusse - TREMOD 4 im Vergleich zu HBEFA 2.1

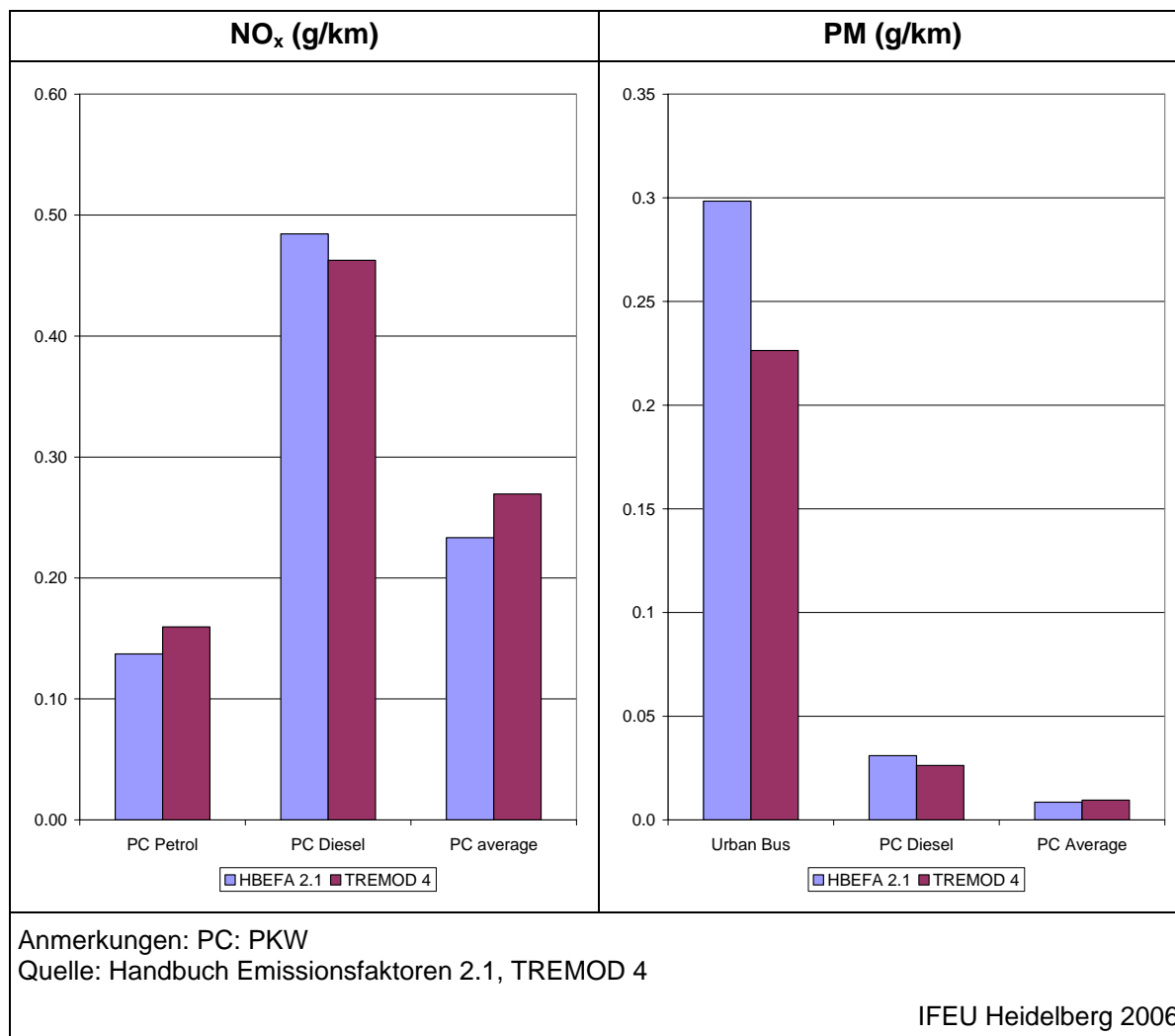


Abb. 2.2 Warme Emissionsfaktoren im Innerortsverkehr Deutschland 2006 für PKW und Linienbusse - TREMOD 4 im Vergleich zu HBEFA 2.1

### 2.3.3 PKW-Flottenzusammensetzung an den Messorten

Die PKW-Flottenzusammensetzung unterscheidet sich je nach Region. An Messorten in den Neuen Bundesländern beispielsweise besitzen Otto-PKW einen höheren Fahrleistungsanteil, als in den Alten Bundesländern. Mittels KBA-Bestandsdaten und Fahrleistungsanteilen aus TREMOD wurde deshalb eine Fahrleistungsanpassung für die PKW-Antriebskonzepte je Messort durchgeführt (siehe vollständigen Bericht von IFEU im Teil B der vorliegenden Arbeit). Die Bestandsdaten wurden vom KBA für die jeweiligen Regierungsbezirke angegeben. Für Erfurt und Nauen fehlte diese detaillierte Angabe, weshalb die Bestandsdaten für Thüringen und Brandenburg zur Berechnung herangezogen wurden. Die angesetzten Bestände



beziehen sich auf den 01. Juli des jeweiligen Jahres. Da für das Jahr 2000 keine Zahlen vorlagen, wurde eine lineare Interpolation auf Basis der Werte von 1999 und 2001 durchgeführt. Für die Schätzung der regionalen Bestände im Jahre 2007 dienten die Wachstumsraten für 2006, welche wiederum aus einer KBA-Statistik [KBA (2007)] übernommen wurden. Nach dem die Fahrleistungsanteile für jeden Messort vorlagen, konnten die PKW-Emissionsfaktoren aus TREMOD neu gewichtet werden.

### **2.3.4 Ergänzung der Emissionsfaktoren**

Wie in der Einleitung erwähnt ist die Angabe von EC-Emissionen und Partikelemissionen der Otto-PKW sinnvoll. Da das HBEFA keine Daten dazu liefert, wurden Emissionsfaktoren für diese zwei Kategorien hergeleitet. Vorgehensweise und Ergebnisse sind im Folgenden aufgeführt.

#### **2.3.4.1 EC-Gehalt der Partikelemissionen**

Im Jahr 1999 wurden im Auftrag des Umweltbundesamtes bereits EC-Anteile der PM-Emissionen für den Innerortsbereich abgeleitet [ITA (1999)]. Diese wurden auf Basis aktueller Messdaten überprüft und wenn möglich korrigiert.

Studien aus dem EU-Ausland HEI (2006) konnten aufgrund abweichender Messverfahren, Fahrzyklen, Fahrzeugtechnologien und Kraftstoffcharakteristika nicht berücksichtigt werden. Verwertbare Messdaten lagen von AECC (2006) und TNO (2003) vor. Größtenteils konnten die in der Studie von 1999 ermittelten Werte bestätigt werden. Für Fahrzeuge mit Partikelfilter wurden Werte aus AECC (2006) übernommen. In **Tab. 2.1** sind die Ergebnisse dargestellt:

	<b>ECE R 15/05</b>	<b>Euro 2</b>	<b>Euro 3</b>	<b>Euro 4</b>
Diesel-Pkw ohne Partikelfilter	80 %	80 %	80 %	80 %
Diesel-PKW mit Partikelfilter	-	-	-	1 %
Schwere Nutzfahrzeuge	40 %	40 %	40 %	40 %
Schwere Nutzfahrzeuge mit Partikelfilter	-	-	-	1 %
Otto-PKW	60 %	60 %	60 %	60 %

Tab. 2.1 EC-Gehalt an den Partikelemissionen für Innerortsbereich [eigene Darstellung in Anlehnung an ITA (1999)]

#### 2.3.4.2 Ableitung von PM-Emissionsfaktoren für Otto-PKW

Bisher wurden Partikelemissionen von Otto-Fahrzeugen bei der Berechnung von PM-Emissionen des Straßenverkehrs größtenteils vernachlässigt. Das aktuelle Emissionsinventar der Schweiz [BUWAL (2004)] verwendet Emissionsfaktoren für Otto-Kfz (PKW, Leichte Nutzfahrzeuge und motorisierte Zweiräder), die im Zeitverlauf abnehmen (z. B. Otto-PKW 2000: 0.5 mg/km, 2010: 0.2 mg/km, ab 2015 0.1 mg/km). Basis dieser Werte ist der Bericht [BUWAL (2001)] sowie Angaben von ACEA und CONCAWE. Mittlerweile liegen weitere neue Untersuchungsergebnisse vor, z. B. aus dem EU-Forschungsvorhaben PARTICU-LATES. [LAT (2005)]. Das Handbuch Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) setzt die PM-Emissionen für Otto-PKW bisher jedoch mit Null an [UBA (2004)].

Grundsätzlich ist die Berücksichtigung von PM-Emissionen für Otto-PKW aus folgenden Gründen angebracht:

- Prüfstand- und On-Road-Messungen [Norbeck (1998), EPA (1999), Kittelson (2003), LAT (2005)] zeigen, dass unter bestimmten Rahmenbedingungen die PM-Emissionen der Otto-PKW einen signifikanten Anteil an den Gesamt-PM-Emissionen des PKW-Verkehrs besitzen können.
- Die Nichtbetrachtung der Otto-PKW führt bei Berechnung des Verkehrsanteils an der PM-Immissionsbelastung zu falschen Verteilungen. Die Otto-Partikel werden in diesem Fall den anderen Quellen (Dieselmotor, Brems- und Reifenabrieb, Aufwirbelung) zugeordnet und deren Emissionen damit überbewertet.

## **Einflussfaktoren**

Die Höhe der Partikelemissionen eines Otto-PKW hängt direkt vom Verbrennungsvorgang im Motor ab, welcher wiederum von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird. Anhand vorliegender Forschungsergebnisse werden diese Einflussfaktoren kurz diskutiert.

### *Fahrzeugtechnologie*

Die Höhe der Partikelemissionen hängt von Baujahr und Einspritzsystem ab. Je älter das Fahrzeug ist, desto höher sind dessen PM-Emissionen. Dieser Effekt tritt besonders stark bei Fahrzeugen mit Baujahr vor 1990 auf [Norbeck (1998), EPA (1999)]. Bei neueren Modellen zeigt sich, dass direkt einspritzende Ottomotoren (DISI) mehr PM als konventionelle Ottomotoren mit homogener Gemischbildung (SI) emittieren (siehe Anhang A2). Die PM-Emissionsfaktoren der DISI-PKW sind für Euro-3 und Euro-4 annähernd gleich [Concawe (2003)].

### *Fahrdynamik*

Die PM-Emissionen von Otto-PKW sind ebenfalls von der Fahrdynamik abhängig [TNO (2003)]. Hohe Beschleunigungen (vor allem beim Urban Driving Cycle) führen zu einem Anstieg der Partikel-Emissionen. Zusätzlich verursachen bei DISI-PKW hohe Geschwindigkeitsniveaus (Artemis-Motorway) steigende Partikel-Emissionen.<sup>1</sup> Grund hierfür ist das zu niedrige Luft/Kraftstoff-Verhältnis ( $\lambda = 1$ , stöchiom. Gemisch) der DISI-Motoren bei Vollast [LAT (2005)].

### *Treibstoffqualität*

Forschungsergebnissen [LAT (2005), Hochhauser (2006)] zufolge hat der Schwefelgehalt des Treibstoffes einen vernachlässigbar kleinen Einfluss auf die PM-Emissionen von Otto-Fahrzeugen.

### *Außentemperatur*

Die Außentemperatur hat nur bei Kaltstartvorgängen Auswirkungen auf die PM-Emissionen der Otto-PKW. Demnach ist die emittierte Partikelmasse bei Kaltstart größer als bei

---

<sup>1</sup> Die EU denkt deshalb über die Einführung eines Partikel-Grenzwertes für DISI-PKW ab Euro-5 nach. [EP 2006]

Warmstart [Kittelson (2003), TNO (2003)]. Bei DISI-PKW ist dieser Effekt noch stärker [LAT (2004)].

## Öl

Betrachtungen des BUWAL zufolge bewirkte der hohe Ölverbrauch bestimmter Otto-PKW bis 1995 zusätzliche Partikel-Emissionen [BUWAL (2001)]. Ab dem Jahr 2000 sind diese Effekte vernachlässigbar klein.

### Abschätzung auf Basis vorhandener Messdaten

Da kaum Daten zum Neuen Europäischen Fahrzyklus (NEDC) zur Verfügung standen, wurde die Abschätzung der Emissionsfaktoren auf Basis von Artemis-Daten (CADC) durchgeführt [siehe Anhang 2). Neben Messdaten aus [LAT (2004)] und [AECC (2006)] wurden aus Messergebnissen hergeleitete Emissionsfaktoren des aktuellen EU Emission Inventory Guidebook „Corinair“ [EEA (2006)] verwendet. Darauf aufbauend konnten die in **Tab. 2.2** dargestellten Emissionsfaktoren grob abgeschätzt werden. Für Fahrzeuge, welche aufgrund ihres Alters keine Euro-Normierung besitzen werden die Werte für Euro-1/2 angesetzt. Für Fahrzeuge mit Euro-3-Norm lagen zudem einige hohe Emissionsfaktoren aus Messungen aus [TNO (2003)] vor. Da diese Messungen mit kombinierten CADC-Fahrzyklen durchgeführt wurden, konnten die Daten nur qualitativ einfließen. Eine Ableitung von Kaltstart-Faktoren war aufgrund mangelnder Daten nicht möglich. Die Fahrleistung der direkt einspritzenden Otto-PKW ist nach Expertenmeinung sehr gering, weshalb dieses Segment nicht weiter betrachtet wurde. Bezüglich der fahrdynamischen Aspekte waren keine weiteren Anpassungen der Faktoren nötig, da die Messdaten dies bereits abbilden.

<b>PM [mg/km]</b>	<b>Innerorts</b>	<b>Außerorts</b>	<b>Autobahn</b>
< Euro 1	2.5	2.0	2.0
Euro 1	2.5	2.0	2.0
Euro 2	2.5	2.0	2.0
Euro 3	1.5	1.0	1.5
Euro 4	0.7	0.5	0.7

Tab. 2.2 PM-Emissionsfaktoren für Otto-Fahrzeuge

### 2.3.4.3 Emissionsfaktoren für Tempo 30-Zonen

Mit dem HBEFA lässt sich die Wirkung von Tempo 30-Zonen nicht berechnen, da die Emissionsfaktoren für entsprechende Verkehrssituationen nicht enthalten sind. Die Gründe dafür sind zum einen, dass die Basisemissionsfunktionen aus Fahrzyklen abgeleitet wurden, die in dem typischen Geschwindigkeits-/Beschleunigungsbereich von Tempo 30-Zonen nicht genug Werte aufwiesen, um verlässliche Emissionsfaktoren ableiten zu können. Zum anderen fehlen repräsentative und systematische Fahrverhaltensuntersuchungen in ausreichender Anzahl.

Auswertungen des Umweltbundesamtes zeigen, dass das Fahrverhalten in Tempo 30-Zonen je nach Ausgestaltung sehr unterschiedlich sein kann [UBA (2006)]. Eine Emissionsminderung wird in der Regel erreicht, wenn sich durch die Verringerung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit die Geschwindigkeit verringert und das Fahrverhalten verstetigt. Das Umweltbundesamt hat den Einfluss von Tempo 30-Zonen auf die Emissionen anhand von fünf Strecken (Nebenstraßen) quantifiziert. Danach liegen die  $\text{NO}_x$ -Emissionen konventioneller Otto-PKW bei Tempo 30 gegenüber Tempo 50 um ca. 10 % niedriger (bei einer Standardabweichung von mehr als  $\pm 10$  ) und bei Otto-PKW mit geregelter Katalysator um 40 % niedriger (bei einer Standardabweichung von  $\pm 20$  ). Bei Diesel-PKW war kein Unterschied feststellbar. PM-Emissionen wurden nicht quantifiziert. Eine Untersuchung des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz stellte für PM-Emissionen ein Minderungspotenzial von bis zu 50 % fest [LFU (2001)].

Die Datenlage erlaubt also keine verlässliche Bestimmung der Emissionen in Tempo 30-Zonen. Aufgrund der vorliegenden Untersuchungen ist jedoch eine grobe Abschätzung der  $\text{NO}_x$  und PM-Emissionen für eine konkrete Straßensituation möglich, wenn gleichzeitig Aussagen über das Fahrverhalten auf dieser Straße im Unterschied zu einer Tempo 50-Regelung getroffen werden können. Die Annahmen und Herleitungen zu diesen Faktoren werden erst im entsprechendem Kapitel zur Berechnung der Emissionen beschrieben.

## 2.4 Ermittlung Verkehrssituationen

Die Ermittlung der Verkehrssituationen wurde für drei Messorte (Bergstraße in Dresden, Lützner Straße in Leipzig und Bergstraße in Erfurt) durch die TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie durchgeführt (siehe dazu die Teilberichte im Teil B der vorliegenden Arbeit).

Für ausgewählte Straßenabschnitte wurden dazu Messfahrten nach der so genannten „floating car“-Methode durchgeführt. Dabei schwimmt das Messfahrzeug im Verkehrsfluss mit und misst - mit einem angebauten Peiseler-Messrad - in Sekundenschritten die zurückgelegte Wegstrecke und die momentane Geschwindigkeit. Diese Messdaten wurden nach statistischen Verfahren ausgewertet und mit den charakteristischen Größen der Verkehrssituationen des Handbuches für Emissionsfaktoren (HBEFA) verglichen. Daraus wurden dann die Zuordnungen zu den Verkehrssituationen festgelegt.

## **2.5 Datenauswertung**

Für alle Straßen, für die Messdaten für eine Auswertung zur Verfügung standen, wurde der Straßenzustand entsprechend der Methodik nach Lohmeyer (2003) bewertet (siehe Anhang A1).

Weiterhin erfolgte eine Auswertung der Daten für PM10 und EC bzw. PM2.5 (falls vorhanden) und Stickoxide an den Messstellen im Hinblick auf den Einfluss der Parameter Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit/Verkehrsfluss, soweit sie vorhanden waren. Dazu kamen statistische Verfahren sowie Ausbreitungsberechnungen mit dem prognostischen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM zur Anwendung. Die Auswertungen wurde soweit möglich getrennt nach Gesamtbelastung, Verkehrsbeitrag und Emission durchgeführt.

### 3 STAND DER WISSENSCHAFTLICHEN ERKENNTNISSE

#### 3.1 Ausgangssituation

Die 22. BImSchV setzt Grenzwerte für Konzentrationen von Partikeln mit aerodynamischen Durchmessern kleiner  $10\ \mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) in der Luft fest. Messungen der verschiedenen Bundesländer zeigen Überschreitungen der Grenzwerte. Diese Überschreitungen treten vor allem an Verkehrsmessstationen auf und Quellenabschätzungen zeigen, dass der Verkehrsanteil an den Überschreitungen einen relevanten Beitrag liefert (Lenschow, 2001; Lutz, 2002; Lohmeyer, 2004a). Gleichzeitig zeigen diese und andere Untersuchungen deutliche Kenntnislücken insbesondere bei der PM<sub>10</sub>-Emissionsprognose für Verkehr (Lohmeyer, 2004a und b). Neueste Erkenntnisse der PM<sub>10</sub>-Immissionen und -Emissionen zeigen allerdings, dass die gemessenen PM<sub>10</sub>-Verkehrsbeiträge trotz geringerer Verkehrsstärken im Innerortsbereich häufig deutlich höher sind als an Autobahnen (Anke et al., 2002; 2004; Lohmeyer, 2004a). Die genauen Ursachen sind noch nicht bekannt. Es wird aber vermutet, dass der innerorts eingeschränkte Verkehrsfluss (geringere aber ungleichmäßige Fahrzeuggeschwindigkeiten, hoher Anteil von Beschleunigungsvorgängen), eingeschränkte Durchlüftungsbedingungen (Meteorologie), allgemein schlechtere Straßenzustände als im Außerortsbereich und zusätzliche Einträge von den seitlichen Flächen wichtige Faktoren dafür sind.

Die bisher vorliegenden PM<sub>10</sub>-Messungen an Autobahnen und hoch frequentierten Außerortsstraßen weisen unterschiedlich starke Belastungen durch Feinstaub auf, die nicht oder nicht allein durch unterschiedlich hohe Verkehrsaufkommen und Schwerlastanteile erklärt werden können (Lohmeyer, 2004a). Es ist bisher nicht ausreichend bekannt, in welcher Weise die unterschiedlichen Parameter, wie z. B. meteorologische Einflussgrößen, Fahrzeuggeschwindigkeiten und Straßenzustände die Höhe der PM<sub>x</sub>-Belastungen beeinflussen.

Eine systematische Auswertung der an den ca. 30 Verkehrsmessstellen der Bundesländer im Rahmen der Landesmessnetze routinemäßig erhobenen, verkehrsbedingten PM<sub>10</sub>-Immissionen erfolgte im Jahr 2002 durch das Ingenieurbüro Büro Lohmeyer in Zusammenarbeit mit dem IFEU Heidelberg und der UMEG Karlsruhe, finanziert vom Umwelt- und Verkehrsministerium Baden-Württemberg (Lohmeyer, 2003). Dort erfolgte die Ableitung der an diesen Straßen vorliegenden PM<sub>10</sub>-Emissionen. Ziel dieser Studie war der Vergleich der Ergebnisse mit dem damals gebräuchlichen Emissionsmodell Es wurde weiterhin aufbauend

auf dem Arbeitspapier der FGSV zur Straßenzustandserfassung von Straßen eine Methodik zur objektiven Bewertung des Fahrbahnzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung erarbeitet. Der Einfluss des Straßenzustandes auf die PM10-Emissionen und damit auch auf die PM10-Immissionen konnte in diesem Projekt aber weder bestätigt noch widerlegt werden, da zu wenige Messpunkte vorhanden und die Variation in den vorgefundenen Straßenzuständen zu gering waren.

Dieses abgeschlossene Forschungsprojekt lieferte somit neben Emissionsfaktoren an mehreren Straßen und der Bewertungsmethodik zur Straßenzustandserfassung keine direkten Ergebnisse im Sinne der jetzt vorliegenden Aufgabenstellung.

### 3.2 Literaturrecherche

Es wurde eine aktuelle Literaturrecherche durchgeführt. Die Literaturrecherche wurde auf folgende Stichworte aufgebaut:

1	Staubaufwirbelung	1	Particulate matter
2	PM10	2	Resuspension
3	Staubbelegung	3	PM10
4	Feinstaub	4	PMx
5	Partikelemissionen	5	Silt load
6	Partikelimmissionen	6	Particle
7	Staub	7	Fine particles
8	Abrieb	8	Particle emission
9	Staubimmission	9	Dust
10	PMx	10	PM2.5
11	PM2.5	11	Abrasion
12	Straßenstaub	12	Particle concentration
13	Partikelanzahl	13	Particle size distribution
14	Fahrbahneigenschaften	14	Quality of road surface

Für die Recherche wurden auf Basis der o. a. Stichworte folgende Dateibanken ab dem Jahr 2001 durchsucht:

- Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes
- Datenbank ESPM (Environmental Sciences and Pollution Management)



- Zeitschrifteninhaltsdienst (Inhaltsverzeichnisse ausgewählter Zeitschriften, national und international, standortunabhängig).

Zusätzlich wurde im Internet recherchiert.

(Hinweis: Da die Literaturrecherche in Lohmeyer (2004b) bereits die verfügbare Literatur bis mindestens zum Jahr 2003 analysierte, wurde der vorliegende Bericht im Wesentlichen auf die Auswertung neuerer Literatur konzentriert.)

Das Suchergebnis bestand aus ca. 200 Literaturhinweisen. Davon wurden anhand der Titel und der Kurzfassungen die im Literaturnachweis des vorliegenden Berichtes aufgeführten Publikationen ausgewählt und ausgewertet. Das Ergebnis der Auswertung ist in den folgenden Kapiteln dokumentiert.

### **3.3 Einfluss Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Emission**

Lohmeyer (2003) fanden bei der Auswertung und Systematisierung von vorhandenen Messdaten, dass in der Stresemannstraße in Hamburg mit einer Geschwindigkeitsbegrenzung von 30 km/h die PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren deutlich niedriger lagen als die an allen anderen Straßen ermittelten Werten und auch niedriger waren als die mit dem modifizierten EPA-Modell errechneten Werte. Allerdings konnten dort die Auspuffemissionen nur mit großen Unsicherheiten bestimmt werden, sodass die Aussage nur als Hinweis für weitere Untersuchungen diene.

Schulze (2002) wertete zeitlich hoch aufgelöster Daten der Senatsverwaltung Berlin in der Frankfurter Allee (DTV ca. 60 000 Kfz/d bei 5 % LKW-Anteil) aus. Beim Vergleich zwischen den Stundenmittelwerten der PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren und der Fahrzeuggeschwindigkeiten auf den inneren Fahrstreifen, die nicht zeitweilig zum Parken genutzt werden, fand sie eine positive Korrelation (das heißt höhere Fahrzeuggeschwindigkeit, höhere Emissionsfaktoren), allerdings mit geringer Signifikanz (siehe **Abb. 3.1**). Die PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren unterscheiden sich zwischen den Geschwindigkeitsniveaus 60 km/h und 40 km/h im Mittel zwischen 25 und 50 %.

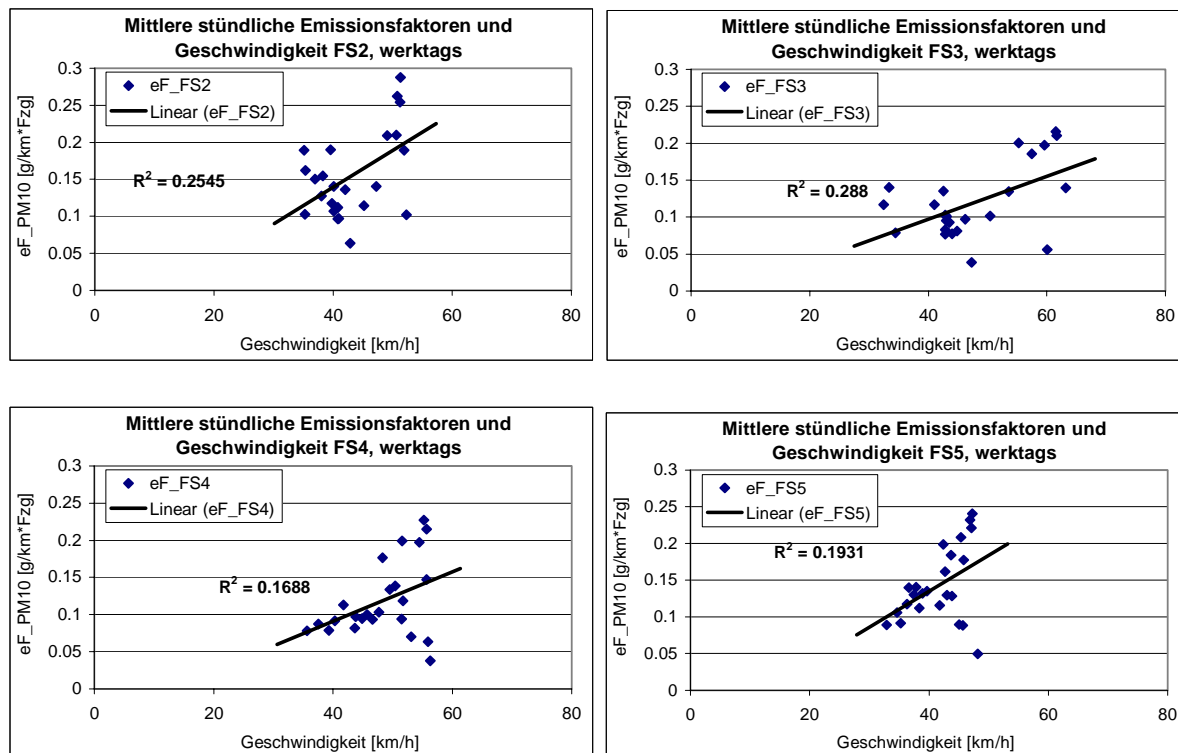


Abb. 3.1: Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren von der Fahrzeuggeschwindigkeit auf den Fahrstreifen (FS) 2 bis 5 in der Frankfurter Allee. Datenbasis: Stundenmittelwerte werktags im Zeitraum 26.07.1999 bis 19.10.1999. Quelle: Schulze (2002).

In Berlin wurde in der Beusselstraße (DTV ca. 25 000 Kfz/d mit 5 % LKW-Anteil) im Rahmen des EU-Projektes HEAVEN Anfang 2003 ein Verkehrsversuch durchgeführt, bei dem zunächst die Auswirkungen einer Geschwindigkeitsbeschränkung auf 30 km/h, unterstützt durch Geschwindigkeitskontrollen durch die Polizei, untersucht wurden. Das Geschwindigkeitsniveau sank dabei um 10 km/h. Die aus den gemessenen Konzentrationsdaten abgeleiteten Luftschadstoffemissionen sanken dabei bei PM10 um ca. 2 %, bei NO<sub>x</sub> um 3 % (Lutz und Tullius, 2003).

Fitz (2001) ermittelten PM10-Emissionsfaktoren an befestigten Straßen in Kalifornien (USA) mittels eines mobilen Messfahrzeuges, an dem die Konzentrationsdifferenzen zwischen der Front und dem Heck des Fahrzeuges ausgewertet werden. PM10-Emissionsmessungen wurden für eine Vielzahl von Straßen durchgeführt und nach Straßenkategorien klassifiziert.

Die ermittelten PM10-Emissionsfaktoren wurden wie folgt angegeben:

Local Road (2 Fahrstreifen, weniger als 500 Fzg/d, 35 mph Geschwindigkeit): 68 mg/km

---

Collector R. (2 Fahrstreifen, 500 bis 10 000 Fzg/d, 45 mph Geschwindigkeit):	64 mg/km
Arterial R. (> 2 Fahrstreifen, 10 bis 150 000 Fzg/d, 50-55 mph):	129 mg/km
Freeway (> 3 Fahrstreifen, ca. 150 000 Fzg/d, 50-55 mph):	82 mg/km.

Die angegebenen mittleren Emissionsfaktoren variieren somit etwa um den Faktor 2. Tendenziell höhere Emissionsfaktoren wurden auf den Straßen mit Fahrzeuggeschwindigkeiten größer 50 mph ermittelt. Eine eindeutige Geschwindigkeitsabhängigkeit der Emissionsfaktoren von der Fahrzeuggeschwindigkeit konnte aus diesen Untersuchungen nicht abgeleitet werden. Der mögliche Einfluss des Verkehrsflusses auf die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten und Emissionsfaktoren wurde von den Autoren nicht diskutiert.

Etyemezian et al. (2003) setzten das mobile Messfahrzeug TRAKER (Funktionsweise ähnlich dem o. g. Messfahrzeug von Fitz) ein, um das Straßennetz für Treasure Valley (USA) in Hinblick auf PM10-Emissionsfaktoren und Emissionspotenziale zu systematisieren. Sie fanden heraus, dass die Emissionsfaktoren für befestigte Straßen mit hohen Fahrzeuggeschwindigkeiten (ca. 90 km/h) etwa 20 bis 70 % niedriger waren als bei Straßen mit niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten (ca. 40 km/h). Das Emissionspotenzial (d. h. die Menge von PM10-Partikel auf der Straße, die zur Wiederaufwirbelung bereit stehen) ist auf Straßen mit niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten relevant höher als auf Schnellstraßen. Funktionelle Abhängigkeiten wurden nicht angegeben. Der mögliche Einfluss des Verkehrsflusses auf die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten und Emissionsfaktoren wurde auch von diesen Autoren nicht diskutiert.

Das empirische VLUFT-Modell aus Norwegen (SMHI, 2002; Gustafsson, 2001) verwendet zur Berücksichtigung der Fahrzeuggeschwindigkeit für den Partikelanteil PM2.5 bis PM10, also die groben im Wesentlichen nicht auspuffbedingten Partikel, einen Term  $(v/v_{ref})^2$ . Setzt man als Referenzgeschwindigkeit  $v_{ref} = 50$  km/h (wie bei der Ableitung der Emissionsfaktoren) ein, so ergäbe dies eine Reduktion des nichtauspuffbedingten PM10-Emissionsfaktors z. B. für Tempo 30 um ca. 70%, für Tempo 40 um ca. 50%.

Das schwedische PM10-Emissionsmodell (Bringfielt et al., 1997; siehe auch Lohmeyer, 2001) gibt geschwindigkeitsdifferenzierte Basisemissionsfaktoren für PM10 Aufwirbelung und Abrieb an. Für das Geschwindigkeitsintervall 32 bis 41 km/h wird ein Basisemissionsfaktor von 0.75 g/(km · PKW) bzw. 3.95 g/(km · LKW) angegeben. Im Geschwindigkeitsintervall von etwa 50 bis 60 km/h gibt das gleiche Modell Basisemissionsfaktoren von 2.29 g/(km · PKW)

bzw. 4.68 g/(km · LKW) aus. Auch wenn Lohmeyer (2001) zeigte, dass die Absolutwerte dieses Modells für eine praktikable Anwendung für deutsche Verhältnisse eher nicht anwendbar sind, so ist doch das dort angegebene relative Verhältnis der Emissionsfaktoren zwischen Tempo 50 und Tempo 30 interessant. Es liegt für PKW bei einem Faktor ca. 3 und für LKW bei ca. 1.2. Bei den Innerorts typischen LKW-Anteilen (2 bis 10 %) würde daraus eine Minderung der nicht motorbedingten PM10-Emissionen im Flottenmittel um ca. 70 % resultieren. Dies korrespondiert gut mit dem im VLUFT Modell verwendeten Ansatz.

Lohmeyer (2004a) konnten keine signifikante und statistisch gesicherte Abhängigkeit der nicht auspuffbedingten PM10-Emissionsfaktoren von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für Autobahnen und Außerortsstraßen ableiten, weil die dort vorgelegenen Daten dazu nicht ausreichten. Auch für Innerortsstraßen lagen keine Messdaten an Straßen mit Tempo\_30-Signalisierung vor. Die dort abgeleiteten Emissionsfaktoren wurden für die Innerortsbereiche deshalb anhand von Messdaten an Straßen mit Tempolimit 50 abgeleitet. Eine Geschwindigkeitsabhängigkeit konnte aufgrund fehlender Validierungsdaten sowie Modellansätze in die bei Lohmeyer (2004b) abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren nicht integriert werden. Dafür zeichnete sich eine starke Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren von den Verkehrssituationen ab, das heißt die Häufigkeit von Brems- und Beschleunigungsvorgängen schien als Einflussgröße wichtiger zu sein als die mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit. Die Unterschiede werden in diesem, derzeit allgemein verwendeten PM10-Emissionsmodell mit einem Faktor bis zu drei quantifiziert (siehe als Beispiel **Abb. 3.2** dort z. B. LSA3 für Hauptverkehrsstraße mit LSA starke Störungen im Vergleich zu HVS2, Hauptverkehrsstraße mittlere Störungen). Allerdings sind aufgrund der derzeitigen Datenlage diese Einflüsse recht unsicher (Lohmeyer, 2004b), auch deshalb, weil für die bisher ausgewerteten Messstrecken keine messtechnische Bestimmung sondern für die Innerortsbereiche eine auf einer qualitativen Einschätzung und der Erfahrung der Bearbeiter beruhende Bestimmung der Verkehrssituationen vorlag.

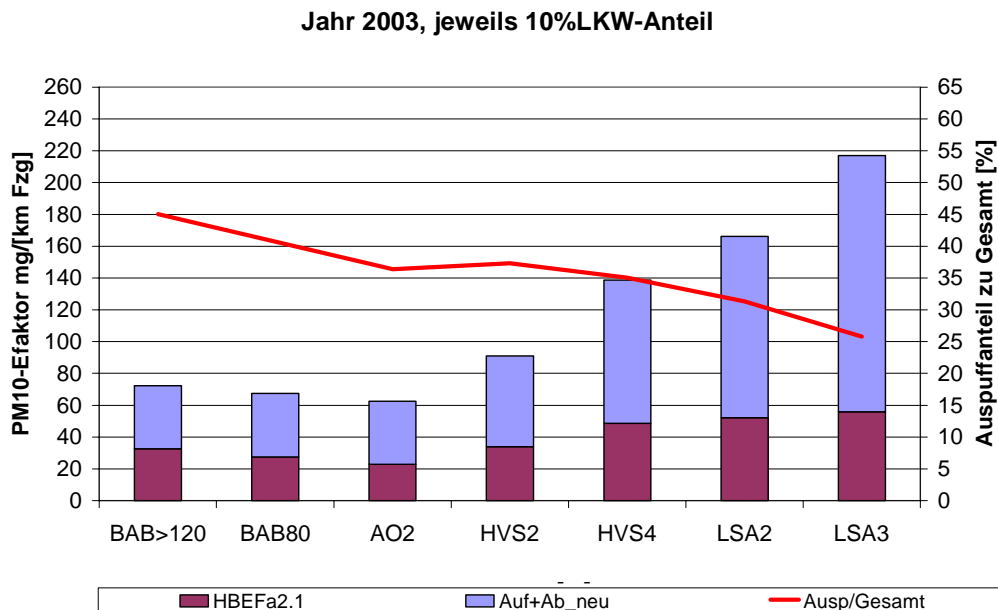


Abb. 3.2: PM10-Emissionsfaktoren (Motor = rot; Aufwirbelung und Abrieb = blau) in Abhängigkeit von der Verkehrssituation im Bezugsjahr 2003 und 10% LKW-Anteil. Die rote Linie kennzeichnet den Anteil der motorbedingten PM10-Emissionen an der PM10-Gesamtemission. Der Verkehrsfluss nimmt von links nach rechts ab. Quelle: Lohmeyer (2004b)

Deutlich wird allerdings die auf Autobahnen gegenüber innerörtlichen Verkehrssituationen trotz der wesentlich höheren Fahrzeuggeschwindigkeiten deutlich reduzierte fahrzeugspezifische PM10-Emission. Ursachen könnten neben den erwähnten Unterschieden im Verkehrsfluss auch in den lokalen Gegebenheiten (im städtischen Bereich insbesondere in dicht bebauten Straßenschluchten können die durch Abriebsprozesse mechanisch erzeugte Partikel wegen der verminderten Möglichkeit des Wegtransports wieder auf der Straße abgelagert und akkumuliert werden und können somit zu einem höheren Anteil von wiederaufwirbelbaren Partikeln beitragen) liegen.

Der Einfluss des Verkehrsflusses auf die Emissionen war auch Ziel einer Untersuchung von David et al. (2005). Beim Vergleich zwischen den Abgasemissionen bei Grüner Welle relativ zu schlecht koordinierten LSA wurde dabei eine Senkung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen um ca. 50 % und die von Partikeln um ca. 25 % unter realen Bedingungen gemessen.

Sähn et al. (2006) schlussfolgerten aus der statistischen Analyse komplexer Messdatensätze von PM10- und  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen, Meteorologie und Verkehrsmengen, dass kein

signifikanter Hinweis auf Auswirkungen der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM10-Konzentrationen gefunden werden konnte.

Gustafsson (2005) berichtete über die Auswertung von Abriebsversuchen an einem Prüfstand (Rundlauf). Gemessen wurden PM10-Massenkonzentrationen und PM10-Größenverteilungen. Hierbei variierte er sowohl das Material der „Fahrbahn“oberfläche (Dichter Asphalt mit Granit sowie Split-Mastixasphalt mit Quarzit), als auch die Reifen (Spikereifen sowie Winterreifen) und die „Fahr“geschwindigkeiten (0 bis 70 km/h). Es wurde festgestellt, dass höhere Geschwindigkeiten höhere PM10-Konzentrationen (**Abb. 3.3**) und einen höheren Anteil an PM2.5 (**Abb. 3.4**) bedingen.

Auch Kupiainen et al. (2005) analysierten Partikel an einem Prüfstand. U. a. wurden massebezogene PM10-Größenverteilungen bei 15 und 30 km/h für Winterreifen und Spikereifen bestimmt. Sie stellten fest, dass die PM10-Emissionen vom Reifentyp und von der Fahrge-  
schwindigkeit abhängen. Hier konnte eine Zunahme der PM10-Konzentrationen von ca. 40 % bei zunehmender Fahrzeuggeschwindigkeit (von 15 km/h auf 30 km/h) beobachtet werden. Die relative Größenverteilung der Partikel war bei beiden Geschwindigkeiten ähnlich.

In EMEP/CORINAIR sind Emissionsfaktoren für Reifenabrieb- und Bremsabrieb angegeben (CORINAIR, 2006). Die Geschwindigkeitsabhängigkeit des *Reifenabrieb* wird darin folgendermaßen behandelt:

$$EF_{\text{Reifen}} [\text{mg}/(\text{Fzg} \cdot \text{km})] = f_{\text{Reifen}} EF_{\text{TSPReifen}} S_{\text{Reifen}}(v)$$

$f_{\text{Reifen}}$  = Anteil der Partikelfraktion an TSP

$EF_{\text{TSPReifen}}$  = TSP-Emissionsfaktor Reifenabrieb bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h

$S_{\text{Reifen}}(v)$  = Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt

mit

$$v < 40 \text{ km/h:} \quad S_{\text{Reifen}}(v) = 1.39$$

$$40 \text{ km/h} \leq v \leq 90 \text{ km/h:} \quad S_{\text{Reifen}}(v) = -0.00974 \cdot v + 1.78$$

$$v > 90 \text{ km/h:} \quad S_{\text{Reifen}}(v) = 0.902$$

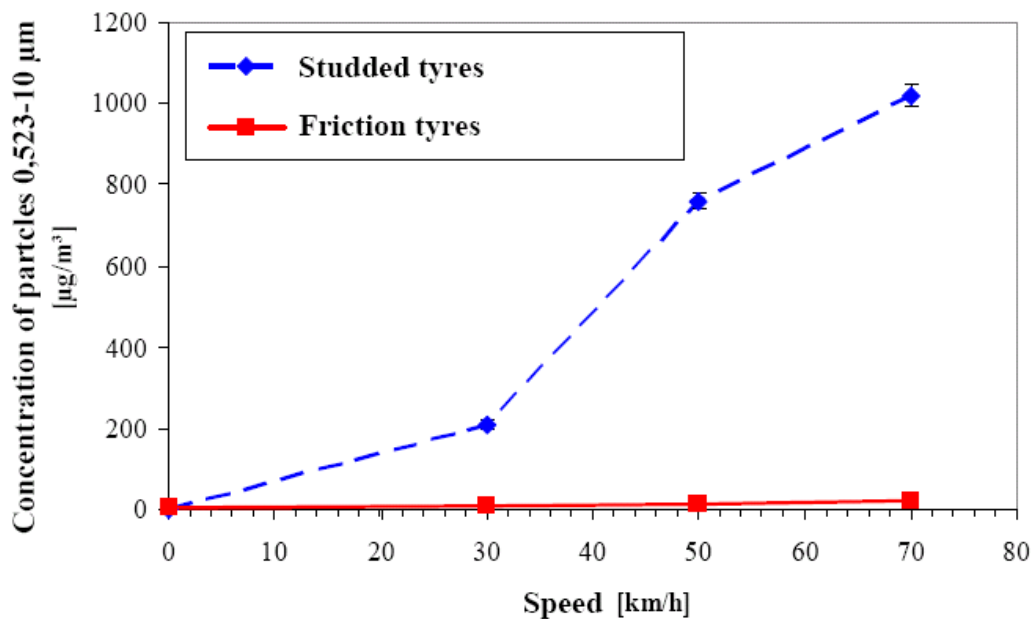


Abb. 3.3: Abhängigkeit der PM<sub>10</sub>-Konzentration von Reifentyp und Geschwindigkeit für Split-Mastixasphalt mit Quarzit. (Quelle: Gustafsson, 2005)

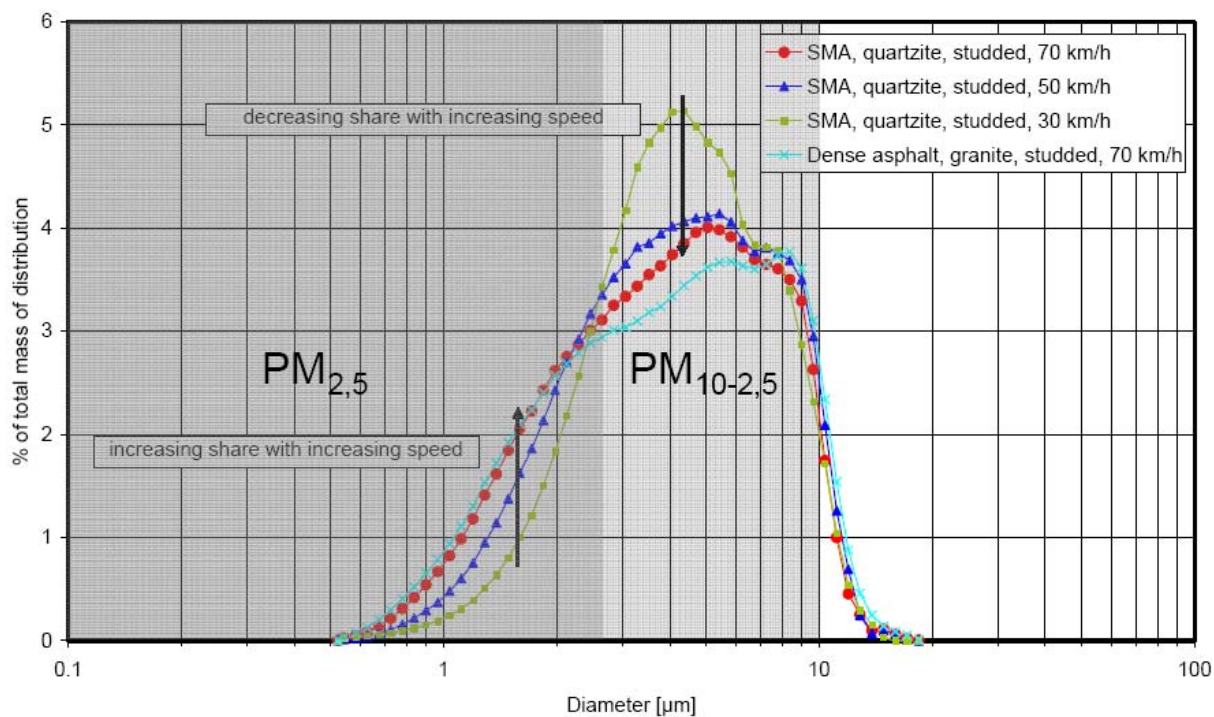


Abb. 3.4: Abhängigkeit der PM<sub>x</sub>-Größenverteilung an der PM<sub>10</sub>-Konzentration für Spikereifen von der Geschwindigkeit für Split-Mastixasphalt mit Quarzit sowie dichter Asphalt mit Granit. (Quelle: Gustafsson, 2005)

Die **Abb. 3.5** zeigt diese funktionale Abhängigkeit. Sie wird für alle Fahrzeugkategorien angesetzt. Es ist festzustellen, dass bei niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten, wie sie z. B. im Stadtverkehr gefahren werden, höhere Reifenabriebsemissionen angesetzt werden als bei höheren (z. B. bei Tempo 30 ca. 36 % mehr als bei Tempo 80 bzw. 7 % mehr als bei Tempo 50). Dies scheint auf den ersten Blick nicht ganz plausibel. Die Autoren weisen allerdings darauf hin, dass hier nicht reine Geschwindigkeitsabhängigkeiten im Sinne von Fahrten mit konstanter Geschwindigkeit als Basis verwendet wurden sondern die Bedingungen bei verschiedenen Verkehrszuständen. So wird im städtischen Verkehr, mit den durchschnittlich niedrigeren Fahrzeuggeschwindigkeiten, z. B. häufiger gebremst als auf Autobahnen. Diese Geschwindigkeitsabhängigkeit gibt somit im Prinzip die in **Abb. 3.2** aufgezeigten Verhältnisse des Einflusses des Verkehrsflusses wieder.

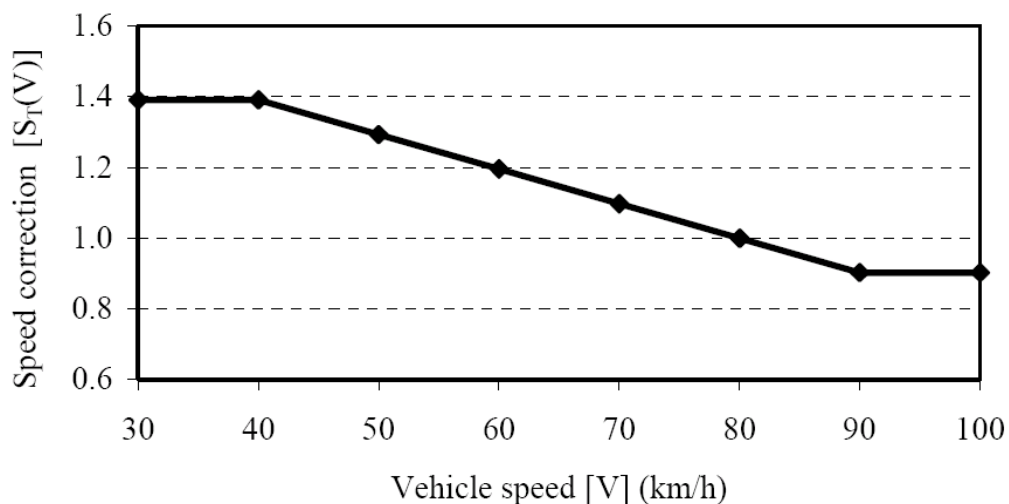


Abb. 3.5: Abhängigkeit der PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren infolge *Reifenabrieb* von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für alle Fahrzeugklassen. (Quelle: CORINAIR, 2006)

Die Geschwindigkeitsabhängigkeit des *Reifenabriebs* wird folgendermaßen behandelt:

$$EF_{\text{Brems}} [\text{mg}/(\text{Fzg} \cdot \text{km})] = f_{\text{Brems}} EF_{\text{TSPBrems}} S_{\text{Brems}}(v)$$

$f_{\text{Brems}}$  = Anteil der Partikelfraktion an TSP

$EF_{\text{TSPBrems}}$  = TSP-Emissionsfaktor Bremsabrieb bei einer Geschwindigkeit von 65 km/h

$S_{\text{Brems}}(v)$  = Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt.

mit

$$v < 40 \text{ km/h:}$$

$$S_{\text{Brems}}(v) = 1.67$$



$$\begin{aligned}
 40\text{km/h} \leq v \leq 95\text{km/h}: & \quad S_{\text{Brems}}(v) = -0.027 \cdot v + 2.75 \\
 v > 90\text{km/h}: & \quad S_{\text{Brems}}(v) = 0.185
 \end{aligned}$$

Die **Abb. 3.6** zeigt diese Funktion. Sie ist auf Fahrzeuggeschwindigkeiten von 65 km/h normiert. Der Abfall der Funktion ist deutlich steiler als beim Reifenabrieb, weil nach Ansicht der Autoren der Bremsabrieb auf Autobahnen vernachlässigbar ist. Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass eine reine Kopplung an die Fahrzeuggeschwindigkeit u. E. nicht sinnvoll ist, da wie bereits beim Reifenabrieb erläutert, der Verkehrszustand (also das Verhältnis von Beschleunigungen zu Konstantfahrten) wichtiger für die Abriebsemissionen sein sollte als die Fahrzeuggeschwindigkeit. Zur Bewertung des Einflusses eines signalisierten Tempolimits von 50 km/h auf z. B. 30 km/h auf die PM10-Belastungen können diese Funktionen deshalb nicht verwendet werden.

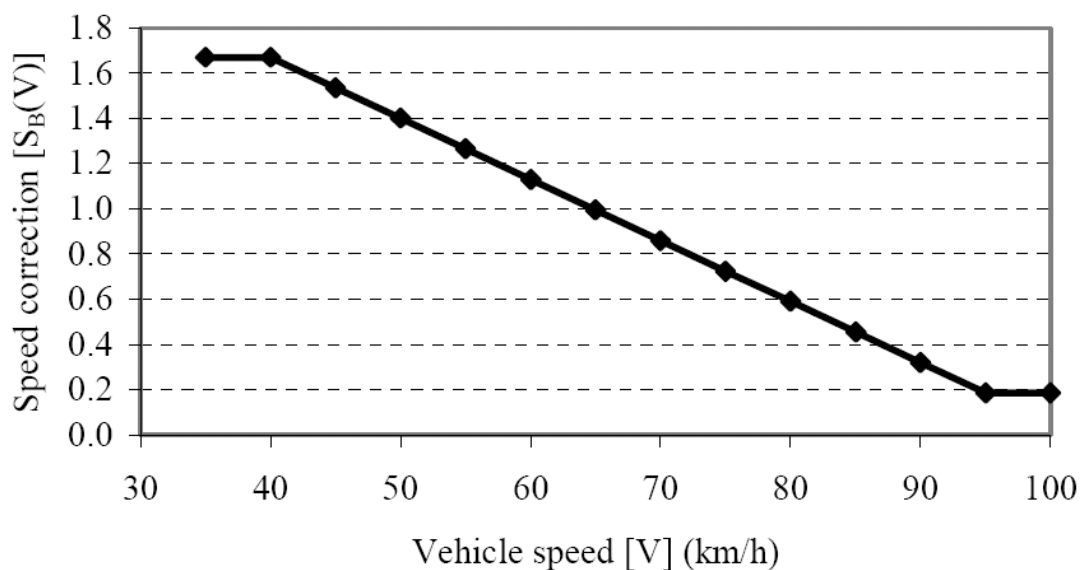


Abb. 3.6: Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren infolge *Bremsabrieb* von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für alle Fahrzeugklassen (Quelle: CORINAIR, 2006)

Für den *Straßenabrieb* lagen lt. den Autoren nur sehr wenig Informationen in der Literatur vor. Deshalb konnte keine Abhängigkeit dieser Emissionen von der Fahrzeuggeschwindigkeit berücksichtigt werden.

## 4 ZUSAMMENSTELLUNG DER DATENSÄTZE

Eine Zusammenstellung der betrachteten Messstellen inkl. der dort vorliegenden Messdaten ist in den folgenden Kapiteln aufgeführt. Diese Messstellen sind infolge der Ergebnisse der in den letzten vier Jahren durchgeführten Forschungsprojekte im Sinne der Aufgabenstellung als geeignet und interessant zu bewerten. Soweit möglich wurden bereits vorliegende Datensätze aktualisiert.

Die abgeschlossenen Untersuchungen an Autobahnen und Außerortsstraßen (Lohmeyer, 2004a) haben gezeigt, dass die PM10-Emissionen und –Immissionen auf diesen Straßenkategorien im Allgemeinen auf einem eher niedrigen Niveau liegen. Der Schwerpunkt neuer Messungen liegt deshalb auf stark befahrene Innerortsstraßen mit dichter Randbebauung. Im Folgenden werden die örtlichen Gegebenheiten an den Messstellen und die vorliegenden Datensätze vorgestellt.

Für alle untersuchten Straßenabschnitte wurde eine Bewertung des Straßenzustandes durchgeführt (siehe Anhang A1).

### 4.1 B 10 bei Karlsruhe

#### 4.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Der Messstandort liegt an der Bundesstraße 10 westlich von Karlsruhe (Südtangente Karlsruhe) zwischen Knielingen und der Rheinbrücke vor der Ausfahrt zu der nördlich gelegenen Raffinerie. Die **Abb. 4.1** zeigt einen Lageplan der Umgebung der Messstelle, die **Abb. 4.2** gibt Fotos der Umgebung der Messstellen. Der Straßenzustand kann entsprechend Anhang A1 mit „gut“ bewertet werden.

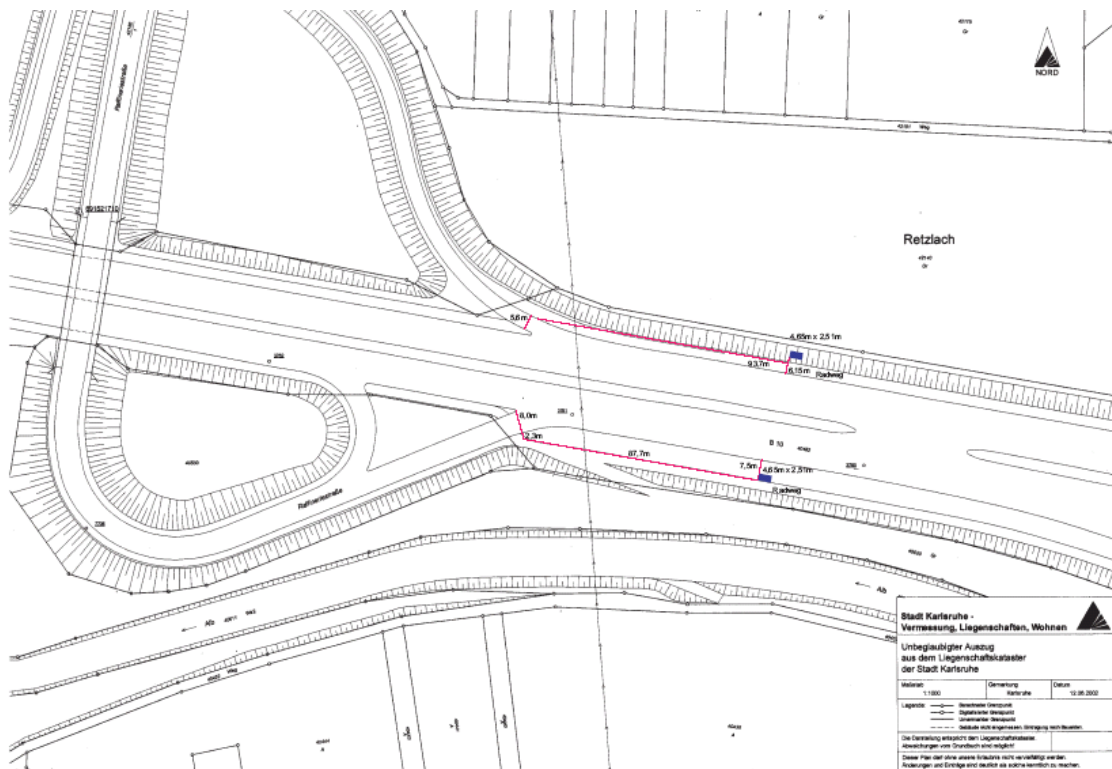


Abb. 4.1: Lageplan für den Bereich der Messstelle an der B 10 bei Karlsruhe.  
Die Messcontainer sind blau gekennzeichnet.

Die Ausbreitungsverhältnisse sind weitgehend frei. Lediglich auf der nördlichen und südlichen Straßenseite stehen einige Büsche in der Nähe des Messcontainers. Der nördliche Messcontainer befindet sich 6.15 m nördlich der nördlichen Fahrbahn, der südliche Container 7.5 m von der südlichen Fahrbahn entfernt.



Abb. 4.2: Blick auf den Bereich der Messstellen an der B 10 bei Karlsruhe in Richtung Ost (oben) bzw. in Richtung West (unten)

#### 4.1.2 Datenverfügbarkeit

Es wird auf den Datensatz zurückgegriffen, der im Rahmen des FE 02.222/2002/LRB erstellt worden ist (BASt, 2005). Zu den Messverfahren, der Qualitätssicherung und den Messzeiten sei auf die detaillierte Beschreibung in BASt (2005) verwiesen.

#### Verkehrsdaten

Zur Erfassung der verkehrlichen Parameter im Bereich der Messstelle B 10 wird auf die Ergebnisse der automatischen Verkehrsmessstelle 5 des Stadtplanungsamtes der Stadt Karlsruhe zurückgegriffen, die im Rahmen des o. g. Projektes zur Verfügung gestellt wurden. Diese Verkehrsmessstelle registriert die Verkehrsmengen und Fahrzeuggeschwindigkeiten auf den 8 Fahrstreifen der B 10 mittels Induktionsschleifen und Auswertung der Signale mittels des Fahrzeugklassifikators VDK 900/VQM 900.

#### Immissionsdaten

In **Tab. 4.1** sind die für die beiden Messstellen direkt gemessenen Schadstoffe dargestellt. Diese liegen als Halbstundenmittel bzw. Tagesmittel (PM10/PM2.5-Gravimetrie) vor.

Messgröße	Einheit	B 10-Nord	B 10-Süd
PM10 (Betastaubmeter)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
PM10 (Gravim.)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
PM2.5 (Gravim.)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
Stickstoffdioxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
Stickstoffmonoxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●

Tab. 4.1: Zusammenstellung von an den Messstationen an der B 10 direkt gemessenen Schadstoffen

#### Meteorologische Daten

An den Messstellen wurden die folgenden meteorologische Parameter gemessen (vergleiche **Tab. 4.2**).

Messgröße	Einheit	B 10-Nord	B 10-Süd
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe	m/s	●	●
Windrichtung in 10 m Höhe	°	●	●
Globalstrahlung	W/m <sup>2</sup>	-	●
Niederschlag	mm	-	●
Taupunkt		-	●
Temperatur in 2 m Höhe	°C	-	●

Tab. 4.2: Zusammenstellung von an den Messstationen an der B 10 direkt gemessenen meteorologischen Größen

Für diese Messstellen liegen somit entsprechende Datensätze für eine autobahnähnliche Bundesstraße mit einem guten Straßenzustand vor. Hier können PM10/PM2.5/NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastung, -Verkehrsbeitrag und PM10/PM2.5-Emissionsfaktoren mit den Einflussgrößen Fahrzeuggeschwindigkeit und Meteorologie korreliert werden.

## 4.2 Bergstraße in Dresden

### 4.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Verkehrsmessstation Dresden-Bergstraße befindet sich im Abschnitt zwischen Nöthnitzer Straße/Räcknitzhöhe und Zellescher Weg/Nürnberger Straße. Bei der Bergstraße handelt es sich um eine Bundesstraße (B 170/E 55), welche ein hohes Verkehrsaufkommen (ca. 20 000 Kfz/Tag) und im Messabschnitt eine Längsneigung von ca. 6 % aufweist. Sie ist eine wichtige Verbindungsstraße vom Dresdner Zentrum in Richtung BAB A17 sowie nach Prag. Die Bergstraße weist in diesem Bereich eine beidseitig dichte Bebauung auf. Die Station wurde zunächst temporär zwischen Februar und August 2003 betrieben. Danach musste sie wegen der beginnenden Bauarbeiten an der B170 abgebaut werden. Die Situation vor dem Ausbau der B 170 zeigt die **Abb. 4.3**. In diesem Zustand wies die Straße am Messstandort zwei Fahrspuren auf. Allerdings waren diese Fahrspuren mit ca. 4 m Breite großzügig bemessen. In stadteinwärtiger Richtung weitete sich der Querschnitt nach ca. 100 m auf, so dass die Bergstraße dann drei-, teilweise vierspurig befahrbar war (Richter et al., 2001). Im Bereich zwischen Nöthnitzer Straße und dem Knotenpunkt Fritz-Förster-Platz schneidet die

Bergstraße den Campus der TU Dresden. Dadurch war ein hohes Aufkommen an Fußgängern und Radfahrern entlang der Straße und im kreuzenden Verkehr vor dem Ausbau bedingt. An der Fahrbahn der Bergstraße befanden sich jeweils Gehwege, die Kleinpflaster aufwiesen. Der Straßenzustand kann entsprechend Anhang A1 mit „gut“ bewertet werden.

Zwischen Ende 2003 und Ende 2004 wurde die Bergstraße auf 4 Fahrstreifen ausgebaut, die Knotenpunkte erweitert sowie auch die Gehwege erneuert. Die derzeitige Situation zeigt dazu die **Abb. 4.4**.

Direkte Hintergrundmessungen für die Station Bergstraße lagen nicht vor. Ca. 2 bis 3 km entfernt befindet sich die Station Dresden-Mitte am Postplatz. Sie stellt eine städtische Hintergrundstation dar, da sie weitgehend unbeeinflusst von umliegenden stark befahrenen Straßen ist. Ca. 10 km entfernt befindet sich die Station Radebeul-Wahnsdorf. Diese repräsentiert die Schadstoffbelastungen am Stadtrand von Dresden.

#### **4.2.2 Datenverfügbarkeit**

##### **Verkehrsdaten**

Im Mai 2001 wurde durch die TU Dresden eine messtechnische Erfassung der Verkehrssituationen und die Bestimmung der Verkehrsstärken für die Bergstraße durchgeführt.

Für das Jahr 2003 lagen keine kontinuierlich gemessenen Verkehrszahlen vor. Von der Hauptabteilung Mobilität der Stadt Dresden wurden allerdings als Ergebnis von Zählungen Wochengänge des Verkehrs für den Bereich der Bergstraße übergeben.

Für das Jahr 2005 lagen Jahregänge der Verkehrsmengen an der Pegelmessstelle Dresden Bergstraße von der Abteilung Mobilität der Stadt Dresden vor.

Durch die TU Dresden wurde im April 2006 wiederum eine messtechnische Erfassung der Verkehrssituationen und Fahrzeuggeschwindigkeiten im Bereich der Messstelle durchgeführt.



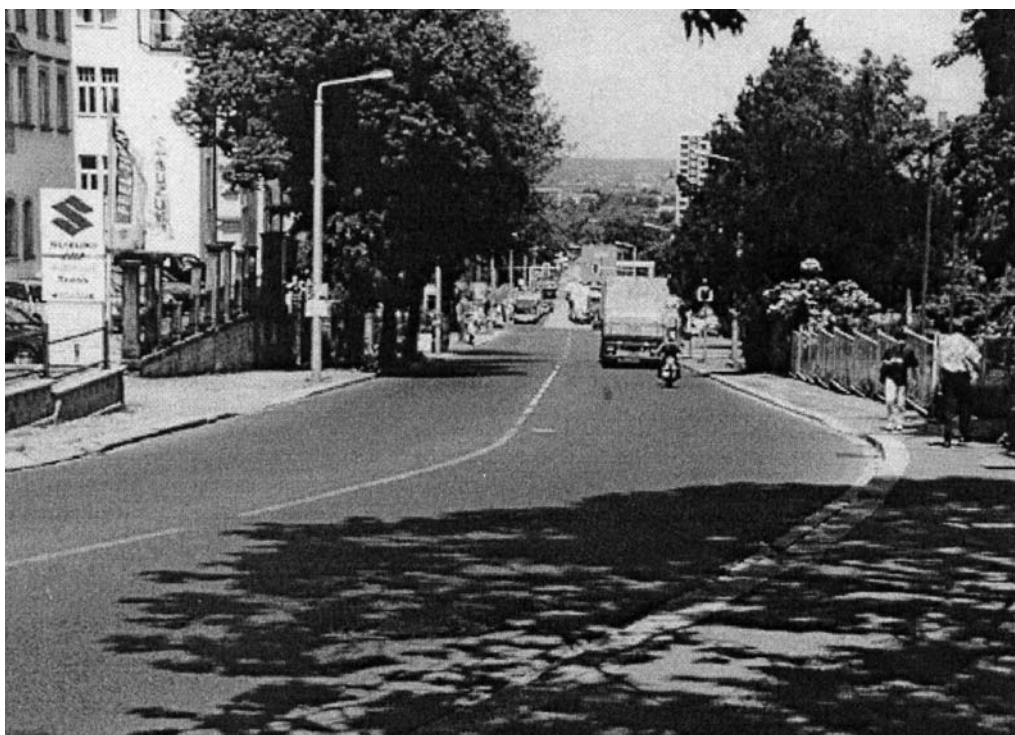


Abb. 4.3: Blick in die Bergstraße in Richtung Süd (oben) bzw. Nord (unten) vor dem Ausbau. Im oberen Bild Mitte ist der Minicontainer der Messstelle Dresden-Bergstraße zu erkennen, der vor dem Ausbau verwendet wurde.  
Quelle: Richter et al. (2001)





Abb. 4.4: Blick in die Bergstraße in Richtung Süd (oben) bzw. Nord (unten) **nach** dem Ausbau. Im oberen Bild Rechts ist der derzeit eingesetzte Messcontainer Dresden-Bergstraße zu erkennen.

## Immissionsdaten

Informationen über den regionalen Hintergrund liefert die Messstation Radebeul-Wahnsdorf. Sie befindet sich auf dem Gelände des Landesamtes für Umwelt und Geologie, ca. 10 km nordwestlich der Station Bergstraße. Informationen zum städtischen Hintergrund in Dresden lieferte bis Dezember 2005 die Messstelle Postplatz, die dann in den Herzogingarten verlegt wurde.

Durch das LfUG Sachsen wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

- PM10-Tagesmittelwerte Gravimetrie für die Bergstraße im Zeitraum 04.02. bis 10.08.2003
- PM10-Tagesmittelwerte (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) und NO<sub>x</sub> an den Stationen Bergstraße, Postplatz und Radebeul-Wahnsdorf für das Jahr 2003 sowie vom 01.01.2005 bis 16.01.2006
- Stundenmittelwerte von PM10 (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) und NO<sub>x</sub> an den Stationen Bergstraße, Dresden-Nord, Herzogingarten, Radebeul-Wahnsdorf und Collmberg sowie PM10-Tagesmittelwerte (Gravimetrie) für den Zeitraum 24.04. bis 01.05.2006
- Monatsmittelwerte des Verkehrs (DTV, Schwerverkehr) für das Jahr 2005.

Hier liegen somit Daten für einen Zustand vor und nach einem 4streifigen Ausbau einer innerstädtischen Bundesstraße mit 6 % Längsneigung vor.

## 4.3 Schildhornstraße in Berlin

### 4.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Schildhornstraße ist die Fortführung der Stadtautobahn A 107 mit einem entsprechend hohen Verkehrsaufkommen (ca. 40 000 bis 50 000 Kfz/Tag) und verbindet die Stadtteile Wilmersdorf und Steglitz. Der Messcontainer in der Schildhornstraße im Berliner Stadtteil Steglitz befindet sich zwischen Gritznerstraße und Lepsiusstraße.

Die Einordnung in den Lageplan ist in **Abb. 4.5** aufgezeigt. Die Schildhornstraße weist im o. g. Bereich einen vierstreifigen Ausbau (je zwei Fahrspuren pro Fahrtrichtung) auf, wobei

die nördliche Richtungsfahrbahn ca. 6.50 m breit, die südliche ca. 6.40 m breit ist. Zwischen den Fußwegen (Breite ca. 4.20 m bis 6.50 m) und der Fahrbahn befinden sich teilweise Parkbuchten (Breite ca. 2.50 m, Länge ca. 6.40 m).

Der Straßenzustand kann entsprechend Anhang A1 mit „gut“ bewertet werden.

Der Untersuchungsort ist weiterhin durch eine dichte und geschlossene Randbebauung sowohl an der Schildhornstraße als auch an den einmündenden Straßen geprägt (siehe **Abb. 4.5** und Fotos in **Abb. 4.6**).

Im November 2005 wurde in der Schildhornstraße im Bereich der Messstelle eine Tempobeschränkung auf 30 km/h eingerichtet, die in stadteinwärtige Richtung durch eine stationäre Radarkontrolle überwacht wird. Bauliche Veränderungen wurden nicht durchgeführt.

#### **4.3.2 Datenverfügbarkeit**

Durch den Senat Berlin wurden folgende Daten für den Zeitraum 01.07.2004 bis 31.03.2006 zur Verfügung gestellt:

##### **Immissionsdaten**

- Stunden- und Tagesmittelwerte von PM10 (Beta-Staubmeter) und NO<sub>x</sub> an den Stationen Schildhornstraße, Frankfurter-Allee und Nansenstraße
- Stunden- und Tagesmittelwerte von Ruß (Reflektormeter) an den Stationen Schildhornstraße, Frankfurter-Allee und Nansenstraße

##### **Meteorologische Daten**

- Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Feuchte und Temperatur als Stundenmittel an der Station Schöneberg

Zusätzlich stehen Verkehrs- und Fahrzeuggeschwindigkeitsdaten sowie PM10 und NO<sub>x</sub>-Konzentrationsdaten aus einer Intensivmesskampagne im Zeitraum 13.11. bis 14.12.2000 (Lohmeyer, 2001) zur Verfügung. Hier liegen somit Daten für einen Zustand vor und nach einer T30-Tempobeschränkung inkl. Überwachung vor.

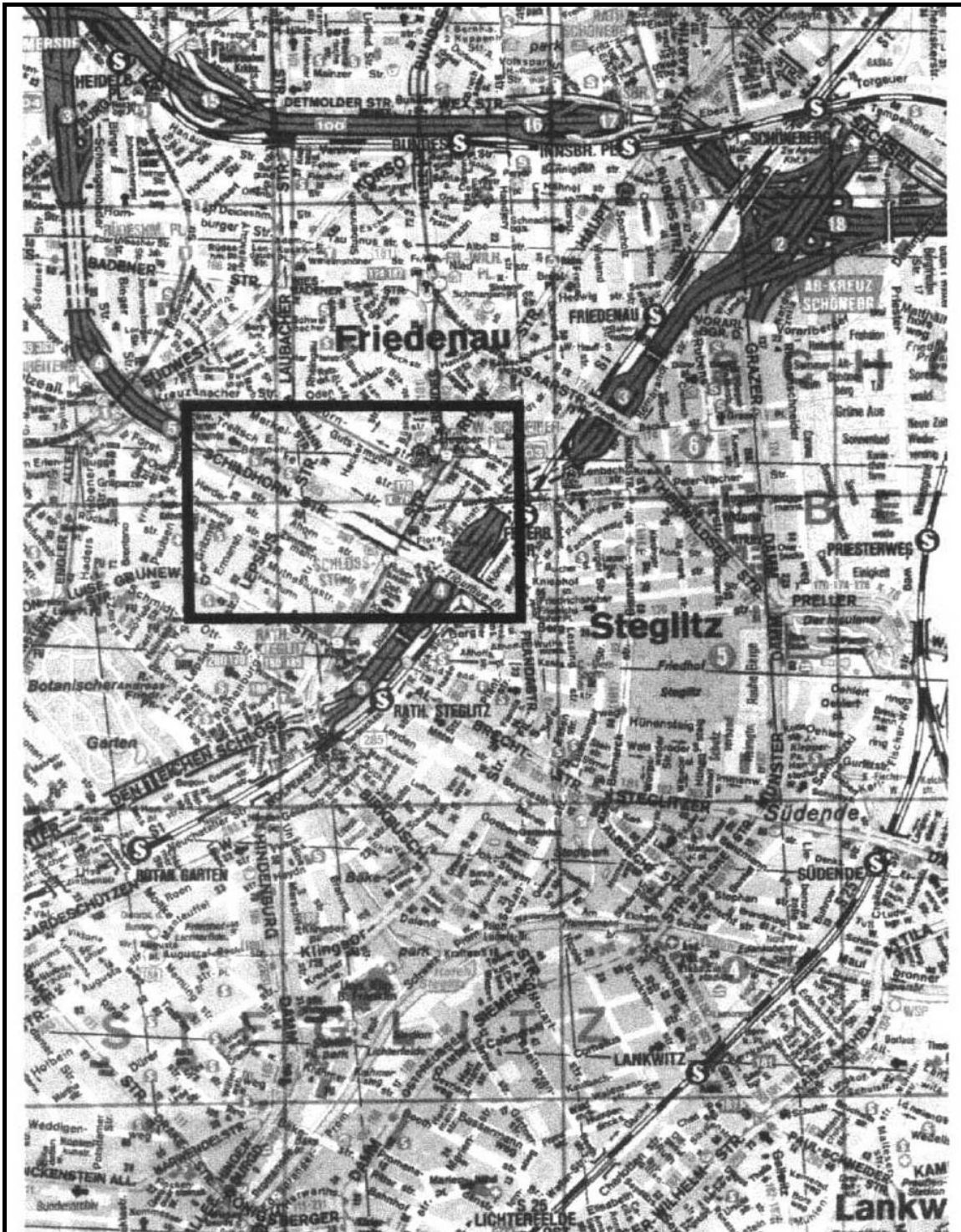


Abb. 4.5: Einordnung der Schildhornstraße in den Lageplan (Quelle: Lohmeyer, 2001)





Abb. 4.6: Blick in die Schildhornstraße stadteinwärts (oben) und stadtauswärts (unten) im November 2006. Im Bild oben sind auch die T30-Beschilderung und der „Blitzer“ zu erkennen

## 5 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER B10 BEI KARLSRUHE

### 5.1 Beschreibung der verkehrlichen Situation

Neben den Verkehrsstärken wurden im Bereich der Messstellen auch die Fahrzeuggeschwindigkeiten für drei Fahrzeuggruppen (leichte Fahrzeuge, schwerer Wirtschaftsverkehr und Reiseverkehr) automatisch für jede der 8 Fahrstreifen erfasst.

Der Fahrstreifen 1 ist dabei die nördliche Außenfahrbahn der B 10 in Richtung Pfalz bzw. der Beschleunigungsstreifen aus Knielingen kommend (siehe auch **Abb. 4.1** und **4.2**). Die weiteren Fahrstreifen werden aufsteigend nach Süden bis zum Fahrstreifen 8 (Verzögerungsstreifen nach Knielingen) nummeriert. Somit weisen die Fahrstreifen 1 bis 4 in Fahrtrichtung Pfalz/Ölkreuz und die Fahrstreifen 5 bis 8 in Richtung Karlsruhe/Knielingen.

Die B 10 ist im Messquerschnitt auf 100 km/h signalisiert. Durch Kontrolle der Geschwindigkeit unweit der Messstelle wird diese im Allgemeinen auch eingehalten. Die mittleren Geschwindigkeiten der PKW (**Abb. 5.1**) lagen deshalb tags auf den jeweiligen äußeren rechten Fahrstreifen bei ca. 75 bis 85 km/h und auf den inneren Fahrstreifen bei ca. 85 bis 105 km/h. Bei Verkehrsdichten kleiner etwa 4 000 Kfz/h (also im Wesentlichen nachts und am Sonntag) lagen die PKW-Geschwindigkeiten ca. 10 bis 15 km/h höher.

Eine weitere generelle und länger anhaltende Geschwindigkeitsreduzierung auf z. B. 80 km/h ohne bauliche Eingriffe oder eine Aufhebung der vorliegenden Geschwindigkeitsbegrenzung war im Analysezeitraum leider nicht zu verzeichnen gewesen. Eine systematische und statistisch abgesicherte Untersuchung des Effektes „Geschwindigkeitsreduzierung“ war mit diesem Datensatz deshalb nicht möglich.

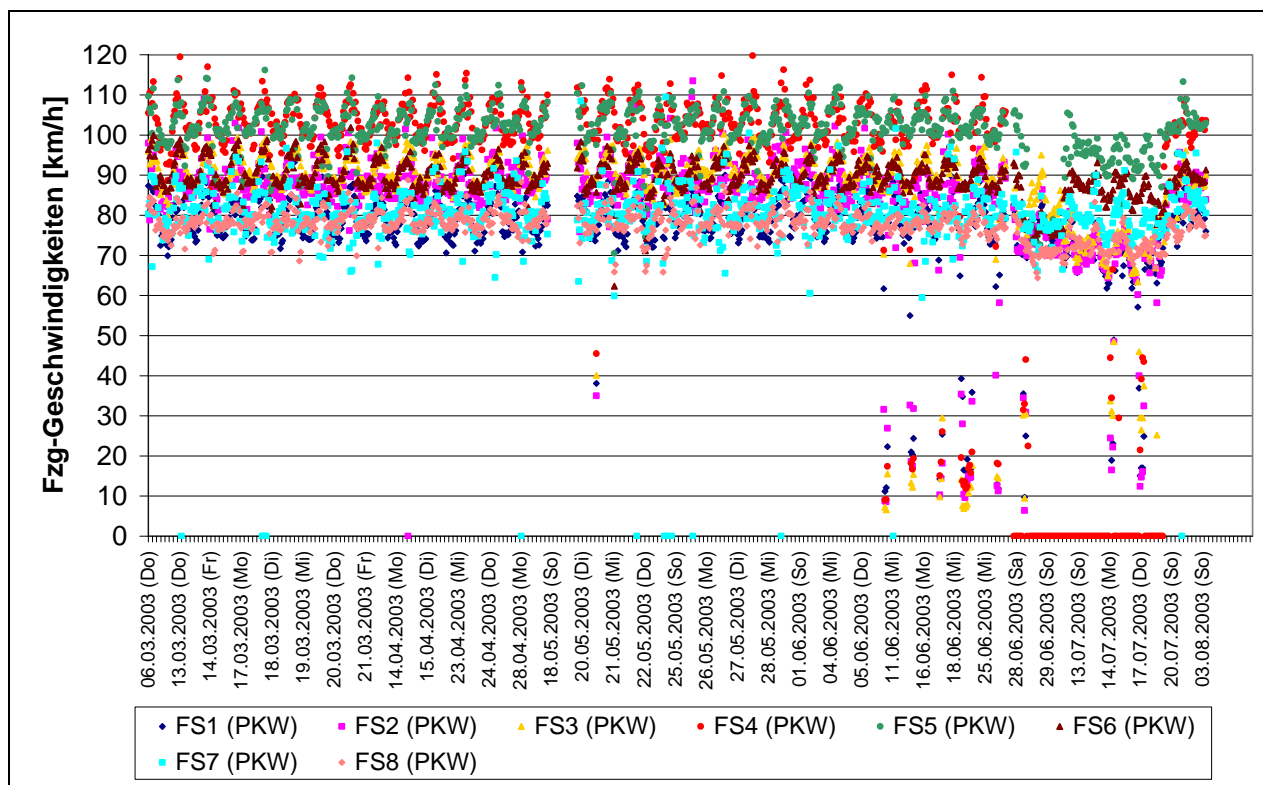


Abb. 5.1: Stundenmittelwerte der PKW-Geschwindigkeiten an der B 10 auf allen Fahrstreifen für die Tage, an denen deutliche Lee-Situationen sowie vollständige Datensätze vorlagen

Ende Juli bis Mitte Juli 2006 wurden auf den Fahrstreifen 1 bis 4 aber zeitweilig nur geringe Fahrzeuggeschwindigkeiten um 15 bis 30 km/h registriert. Dies steht möglicherweise im Zusammenhang mit der Sperrung des Fahrstreifens 4, welche in den Daten der analysierten Tage zwischen 28.06. und 17.07.2006 zu erkennen ist. In diesem Zeitraum galt baustellenbedingt eine Geschwindigkeitsbegrenzung auf 80 km/h. Dies führte zu ca. 5 bis 10 km/h geringeren Fahrzeuggeschwindigkeiten auf allen Fahrstreifen in diesem Zeitraum. Durch die Fahrstreifensperrung kam es zusätzlich noch zu Verlagerungen der Verkehrsströme auf andere Fahrstreifen bzw. zu Veränderungen in den absoluten Verkehrsmengen. Im Folgenden soll versucht werden, diese Veränderungen und deren mögliche Einflüsse auf die PMx-Konzentrationen für Einzeltage<sup>2</sup> aufzuzeigen.

Dazu wurden die Daten folgender Tage analysiert:

<sup>2</sup> Hinweis: Dabei konnte nur aus den Tagen ausgewählt werden, an denen weitgehend stabile Windbedingungen (Lee-Situationen) sowie vollständige Messdatensätze (Konzentrationen, Verkehr, Meteorologie etc.) gegeben waren. Diese Tage sind in der x-Achse der **Abb. 5.1** benannt. Siehe dazu auch Lohmeyer (2005).

Donnerstag, 05.06.2003: „Normaler“ Referenztag. Tempolimit auf 100 km/h, keine baulichen Einschränkungen, keine Stauerscheinungen

Mittwoch, 18.06.2003: Tempolimit auf 100 km/h, mittlere Fahrgeschwindigkeiten von 10 bis 40 km/h auf Fahrstreifen 1 bis 4 zwischen 10 und 19 Uhr

Donnerstag, 17.07.2003: Tempolimit auf 80 km/h wegen Baustelle. Sperrung/Teilspernung Fahrstreifen 4 und 5.

Alle drei Tage waren Werktage, an denen die meteorologischen Verhältnisse (Windrichtungen, Temperaturen, Windgeschwindigkeiten, am Tag und am Vortag kein Niederschlag) sehr gut vergleichbar waren. Der Wind kam, weitgehend über den Tag hinweg konstant, aus südlichen bis südwestlichen Richtungen. Die Station Nord befand sich somit in Lee der B 10. Die tagesmittleren Windgeschwindigkeiten in 10 m Höhe lagen zwischen ca. 1.5 und 2.3 m/s. Die Tagesmitteltemperaturen lagen zwischen 16 und 20°C.

Die Tagessummen der Verkehrsmengen sind in der **Tab. 5.1** bzw. **Abb. 5.2** dargestellt.

<b>Fahrstreifen</b>	<b>05.06.03 DTV / LKW</b>	<b>18.06.03 DTV / LKW</b>	<b>17.07.03 DTV / LKW</b>
<b>1</b>	7978 / 246	6639 / 314	6742 / 237
<b>2</b>	3608 / 2509	4486 / 1639	14229 / 5872
<b>3</b>	15987 / 4023	10029 / 2528	16735 / 131
<b>4</b>	14104 / 163	12088 / 220	9 / 0
<b>5</b>	14972 / 151	13630 / 162	4265 / 39
<b>6</b>	15720 / 4295	15447 / 3721	15976 / 404
<b>7</b>	2262 / 1698	2155 / 1588	13407 / 5916
<b>8</b>	7868 / 225	6689 / 201	6995 / 207
<b>Summe</b>	<b>82499 / 13310</b>	<b>71163 / 10373</b>	<b>78358 / 12806</b>

Tab. 5.1: DTV und Schwerverkehr [Fzg/Tag] auf den Fahrstreifen 1 bis 8 für die drei betrachteten Tage

Es kann festgestellt werden, dass die Verkehrsmenge am 17.07. trotz der Sperrung der Fahrstreifen 4 und 5 nur um ca. 5 % geringer war als am „Referenztag“ (05.06.03). Hierbei verlagerte sich aber der Verkehr dieser gesperrten Fahrstreifen auf die Fahrstreifen 2 und 7. Am 18.06.03 ist eine Verringerung der Verkehrsstärken um ca. 3 000 LKW und ca. 8 000 PKW zu verzeichnen. Diese Reduzierung ist hauptsächlich auf den Fahrstreifen 3 bis 5 festzustellen.



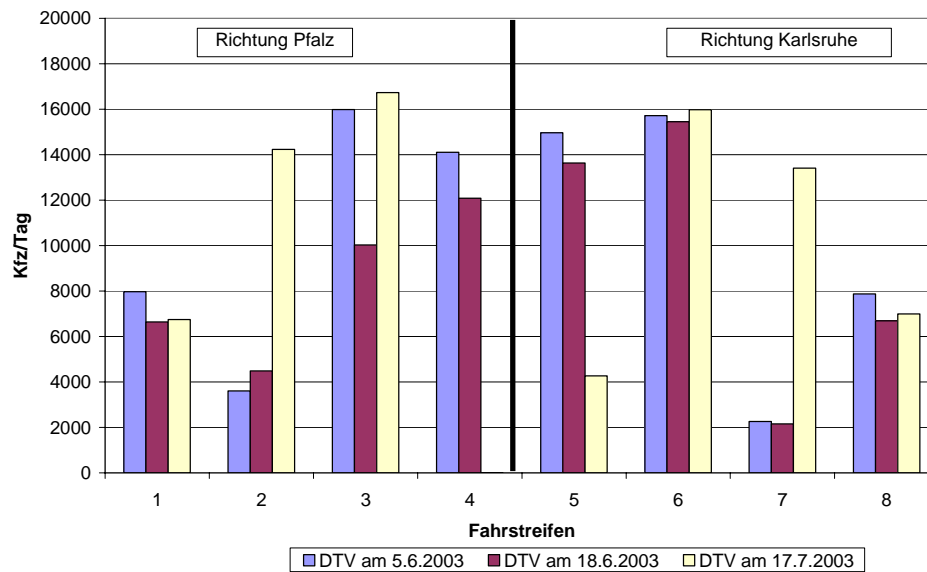


Abb. 5.2: DTV [Fz/Tag] auf den Fahrstreifen 1 bis 8 für die drei betrachteten Tage

Die Tagesgänge der PKW-Geschwindigkeiten auf allen Fahrstreifen sind für die drei betrachteten Tage in der **Abb. 5.3** aufgezeigt. An Normaltagen (**Abb. 5.3** oben) liegt die Fahrzeuggeschwindigkeit zwischen ca. 8 und 20 Uhr auf den Fahrstreifen 1 bis 3 und 6 bis 8 zwischen 75 und 90 km/h, auf den inneren Fahrstreifen 4 und 5 bei ca. 100 km/h. Außerhalb dieser Zeiten steigen die Geschwindigkeiten um ca. 5 bis 10 km/h an. Am 18.06.03 (**Abb. 5.3** Mitte) sind zwischen 10 und 19 Uhr mittlere Fahrgeschwindigkeiten von nur 10 bis 40 km/h auf den Fahrstreifen 1 bis 4 zu verzeichnen. In den anderen Zeiten und auf den anderen Fahrstreifen sind die Fahrzeuggeschwindigkeiten vergleichbar mit dem Normaltag. Die Fahrstreifen 1 bis 4 sind hierbei die Fahrstreifen, die der Messstelle Nord am nächsten liegen, welche durch die Windrichtung Süd-West in Lee der B 10 lag. Am 17.07.03 (**Abb. 5.3** unten) ist die Sperrung des Fahrstreifens 4 zu erkennen sowie wegen der Tempo 80-Beschränkung das um ca. 10 km/h niedrigere Geschwindigkeitsniveau auf allen anderen Fahrstreifen außer den Fahrstreifen 6 und 7. Zwischen 15 und 19 Uhr sind, wahrscheinlich infolge zähfließenden Verkehrs, auf den Fahrstreifen 1 bis 3 Fahrzeuggeschwindigkeiten von ca. 10 bis 40 km/h gemessen worden.

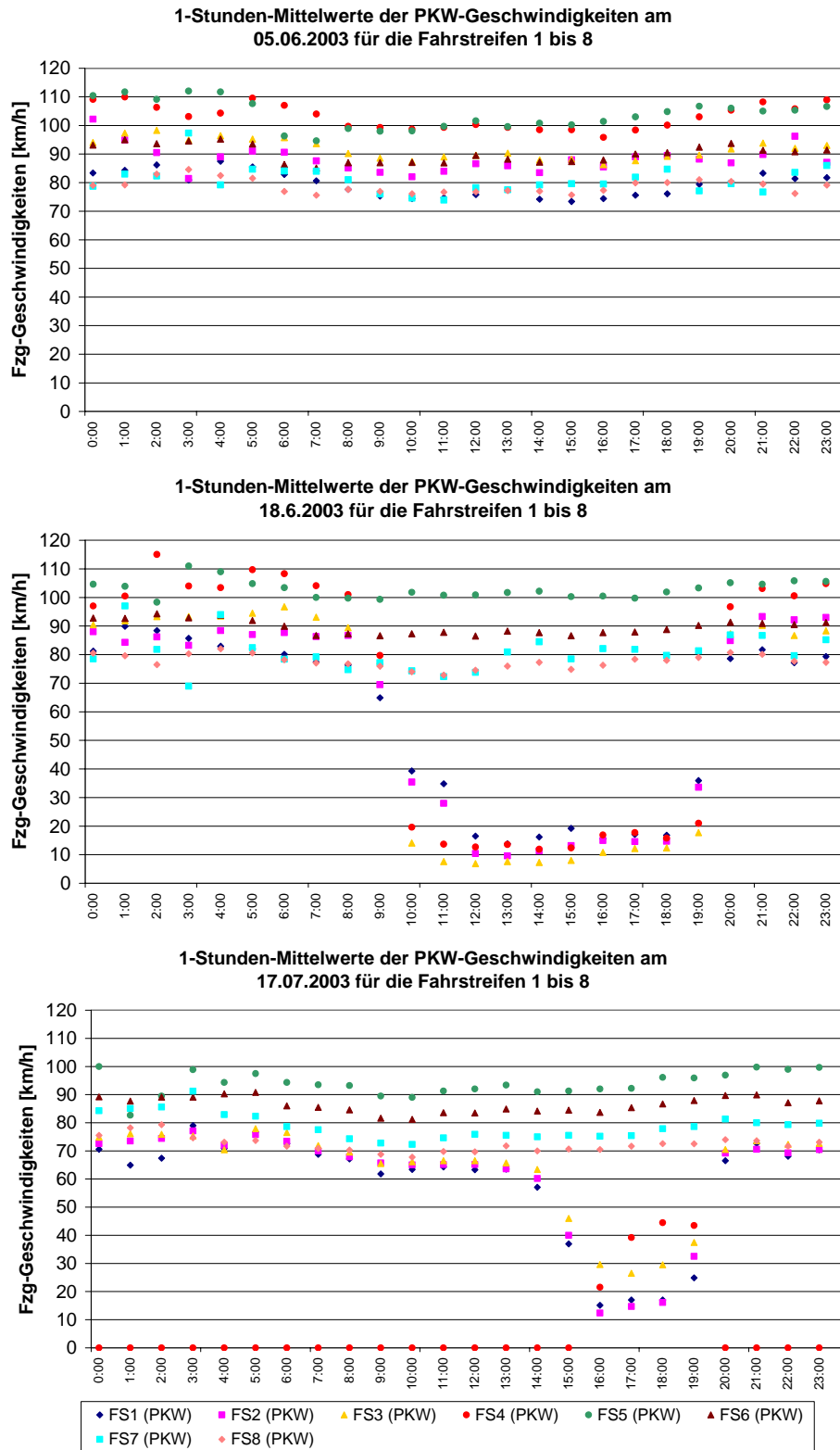


Abb. 5.3: Tagesgänge der PKW-Geschwindigkeiten am 05.06., 18.06. und 17.07.2003

## 5.2 Ergebnisse der Auswertungen

Die Messgrößen an den drei ausgewählten Tagen sind in der **Tab. 5.2** aufgeführt. Zusätzlich wurden noch die Kenngrößen für den 04.06.03, als ein ebenfalls „normaler“ Werktag, mit angegeben. Die PM<sub>x</sub>-Konzentrationen wurden gravimetrisch bestimmt.

Datum	Wochentag	WG-Mittel [m/s]	WR-Mittel [Grad]	Mittl. Tau- punkt	Summe Strahlung [W/(m <sup>2</sup> d)]	Temp-Mittel [°C]	Tmax [°C]	Tmin [°C]
04.06.03	Mittwoch	1.2	221	13.1	13247	21.3	27.4	14.6
05.06.03	Donnerstag	1.5	219	13.7	9140	20.1	25.8	14.9
18.06.03	Mittwoch	2.3	235	11.4	5839	16.4	19.5	14.1
17.07.03	Donnerstag	1.8	224	10.8	7387	17.6	20.8	14.3

Datum	Wochentag	Mittlere PKW-Ge. FS1 [km/h]	DTV [KFZ/d]	LKW [KFZ/d]
04.06.03	Mittwoch	80	79564	13124
05.06.03	Donnerstag	79	82499	13310
18.06.03	Mittwoch	56	71163	10373
17.07.03	Donnerstag	58	78458	12806

Datum	Wochentag	NO <sub>x</sub> -Nord [µg/m <sup>3</sup> ]	NO <sub>x</sub> -Süd [µg/m <sup>3</sup> ]	PM10-Nord- Grav. [µg/m <sup>3</sup> ]	PM10-Süd- Grav. [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5-Nord- Grav. [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5-Süd- Grav. [µg/m <sup>3</sup> ]
04.06.03	Mittwoch	234	68	30	23	19	14
05.06.03	Donnerstag	221	68	35	27	22	18
18.06.03	Mittwoch	203	18	40	30	24	18
17.07.03	Donnerstag	203	21	20	11	10	8

Tab. 5.2: Zusammenstellung der meteorologischen, der verkehrlichen und der Immissionsmessgrößen an den betrachteten Tagen

Die meteorologischen Verhältnisse waren an allen Tagen sehr gut vergleichbar. An den beiden Referenztagen war es etwas wärmer als an den Tagen mit Verkehrsbeeinträchtigung. Die verkehrlichen Kenngrößen wurden bereits diskutiert. Die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen an der Station Nord (= Leestation) sank an den beiden Tagen mit niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten um ca. 10 % ab. Allerdings ist ein starkes Absinken der Vorbelastung (an der Station Süd) zu verzeichnen. Die verkehrsbedingten NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen (**Tab. 5.3**) lagen somit ca. 10 bis 20 % höher als an den Tagen mit normalen Fahrzeuggeschwindigkeiten und Verkehrsfluss!

Datum	Wochentag	PM10- ZB/NO <sub>x</sub> - ZB	NO <sub>x</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	PM10 [µg/m <sup>3</sup> ]	PM10 EC [µg/m <sup>3</sup> ]	PM10 OC [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5 [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5 EC [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5 OC [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5 bis10 [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5 bis10 EC [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5 bis10 OC [µg/m <sup>3</sup> ]
04.06.03	Mittwoch	0.042	165	7	3.7	0.7	5	4.4	0.9	2	-0.7	-0.2
05.06.03	Donnerstag	0.052	153	8	3.3	0.9	4	3.7	0.5	4	-0.4	0.4
18.06.03	Mittwoch	0.054	185	10	3.8	1.8	6	4.0	1.4	4	-0.2	0.4
17.07.03	Donnerstag	0.049	182	9	5.3	1.0	2	5.1	1.0	7	0.2	0.0

Tab. 5.3: Zusatzbelastungen, also Konzentrationen Station Nord minus Süd, für die betrachteten Tage. Erläuterung siehe Text.

Dies ist zunächst erstaunlich. Das Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFa2.1) gibt folgende Veränderungen für die NO<sub>x</sub>-Emissionen der PKW an:

von Verkehrssituation AB\_100gebunden auf AB\_80gebunden: keine Veränderung

von Verkehrssituation AB\_100gebunden auf AB\_Bau1: 14 % Zunahme

von Verkehrssituation AB\_100gebunden auf AB\_Stau: 80 % Zunahme.

Die Emissionsfaktoren für LKW sind bei Veränderung des Tempolimits von 100 km/h auf 80 km/h etwa gleich, bei Stau etwa 3-mal so hoch wie bei 100 km/h. Die Zunahmen lassen sich somit, trotz der geringeren Verkehrsmengen, durch die ungünstigeren fahrzeugspezifischen Emissionen und zusätzlich am 17.07.03 durch das Heranrücken des Emissionsschwerpunktes an die Station Nord erklären.

Auch die PM10-Zusatzbelastungen sind an den Baustellentagen geringfügig höher als an den beiden Normaltagen. Dies ist ebenfalls bei EC (Ruß) und OC (Organischer Kohlenstoff) in PM10 der Fall, wobei die Unterschiede eher gering sind. Auch das Verhältnis von PM10-zur NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung, welches Hinweise auf das unterschiedliche Emissions- und Ausbreitungsverhalten von PM10 und NO<sub>x</sub> liefern kann, unterscheidet sich an den einzelnen Tagen nur gering.

Die PM2.5-Anteile, welche als Indikator für Auspuffemissionen dienen, zeigen ein uneinheitliches Bild. Die Änderungen liegen im Bereich der Messgenauigkeiten. Auffällig ist die sehr niedrige PM2.5-Zusatzbelastung am Tag mit der Tempo-80-Beschränkung. Demgegenüber zeigt die Differenz der PM2.5-Rußkonzentrationen in Lee und Luv unplausibel hohe Werte.

Auch Partikel in der Fraktion 2.5 bis 10  $\mu\text{m}$ , die den Abrieben und der Staubaufwirbelung zugeordnet werden können, weisen keine eindeutigen Hinweise auf veränderte Emissionen gegenüber dem Normalzustand auf. Auffällig hier ist der 17.07.03 mit einem sehr hohen Anteil dieser Partikelfraktion, der allerdings auch durch die auffälligen Messbefunde in der PM<sub>2.5</sub>-Partikelfraktion bedingt sein kann.

Fazit:

Eine systematische und statistisch abgesicherte Untersuchung des Einflusses der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen an der B 10 konnte aufgrund der Datenlage nicht geführt werden. An einigen Tagen waren durch Baustellensituationen geringere Geschwindigkeiten auf der B 10 zu verzeichnen gewesen. Wegen der notwendigen Vergleichbarkeit der meteorologischen Bedingungen und einer notwendigen stabilen Lee-Situation konnten nur zwei dieser „Baustellentage“ den „Normaltagen“ gegenüber gestellt werden. Hierbei konnte kein signifikanter und gesicherter Unterschied in den PM<sub>x</sub>-Belastungen festgestellt werden.

Zu einer systematischen Untersuchung wäre es notwendig, die Fahrzeuggeschwindigkeiten an einem Messquerschnitt durch Signalisierung und Überwachung zu begrenzen und mit längerfristigen Immissions- und meteorologischen Messungen zu begleiten. Die Betrachtung von zufälligen Geschwindigkeitsänderungen, z. B. durch Baustellen, beinhaltet zu viele Änderungen in den Randbedingungen (Verkehrsstärken, räumliche Verkehrsaufteilung, Einfluss der Baustelle etc.), sodass eine eindeutige Feststellung des Einflusses nicht möglich ist.

Dabei ist es unbedingt notwendig, durch die Luv-Lee-Technik, Zusatzbelastungen abzuleiten, um den Einfluss der Hintergrundbelastungen und der meteorologischen Einflüsse auf die Ergebnisse zu minimieren.

## 6 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER BERGSTRASSE IN DRESDEN

Der Schwerpunkt der Datenauswertung für die Bergstraße in Dresden lag darin aufzuzeigen, welchen Einfluss ein durchgeführter Ausbau dieser stark frequentierten Bundesstraße von einer zweistreifigen Straße mit unkoordinierten Lichtsignalanlagen auf eine vierstreifige Straße mit regelkonform ausgebauten Knotenpunkten auf die PM10-Belastungen hatte. Wichtigste Einflussgröße sollte hierbei, neben den Verkehrsmengen die Veränderung des Verkehrsflusses und der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten sein. Dazu wurde zunächst eine Vorher-/Nachher-Betrachtung des Verkehrsflusses und der Fahrzeuggeschwindigkeiten durchgeführt. Anschließend erfolgte eine Berechnung der Emissionen für diese Ausbaustände sowie eine Auswertung der Immissionsdaten mit dem Ziel, ob die zu erwartenden Veränderungen auch immissionsseitig nachzuweisen waren.

### 6.1 Bestimmung der Fahrzeuggeschwindigkeiten und der Verkehrssituation

#### 6.1.1 Allgemeines

Vom Lehrstuhl für Verkehrsökologie an der TU Dresden wurde in den vergangenen Jahren in verschiedenen Vorher/Nachher-Untersuchungen die Emissionsentwicklung auf Dresdner Hauptstraßen vor und nach deren Ausbau untersucht. U. a. wurde im Jahr 2001 die Bergstraße im Bereich der Messstelle befahren und die Verkehrssituationen somit vor dem vierstreifigen Ausbau ermittelt (Richter et al., 2001).

Mit der gleichen Methodik zur Erfassung der Verkehrszustände wurden die Verkehrssituationen auf der Bergstraße in Dresden zwischen Fritz-Löffler-Platz und Knoten Kohlenstraße von der TU Dresden am Stichtag 27.04.2006, also nach dem vierstreifigen Ausbau untersucht (Richter et al., 2006b). Als Ergebnis liegen die Verkehrssituationen nach HBEFA für die Untersuchungsstrecke für diesen Tag abschnittsbezogen und stundenfein vor.

Die Untersuchung der Bergstraße wurde damals und heute u. a. für die folgenden Abschnitte durchgeführt (**Tab. 6.1**).

Weiterhin wurden für den Abschnitt Mommsenstraße bis Zeunerstraße die Verkehrsdaten der Pegelzählstelle des Straßen- und Tiefbauamtes Dresden spurfein und fahrzeugkategoriefein für den Messtag ausgewertet. Mit diesen Daten zu Verkehrssituationen und Verkehrsstärke liegen sehr gute Voraussetzungen für die Emissionsberechnung vor.

Abschnitt		Beginn	Ende
R I	1*	LSA Fritz-Löffler-Platz	LSA Fritz-Förster-Platz
	2	LSA Fritz-Förster-Platz	LSA Mommsenstraße
	3	LSA Mommsenstraße	LSA Nöthnitzer Straße
	4	LSA Nöthnitzer Straße	Kohlenstraße
R II	4	Kohlenstraße	LSA Nöthnitzer Straße
	3	LSA Nöthnitzer Straße	LSA Mommsenstraße
	2	LSA Mommsenstraße	LSA Fritz-Förster-Platz
	1*	LSA Fritz-Förster-Platz	LSA Fritz-Löffler-Platz

Tab. 6.1: Untersuchungsabschnitte an der Bergstraße. Die Messstelle steht im Abschnitt 3 (\*= nur in der Untersuchung 2006).

Der komplette aktuelle Bericht der TU Dresden zur Messmethodik und Datenauswertung ist im Teil B des vorliegenden Berichtes zu finden. Im Folgenden werden die Ergebnisse vorgestellt.

### 6.1.2 Verkehrssituationen

Die Untersuchung zur Situation vor der Ausbaumaßnahme fand am Donnerstag, dem 10. Mai 2001 statt. Dieser Tag war trocken, außerhalb der Ferienzeit und nicht von baulichen Maßnahmen beeinflusst.

Mit der gleichen Methodik zur Erfassung der Verkehrszustände wurden die Verkehrssituationen auf der Bergstraße in Dresden am Donnerstag, dem 27.04.2006 bestimmt. Auch dieser Tag war trocken, außerhalb der Ferienzeit und nicht von baulichen Maßnahmen beeinflusst.

Die ermittelten Verkehrssituationen für die Situation vor dem Ausbau sind in der **Tab. 6.2** und für die Situation nach dem Ausbau in der **Tab. 6.3** dargestellt.

Der Verkehrsfluss hat sich nach dem Ausbau in beiden Richtungen deutlich verbessert. Stadtauswärts (R I) war vor dem Ausbau ein mäßiger Verkehrsfluss (LSA2), stadteinwärts (R II) ein schlechter Verkehrsfluss (Kern) zu verzeichnen gewesen. Nach dem Ausbau funktioniert stadtauswärts die Grüne Welle (HVS2), stadteinwärts gibt es Haltezeiten an den

Stunde	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	
Abschnitt																									
R I																									
	2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2
	3	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2
	4	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	HVS2
R II																									
	4	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2
	3	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2
	2	LSA1	LSA1	LSA1	LSA1	LSA1	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	LSA1	LSA1
	1																								

Tab. 6.2: Verkehrliche Situation auf der Bergstraße in Dresden im Mai 2001, also vor dem Ausbau (Quelle: Richter et al., 2001)



Stunde		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	
Abschnitt																										
R I	1																									
	2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2
	3	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2
	4	HV>50 _2	HV>50 _2	HVS> 50_2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>5 0_2	HV>50_ 2	HV>50_ 2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50_ 2	HV>50_ 2	HV>50_ 2	HV>50_ 2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	HV>50 _2	
R II	4	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	LSA2	
	3	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	HVS2	
	2	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	HVS4	
	1																									

Tab. 6.3: Verkehrliche Situation auf der Bergstraße in Dresden im April 2006, also nach dem Ausbau (Quelle: Richter et al., 2006b)

Lichtsignalanlagen, die den Verkehrsfluss im Allgemeinen gering beeinträchtigen (HVS 2, LSA 2), nur am Knoten Förster-Platz stark beeinträchtigen (HVS4).

### 6.1.3 Fahrzeuggeschwindigkeiten

Der Bestimmung der Verkehrssituationen lagen u. a. die Auswertung von Geschwindigkeits-Zeit-Diagrammen zugrunde. Aus diesen können die statistischen Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten auf den entsprechenden Straßenabschnitten bestimmt werden. Für den Abschnitt im Bereich der Messstelle wurden die in der **Tab. 6.4** (vor dem Ausbau) und **Tab. 6.5** (nach dem Ausbau) dargestellten Größen ermittelt.

So lagen die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten auf dem Abschnitt zwischen Mommsenstraße und Nöthnitzer Straße vor dem Ausbau bei ca. 30 km/h und nach dem Ausbau bei über 40 km/h. Das bedeutet aber nicht, dass im Zustand vor dem Ausbau konstant mit 30 km/h gefahren wurde. Wie die Perzentile (Q75, Q90) der Fahrzeuggeschwindigkeiten zeigen, fuhren die Fahrzeuge, falls sie nicht durch die LSA im Verkehrsfluss behindert wurden, vor dem Ausbau im Mittel Geschwindigkeiten um ca. 40 bis 45 km/h, nach dem Ausbau ca. 45 bis 50 km/h.

### 6.1.4 Verkehrsstärken

Die Erhebung der Verkehrsstärken im Jahr 2001 basierte auf der Auswertung der Pegelzählstelle (PZS) Bergstraße der Stadt Dresden sowie zum Teil auf Handzählungen zur Zuordnung der Fahrzeugkategorien (Richter et al., 2001). Insgesamt wurden für die Bergstraße für einen Werktag im Mai 2001 21 696 Kfz/24h, davon 1 960 SNF/24h (entspricht 9.0 %) ermittelt.

Für die Erhebung der Verkehrsstärken auf der Untersuchungsstrecke im Jahr 2006 lag der günstige Umstand vor, dass in ca. 50 m Entfernung vom Feinstaub-Messcontainer im Bereich zwischen Mommsenstraße und Zeunerstraße eine Pegelzählstelle des Straßen- und Tiefbauamtes der Stadt Dresden (STA) installiert ist. Dabei wird nunmehr nach den Fahrzeugkategorien Motorräder, PKW, PKW mit Anhänger, Kleintransporter, Busse, LKW und LZ/SZ unterschieden. Das Straßen- und Tiefbauamt Dresden stellte die erforderlichen Daten der Pegelzählstellen für die Jahre 2005 und 2006 (soweit vorhanden) zur Verfügung.

**Bergstraße zwischen Nöthnitzer Straße und Mommsenstraße (stadteinwärts) am 10.05.2001**  
**Verkehrssituation: Innerorts Kern**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	19.56	28.49	-0.36	Konstantfahrt/% 30.14
Standardabw.	17.08	12.32	3.44	
Q10	0	10.92	-4.28	
Q25	0	20.40	-0.95	
Q75	34.60	38.50	0.77	Standanteil/% 33.94
Q90	42.20	45.00	3.08	

**Bergstraße zwischen Nöthnitzer Straße und Mommsenstraße (stadtauswärts) am 10.05.2001**  
**Verkehrssituation: Innerorts LSA 2**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	27.35	30.87	0.56	Konstantfahrt/% 39.34
Standardabw.	16.09	13.50	3.90	
Q10	0.80	12.00	-3.90	
Q25	14.30	19.20	-1.45	
Q75	42.20	42.70	2.78	Standanteil/% 12.00
Q90	46.00	46.40	5.63	

Tab. 6.4: Messtechnisch erfasste statistische Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten im Bereich der Messstelle Bergstraße in Dresden vor dem Ausbau der Straße (Quelle: Richter et al., 2001)

**Bergstraße zwischen Nöthnitzer Straße und Mommsenstraße (stadteinwärts) am  
27.04.2006** **Verkehrssituation: Innerorts HVS 2**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	41.95	41.76	0.76	Konstantfahrt/%
Standardabw.	6.08	6.04	3.45	72.09
Q10	34.80	34.60	-3.67	
Q25	37.80	37.70	-0.54	
Q75	45.80	45.70	2.50	Standanteil/%
Q90	50.26	50.04	4.25	0.00

**Bergstraße zwischen Nöthnitzer Straße und Mommsenstraße (stadtauswärts) am  
27.04.2006** **Verkehrssituation: Innerorts HVS 2**

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	47.37	47.28	0.07	Konstantfahrt/%
Standardabw.	5.04	5.11	4.38	63.35
Q10	40.40	40.31	-5.96	
Q25	44.65	44.50	-2.49	
Q75	51.15	51.20	3.18	Standanteil/%
Q90	52.90	52.90	4.92	0.00

Tab. 6.5: Messtechnisch erfasste statistische Kenngrößen der Fahrzeuggeschwindigkeiten im Bereich der Messstelle Bergstraße in Dresden **nach** dem Ausbau der Straße (Quelle: Richter et al., 2006b)

Damit liegen die stündlichen Werte für die Verkehrsstärken der einzelnen Fahrzeugkategorien für das Jahr 2005 und die gesamte Woche vom 24.04.2006 bis 30.04.2006 richtungsfein vor. Aus den vom STA übergebenen Rohdaten der PZS konnten außerdem die Stundenwerte für den Untersuchungstag 27.04.2006 fahrspurfein ermittelt werden (Richter et al., 2006b; siehe Anhang 1). Die Tagesgänge getrennt nach Fahrzeuggruppen und Fahrrichtungen sind beispielhaft in der **Abb. 6.1** aufgezeigt.

Insgesamt wurden für die Bergstraße für einen Werktag im April 2006 26 378 Kfz/24h, davon 1 673 SNF/24h (entspricht 6.3 %) ermittelt. Im Vergleich zum Jahr 2001 ist somit auf der Bergstraße in Dresden die Gesamtverkehrsstärke um ca. 21.5 % angestiegen, der absolute SNF-Verkehr um ca. 15 % gesunken. Wesentlichster Grund für die Veränderung in den Verkehrsstärken ist sicherlich die Inbetriebnahme der A 17 bis Pirna, die den Schwerverkehr von und nach Prag um Dresden leitet, aber die PKW über die Bergstraße als Autobahnzubringer anzieht. Die Verkehrszahlen im Jahr 2005 liegen im Mittel der Monate Februar bis Juni 2005 mit werktags 20 500 Kfz/24h, davon 1 400 SNF/24h (entspricht 6.8 %), ca. 22 % niedriger als im April 2006.

## 6.2 Auswertung der Immissionsdaten

In der **Abb. 6.2** (oben) sind die verfügbaren PM<sub>10</sub>-Konzentrationen in Dresden Bergstraße, Dresden-Mitte und Radebeul-Wahnsdorf im Jahr 2003, also vor dem Ausbau der Bergstraße dargestellt. Hier liegen Messdaten für den Zeitraum vom 04.02. bis 10.08.2003 (188 Tage) vor.

In der **Abb. 6.2** (unten) sind die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen an diesen Stationen für das Jahr 2005, also nach Abschluss des Ausbaus dargestellt. Hier liegen vollständige Messdatensätze aller drei Stationen bis 17.12.2005 vor.

Im Auswertzeitraum 2003 sind in der Bergstraße PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastungen bis 170 µg/m<sup>3</sup> (am 28.02.2003) festgestellt worden. Insbesondere im Zeitraum 10.02. bis 06.03. sowie 19.04. bis 28.04.2003 zeigten sich relativ hohe Belastungen über einen längeren Zeitraum, die vor allem durch die regionale Hintergrundbelastung (ca. 40 bis 106 µg/m<sup>3</sup>) gekennzeichnet waren.

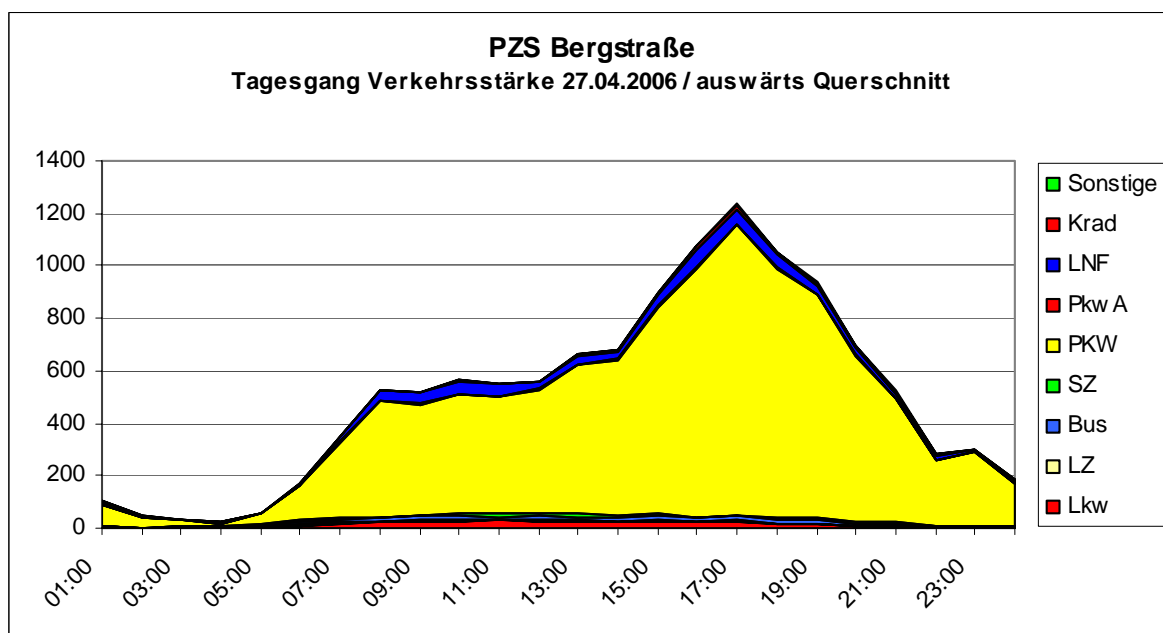
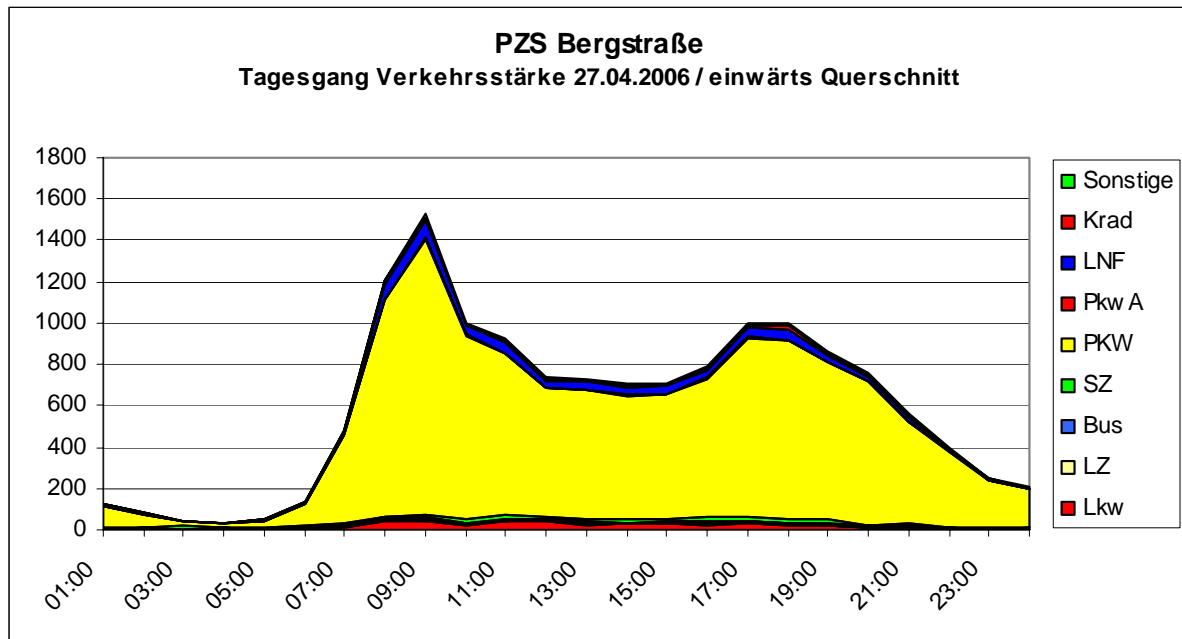


Abb. 6.1: Tagesgänge der Verkehrsstärken am Messquerschnitt Bergstraße im April 2006

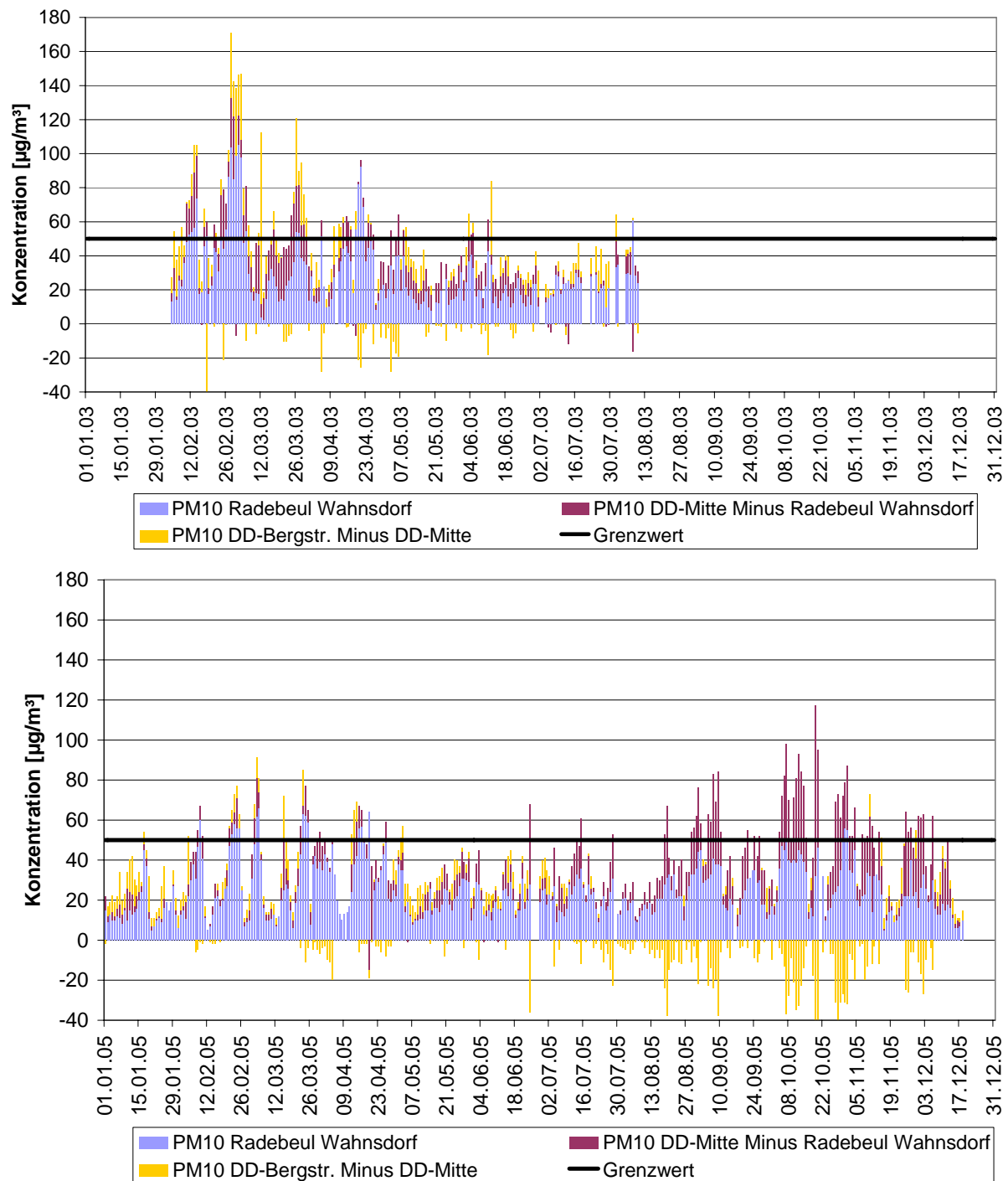


Abb. 6.2: Verfügbare PM10-Tagesmittelwerte an den Stationen Dresden-Bergstraße, Dresden-Mitte und Radebeul-Wahnsdorf für das Jahr 2003 (also vor Ausbau der Bergstraße; oben) sowie 2005 (also nach Ausbau der Bergstraße; unten). Negative Werte: Die Konzentrationen an der Verkehrsstation waren niedriger als in Dresden-Mitte und/oder Radebeul.

Im Auswertezeitraum 2005 sind in der Bergstraße PM10-Gesamtbelastungen bis  $91 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (am 04.03.2005) festgestellt worden. Es fällt auf, dass ab ca. August 2005 die PM10-Konzentrationen an der Messstelle Dresden-Mitte (städtischer Hintergrund) häufig deutlich höher als an der Verkehrsstation in der Bergstraße lagen. Dies ist durch den ab 30.05.2005 begonnenen Umbau des Postplatzes verursacht, der u. a. mit umfangreichen Erdarbeiten zum Teil in unmittelbarer Nähe des Messcontainers einherging. So wurden z. B. zwischen dem 27.10 und 01.11.2005 an der Messstelle Dresden-Mitte PM10-Belastungen von 61 bis  $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. Das waren 27 bis  $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mehr als an der Messstelle Bergstraße und 22 bis  $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mehr als im regionalen Hintergrund (Radebeul-Wahnsdorf).

Um in der nachfolgend beschriebenen Datenauswertung vergleichbare Zeiträume und bei der Ableitung der Zusatzbelastung von der Baustelle Postplatz weitgehend unbeeinflusste Datensätze zu verwenden, wurde als Auswertezeitraum vor dem Ausbau der Bergstraße der 04.02. bis 30.06.2003 und als Auswertezeitraum nach dem Ausbau der Bergstraße der 04.02. bis 30.06.2005 (also jeweils 146 Tage) festgelegt.

Eine Zusammenfassung der statistischen Kenngrößen ist in der **Tab. 6.6** differenziert nach Wochenmittel, Werktagmittel, Samstag und Sonntag für den jeweiligen Zeitraum aufgezeigt.

Es kann festgestellt werden, dass die PM10-Konzentrationen in der Bergstraße im Auswertezeitraum 2005 deutlich (ca. 25 %) niedriger lagen als im Vergleichszeitraum 2003. Daraus kann allerdings nicht direkt geschlussfolgert werden, dass dies den geänderten Verkehrssituationen infolge des Ausbaus geschuldet ist, weil neben den geänderten Verkehrsfluss und Fahrgeschwindigkeiten

- sich die Verkehrsmengen und Zusammensetzung geändert haben,
- sich die fahrzeugspezifischen motorbedingten Emissionen wegen der fortschreitenden Modernisierung der Fahrzeugflotte zwischen 2003 und 2005 geändert haben und
- die meteorologischen Bedingungen sowie die regionale Hintergrundbelastung, die einen hohen Einfluss auf die PM10-Konzentrationen haben, unterschiedlich sind.

Im Folgenden wird deshalb versucht, diese Einflüsse zu separieren.



<b>Zeitraum (04.02.2003 - 30.06.2003); vor Ausbau der Straße</b>				
<b>Dresden-Bergstraße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
DTV [Kfz/d]	18 600	19 500	17 900	14 200
SV [SV/d]	2 030	2 570	1 010	340
SV [%]	13.1	13.2	5.7	2.4
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	47.8	51.4	45.1	35.9
<b>Dresden-Mitte</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	42.0	43.2	42.4	36.4
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	48.6	53.4	42.3	34.1
<b>Radebeul-Wahnsdorf</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	29.3	29.3	30.2	29.0
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	22.0	23.6	21.1	15.4
<b>Zeitraum (04.02.2005 - 30.06.2005); nach Ausbau der Straße</b>				
<b>Dresden-Bergstraße</b>	<b>Wochenmittel</b>	<b>Mo - Fr</b>	<b>Samstag</b>	<b>Sonntag</b>
DTV [Kfz/d]	20 000	21 900	17 000	14 100
SV [SV/d]	1 200	1 460	560	320
SV [%]	6.0	6.7	3.3	2.3
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	36.2	39.2	29.2	29.4
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	151.6	178.7	105.9	79.4
<b>Dresden-Mitte</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	32.7	35.2	27.3	27.5
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	39.6	45.3	32.7	23.5
<b>Radebeul-Wahnsdorf</b>				
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	26.5	27.4	23.5	25.3
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	19.8	22.0	17.3	12.8

Tab. 6.6: Statistische Kenngrößen für den jeweiligen Zeitraum. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße.

### **Einfluss der Hintergrundbelastung**

Eine direkte Hintergrundmessstelle liegt für die Bergstraße nicht vor. Die Station Dresden-Mitte (Postplatz, ca. 3 km nördlich) fungiert als städtische Hintergrundmessstelle. Durch Sensitivitätsbetrachtungen innerhalb verschiedener Projekte ist der Verkehrseinfluss der umliegenden Straßen auf die PM10-Konzentrationen an der Station Dresden-Mitte zu ca.  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  abgeschätzt worden. Die tatsächliche Vorbelastung an der Bergstraße wird allerdings aufgrund der Lage relativ nahe zum Stadtrand zwischen der Station Wahnsdorf und Dresden-Mitte liegen. Die Vorbelastung im *Wochenmittel* wird deshalb als Mittelwert zwi-

---

schen Dresden-Mitte (reduziert um die  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Verkehrsbeitrag) und Radebeul-Wahnsdorf mit

ca.  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für den Auswertzeitraum 2003 sowie  
ca.  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für den Auswertzeitraum 2005

abgeschätzt. Unter Beachtung dieser Vorbelastungen kann die verkehrsbedingte Zusatzbelastung an der Bergstraße zu

ca.  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für den Auswertzeitraum 2003 sowie  
ca.  $8.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für den Auswertzeitraum 2005

abgeschätzt werden.

An den verkehrsreichen Wochentagen (Montag bis Freitag) liegt die Zusatzbelastung bei

ca.  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für den Auswertzeitraum 2003 sowie  
ca.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für den Auswertzeitraum 2005.

Dies wäre eine Abnahme der verkehrsbedingten PM10-Konzentrationen nach Ausbau der Bergstraße im Wochenmittel um ca.  $5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (entspricht 55 %) bzw. im Werktagmittel um ca.  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (entspricht 45 %).

### **Einfluss der Meteorologie**

Repräsentative Windmessdaten in den beiden Auswertzeiträumen standen leider nicht zur Verfügung.

Aus vielfältigen Untersuchungen ist bekannt, dass das Jahr 2003 ein im Sinne der PM10-Konzentrationen ungünstiges Jahr war. Dies war u. a. bedingt durch häufige und lang anhaltende Trockenperioden begleitet von hohen Temperaturen, häufige stabile Hochdruckwetterlagen mit daraus resultierenden hohen Hintergrundkonzentrationen sowie schlechten Austauschbedingungen.

Dies zeigt sich z. B. auch im Verhältnis der städtischen und der regionalen Hintergrundbelastungen in Dresden. So liegt im Wochenmittel die regionale PM10-Hintergrundbelastung (Radebeul-Wahnsdorf) im Auswertzeitraum 2003 ca. 10 % höher als im Auswertzeitraum 2005, die städtische Hintergrundbelastung (Postplatz) liegt im Auswertzeitraum 2003 ca.

30 % höher als 2005 (**Tab. 6.6**). Auch die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen liegen 2003 deutlich höher als 2005 (ebenfalls 10 % im regionalen Hintergrund und ca. 23 % im städtischen Hintergrund).

Es kann deshalb begründet angenommen werden, dass die 2003 beobachteten PM10-Zusatzbelastung an der Bergstraße ca. 10 bis 30 %, also ca. 1 bis 3 µg/m<sup>3</sup>, höher als in einem normalen Jahr (wie 2005) war. Durch die unterschiedlichen meteorologischen Verhältnisse sind somit ca. 1 bis 3 µg/m<sup>3</sup> der zwischen 2003 und 2005 beobachteten Abnahme der PM10-Zusatzbelastung verursacht.

Damit verbleibt eine nicht von der Meteorologie beeinflusste Abnahme der PM10-Zusatzbelastung an der Bergstraße nach dem Ausbau im Mittel um ca. 2.5 bis 4.5 µg/m<sup>3</sup>.

### **Einfluss der Verkehrsstärke, Flottenzusammensetzung und Bezugsjahr**

Zwischen den Auswerteziträumen 2003 und 2005 hat sich die durchschnittliche tägliche PKW-Verkehrsstärke um 14 % erhöht und der Schwerverkehr um 41 % reduziert (**Tab. 6.6**). Die Ermittlung der Verkehrssituationen ergab im Bereich der Messstelle im Jahr 2001 (also vor Ausbau der Bergstraße) stadtauswärts die Verkehrssituation „LSA2“ (+6 % Längsneigung) sowie stadteinwärts die Verkehrssituation „Kern“ (-6 % Längsneigung). Da die Verkehrsstärken (**Tab. 6.2**) im Jahr 2001 etwa denen im Jahr 2003 (**Tab. 5.6**) entsprachen und auch der Ausbaugrad der Bergstraße gleich war, kann für das Jahr 2003 die gleiche Verkehrssituation wie im Jahr 2001 angenommen werden. Genauso werden für das Jahr 2005 die gleichen Verkehrssituationen wie die im Jahr 2006 messtechnisch erfassten verwendet.

Für die o. g. Verkehrssituationen können entsprechend IFEU (2007) und BASt (2005) folgende Emissionen ermittelt werden:

Unter der theoretischen Annahme, dass keine Änderung der Verkehrssituation und der Fahrzeuggeschwindigkeiten nach dem Ausbau stattgefunden hätte, wäre unter Berücksichtigung der geänderten Verkehrsstärken und der im Jahr 2005 niedrigeren fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren eine Abnahme der PM10-Emissionen und damit der „Meteorologie bereinigten“ PM10-Zusatzbelastungen um ca. 8 %, das heißt um ca.  $0.08 \times 11 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zu erwarten gewesen.

Es bleiben im Mittel somit ca. 1.6 bis 3.6 µg/m<sup>3</sup> Reduktion, entspricht ca. 15 bis 33 % der „Meteorologie bereinigten“ Zusatzbelastung, die der positiven Wirkung der gegenüber 2003

günstigeren Verkehrssituationen (HVS2 = grüne Welle) im Bereich der Messstelle zugeschrieben werden können.

Das theoretische Minderungspotenzial für die verbesserte Verkehrssituation ergibt sich entsprechend **Tab. 6.7** für die motorbedingten PM10-Emissionen zu 14 %, für die nicht motorbedingten PM10-Emissionen zu 56 % und für die Summe aus motor- und nicht motorbedingten PM10-Emissionen zu 45 %. Dies ist mehr als die aus der Messdatenauswertung ermittelte Abnahme von ca. 15 bis 33 %.

Bergstraße	Länge	DTV		NO <sub>x</sub>		PM10 (Motor)		PM10 (Auf/Ab)	
	[km]	PKW inkl. LNF	SV	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]
<b>Abschnitt 3 (2003)</b>	0.318	16 570	2 030	1.746	3 765	0.057	124	0.104	226
<b>Abschnitt 3 (2005) mit Verkehrssitua- tion 2005</b>	0.318	18 844	1 204	0.922	2 143	0.030	70	0.046	107
<b>Abschnitt 3 (2005) mit Verkehrssitua- tion 2003</b>	0.318	18 844	1 204	1.001	2 325	0.035	81	0.104	241

Tab. 6.7: Ergebnis der Berechnung für die Emissionen im Bereich der Messstelle Bergstraße (IFEU, 2007, Lohmeyer, 2004b)

Es sei darauf hingewiesen, dass diese Werte aufgrund der Unsicherheit in der Vorbelastungsbestimmung, durch die Verwendung der Winddaten an der Station Großer Garten, welche zwar repräsentativ für das Stadtgebiet Dresden sind, aber nicht im gleichen Zeitraum wie die Immissionsmessungen aufgenommen worden, sowie durch die eingeschränkten Messzeiträume mit Unsicherheiten behaftet sind. Die ermittelten Reduktionen der PM10-Zusatzbelastung von 15 bis 45 % zeigen hierbei eine Bandbreite des möglichen Minderungspotenzials durch die Verflüssigung des Verkehrs in der Bergstraße in Dresden auf.

Fazit:

Aus den Datenauswertungen zur Bergstraße in Dresden kann folgendes Fazit gezogen werden:

Die messtechnisch beobachtete Abnahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertungszeitraum vor dem Ausbau und nach dem Ausbau von 12 µg/m<sup>3</sup> bzw. 5.5 µg/m<sup>3</sup> in der PM10-Zusatzbelastung resultierte aus

- 6.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Abnahme der Hintergrundbelastung,
- 1.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Abnahme durch unterschiedliche meteorologische Bedingungen,
- 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Reduktion der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und -  
zusammensetzung sowie veränderte fahrzeugspezifische  
Emissionen.

Dadurch ergibt sich eine

**Reduktion durch Verbesserung des Verkehrsflusses (Grüne Welle) von  
ca. 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (ca. 35 % der PM10-Zusatzbelastung)**

## 7 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER SCHILDHORNSTRASSE

Der Schwerpunkt der Datenauswertung für die Schildhornstraße in Berlin lag darin aufzuzeigen, welchen Einfluss eine Geschwindigkeitsbeschränkung von 50 km/h auf 30 km/h mit gleichzeitiger Überwachung des Tempolimits auf die PM10-Belastungen hatte.

Die Geschwindigkeitsbeschränkung auf 30 km/h wurde am 01.11.2005 eingerichtet. Messdaten aus dem BLUME lagen zwischen 01.07.2004 und 31.03.2006 vor. Um möglichst meteorologisch und zeitlich ähnliche Zeiträume miteinander vergleichen zu können, wurden folgende Auswertezzeiträume festgelegt:

Tempolimit 50 km/h (T50):	01.11.2004 bis 31.03.2005
Tempolimit 30 km/h (T30):	01.11.2005 bis 31.03.2006

Dies entspricht in beiden Fällen einem Zeitraum von 5 Monaten, wobei die im Allgemeinen mit hohen PM10-Konzentrationen belasteten Übergangszeiten Herbst/Winter und Winter/Frühjahr mit beinhaltet waren.

Die Zeitreihen der PM10-Konzentrationen für beide Zeiträume sind in der **Abb. 7.1** dargestellt. Dabei zeigt sich erwartungsgemäß, dass die Hintergrundbelastung den höchsten Anteil an der PM10-Belastung in der Schildhornstraße ausfüllt. Im ausgewerteten Zeitraum der T30-Signalisierung waren insbesondere im Januar 2006 mehrere Episoden mit sehr hohen PM10-Hintergrundbelastungen (bis 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gemessen worden.

Der nachfolgend durchgeführte Vergleich berücksichtigt deshalb die Einflüsse der Hintergrundbelastung und meteorologisch bedingten Ausbreitungsverhältnisse. Dies erfolgt durch die Abschätzung der Zusatzbelastung und durch den Vergleich der PM10- mit den  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen und zusätzlich durch den Vergleich der Zusatzbelastungen (PM10 und  $\text{NO}_x$ ) von Schildhornstraße und Frankfurter Allee. Da die Konzentrationen in der Frankfurter Allee vom T30 in der Schildhornstraße unabhängig sind, kann die Situation dort als Indikator für die meteorologisch bedingten Ausbreitungsverhältnisse dienen.

Dabei werden nur die Werktage (Montag bis Freitag, ohne Feiertage und ohne 31.12.) ausgewertet, da hier die höchsten verkehrsbedingten PM10-Konzentrationen auftreten, der „Messeffekt“ also am größten ist.

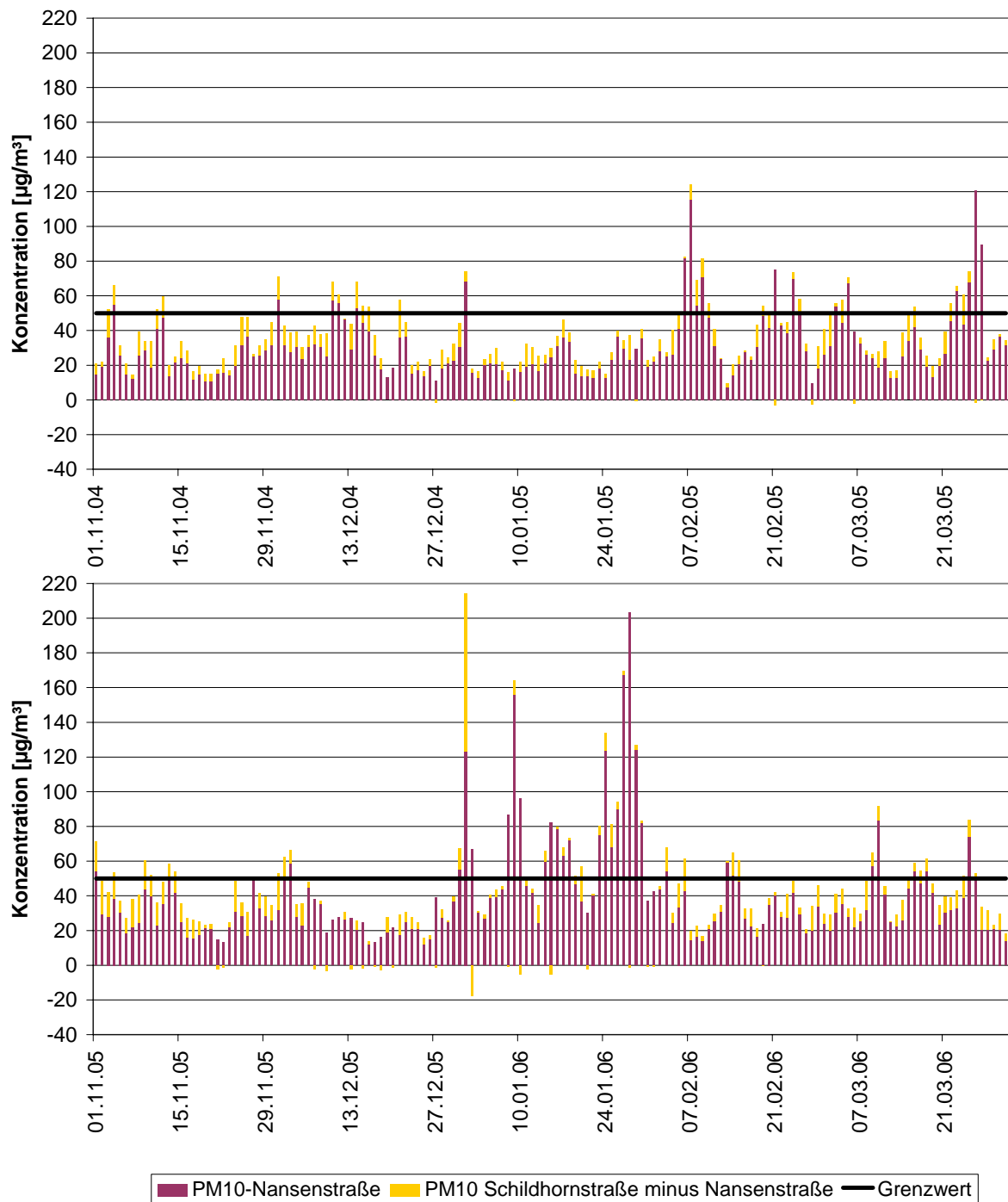


Abb. 7.1: PM10-Tagesmittelwerte an den Stationen Nansenstraße und Schildhornstraße für die Zeiträume mit Geschwindigkeitsbeschränkung auf 50 km/h (oben) sowie auf 30 km/h (unten). Negative Werte: Die Konzentrationen an der Verkehrsstation waren niedriger als in der Nansenstraße.

## 7.1 Fahrzeuggeschwindigkeiten

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden durch Lohmeyer (2001) u. a. Stundenmittelwerte der Verkehrsmengen und der Fahrzeuggeschwindigkeiten im November/Dezember 2000 mittels Verkehrszählplatten NC90A ermittelt. Die durchschnittlichen Verkehrsmengen betragen damals zwischen 33 000 Kfz/24h am Sonntag und ca. 46 000 Kfz/24h an Werktagen.

Die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten im Zeitraum von 11 Tagen (11.11. bis 17.11.2000) sind in **Abb. 7.2** getrennt nach Fahrtrichtung dargestellt.

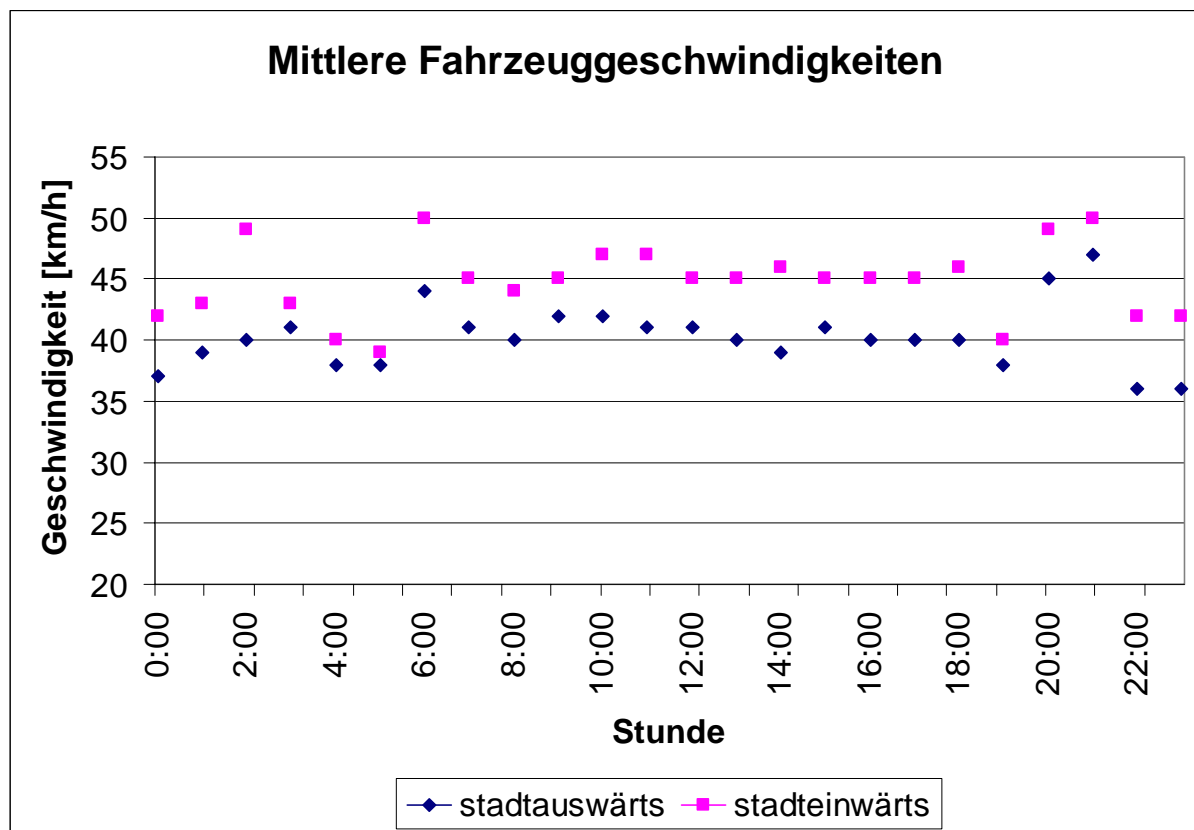


Abb. 6.2: Mittlere Fahrzeuggeschwindigkeiten im Zeitraum 11.11. bis 17.11.2000  
Quelle: Lohmeyer (2001)

Bedingt durch das hohe Verkehrsaufkommen sank die Fahrzeuggeschwindigkeit ab ca. 5.00 Uhr von ca. 42 km/h auf ca. 38 km/h (Richtung Westen) und von ca. 45 km/h auf ca. 40 km/h (Richtung Osten). Nach dem Feierabendverkehr (20.00 Uhr) war ein Wiederanstieg der Geschwindigkeit auf ca. 50 km/h (Richtung Osten) und ca. 45 km/h (Richtung Westen) zu vermerken. Die tagesgemittelte Geschwindigkeit wurde mit 39 km/h (Richtung Westen)



bzw. 43 km/h (Richtung Osten) ermittelt. Da weder bauliche Veränderungen im Straßenraum zwischen den Jahren 2000 und 2005 im Bereich der Messstelle stattgefunden haben und auch die Verkehrsmengen sich nicht relevant verändert haben, dürfte diese Geschwindigkeitssituation auch vor der T30-Beschränkung zu verzeichnen gewesen sein.

Für die Situation nach Einrichtung der T30-Begrenzung liegen keine Geschwindigkeitsmessungen vor. Da aber die Geschwindigkeit zumindest in stadteinwärtige Richtung durch eine stationäre Radaranlage auch überprüft wird, ist von einer weitgehenden Einhaltung des Tempolimits auszugehen. Das tagesmittlere Geschwindigkeitsniveau sollte daher um ca. 10 bis 15 km/h abgesunken sein, in den verkehrssarmen Nachtstunden um ca. 15 bis 20 km/h.

## 7.2 Auswertung der Immissionsdaten

In der **Tab. 7.1** sind die statistischen Kenngrößen in den beiden Messzeiträumen sowie deren prozentuale Veränderung aufgeführt. Es kann festgestellt werden, dass die PM10-Gesamtbelastung im T30-Zeitraum in der Schildhornstraße um  $6.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (= 16 %), in der Frankfurter Allee um  $8.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (= 21 %) relativ zum T50-Zeitraum gestiegen ist. Dagegen hat sich die  $\text{NO}_x$ -Gesamtbelastung in der Schildhornstraße und in der Frankfurter Allee kaum geändert (+1 bis -5 %).

Daraus kann allerdings nicht geschlussfolgert werden, dass die Einführung des Tempolimits zu einer Erhöhung der PM10-Konzentrationen in der Schildhornstraße geführt hat. Die Veränderungen können dadurch bedingt sein, weil

- sich die Verkehrsmengen geändert haben könnten,
- sich die fahrzeugspezifischen motorbedingten Emissionen wegen der fortschreitenden Modernisierung der Fahrzeugflotte zwischen 2005 und 2006 geändert haben könnten
- die meteorologischen Bedingungen sowie die regionale Hintergrundbelastung, die einen hohen Einfluss auf die PM10-Konzentrationen haben, unterschiedlich gewesen sein können
- und die Geschwindigkeitsbeschränkung auf 30 km/h eingeführt worden ist.

Im Folgenden wird versucht, diese Einflüsse zu diskutieren bzw. zu quantifizieren.

	<b>Mo - Fr</b> <b>01.11.2004 - 31.03.2005</b> <b>T50</b>	<b>Mo - Fr</b> <b>01.11.2005 - 31.03.2006</b> <b>T30</b>	<b>Veränderung T30</b> <b>zu T50 [%]</b>
<b>Schildhornstraße</b>			
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	39.0	45.4	+16
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	178	181	+1
RZ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	6.5	7.3	+12
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	8.0	7.0	-12
RZ-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	3.4	3.4	0
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	122	126	+3
PM10-ZB/NO <sub>x</sub> -ZB	0.07	0.06	-15
RZ-ZB/NO <sub>x</sub> -ZB	0.028	0.027	-3
<b>Frankfurter Allee</b>			
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	40.6	49.1	+21
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	125	119	-5
RZ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	5.5	6.3	+15
PM10-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	9.8	10.8	+10
RZ-ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2.4	2.4	+2
NO <sub>x</sub> -ZB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	68	64	-6
PM10-ZB/NO <sub>x</sub> -ZB	0.14	0.17	+17
RZ-ZB/NO <sub>x</sub> -ZB	0.035	0.038	+9
<b>Nansenstraße</b>			
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	30.8	38.3	+24
NO <sub>x</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	56	56	-1
RZ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	3.1	3.9	+25

Tab. 7.1: Statistische Kenngrößen in den Auswertezwischenräumen sowie deren prozentuale Veränderung. Datenbasis Tagesmittelwerte.

### **Einfluss der Hintergrundbelastung**

Die städtische PM10-Hintergrundbelastung (= Nansenstraße) ist im T30-Zeitraum um  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (= 24 %) gegenüber dem T50-Zeitraum gestiegen. Dagegen hat sich die NO<sub>x</sub>-Hintergrundbelastung kaum geändert (-1 %). Die Hintergrundbelastung von Ruß ist um  $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (25 %) gestiegen. Der prozentuale Anstieg entspricht dem prozentualen Anstieg von PM10.

Dies führt dazu, dass die PM10-Zusatzbelastung (Verkehrsstation minus Nansenstraße) im T30-Zeitraum in der Frankfurt Allee, also dort wo keine Geschwindigkeitsbeschränkung eingeführt wurde, um  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (+10 %) angestiegen ist. Dagegen ist sie in der Schildhornstraße, wo das Tempolimit eingeführt wurde, um  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (-12 %) gefallen.

Die Ruß-Zusatzbelastung ist im T30 Zeitraum in der Frankfurter Allee gegenüber der im T50-Zeitraum leicht erhöht (Steigerung um 2 %). In der Schildhornstraße ist sie unverändert (0 %) geblieben.

### **Einfluss der Verkehrsstärken, Flottenzusammensetzungen und fahrzeugspezifischen Emissionen**

Verkehrszählwerte für die beiden Vergleichzeiträume lagen nicht vor. Die beiden Auswertzeiträume liegen zeitlich etwa 1 Jahr auseinander. Infrastrukturelle Maßnahmen im Nahbereich der Schildhornstraße wurden nicht umgesetzt. Nach Angaben der Senatsverwaltung Berlin ist deshalb nicht von einer relevanten Änderung der Verkehrsmengen und Verkehrszusammensetzung auszugehen.

Auch die fahrzeugspezifischen Emissionen unterscheiden sich zwischen den beiden Auswertzeiträumen nur gering. Beim PM10 ist in der Summe aus motor- und nicht motorbedingten Emissionen von einer Reduktion von max. 2 % auszugehen. Dies wird im Folgenden vernachlässigt. Es verbleibt deshalb weiterhin eine Reduktion um  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der PM10-Zusatzbelastung an der Schildhornstraße bzw. im Vergleich zur Frankfurter Allee um  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### **Einfluss der Meteorologie**

Ein Vergleich der Wind- und Feuchteverhältnisse in den beiden Zeiträumen ist in der **Abb. 7.3** gegeben.

Im Auswertzeitraum der T50-Signalisierung dominieren südwestliche bis westliche Windrichtungen. Im Auswertzeitraum der T30-Signalisierung sind südöstlichen bis östliche Windrichtungen häufiger als im T50-Auswertzeitraum. Bei diesen Windrichtungen werden im Allgemeinen höhere PM10-Hintergrundbelastungen verzeichnet und es sind auch die Austauschbedingungen ungünstiger. Dies wird durch die PM10-Konzentrationen im städtischen Hintergrund (Nansenstraße) bestätigt.

Die Windgeschwindigkeiten im T30-Zeitraum liegen im Mittel niedriger (mittlere Windgeschwindigkeit 2.7 m/s) als im T50-Zeitraum (3.2 m/s). Dies zeigt sich insbesondere in einer deutlich größeren Häufigkeit von Windgeschwindigkeiten kleiner 3.5 m/s im T30-Zeitraum. Die Berechnungen mit MISKAM an der Messstation Schildhornstraße weisen auf ca. 14 % höhere Zusatzbelastungen im T30-Zeitraum relativ zum T50-Zeitraum hin (siehe unten).

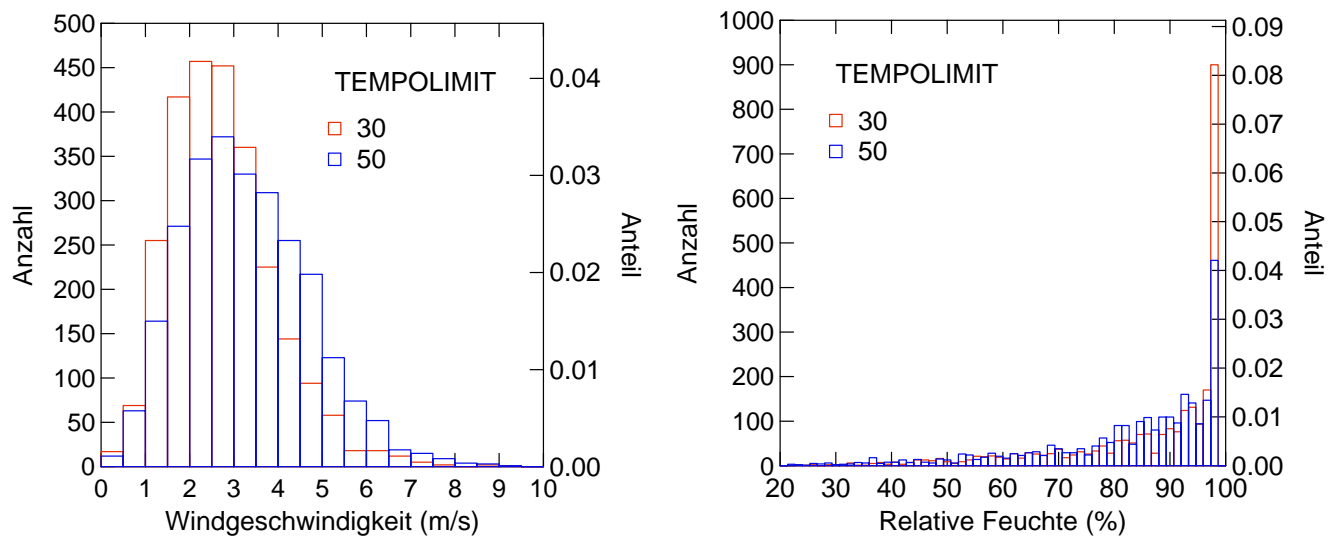
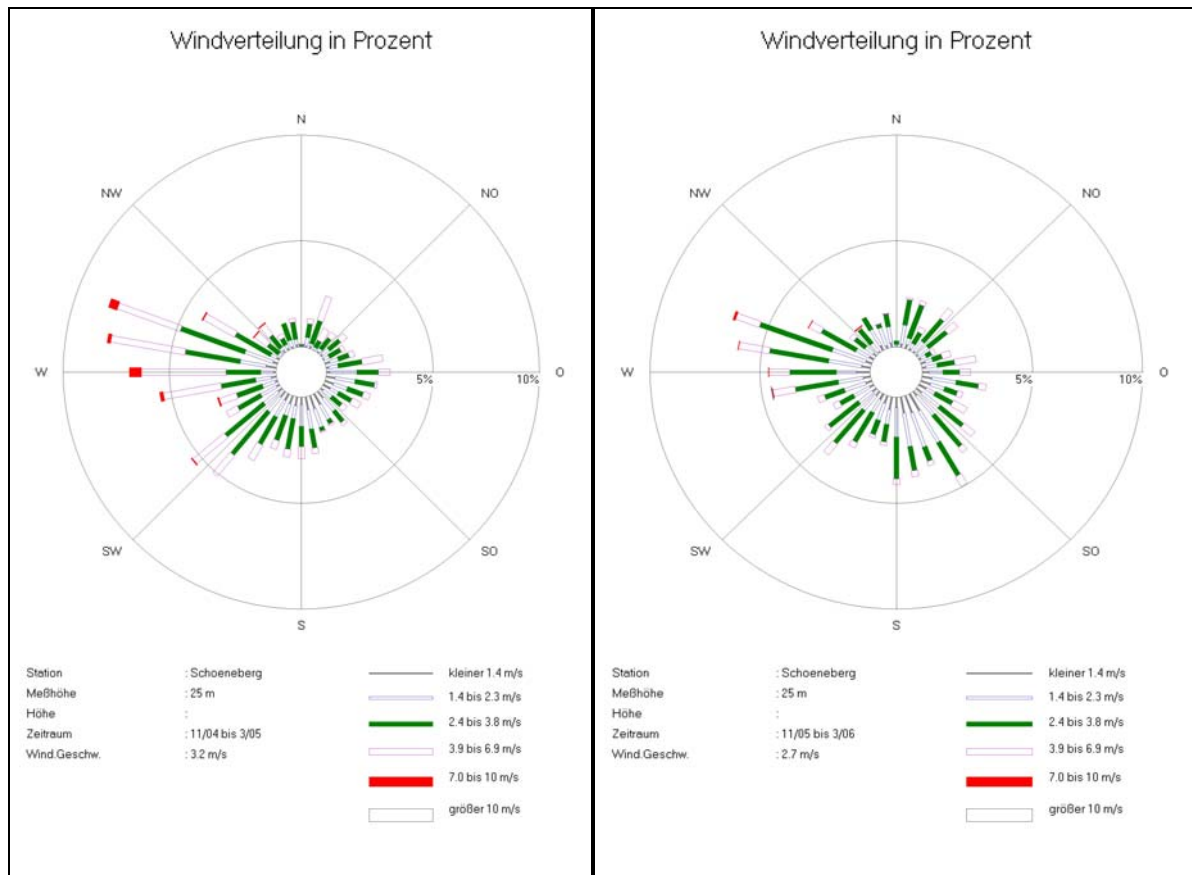


Abb. 7.3: Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung (oben), der Windgeschwindigkeit (unten links) und der relativen Feuchte (unten rechts) in den beiden Auswertezwischenräumen an der Messstelle Berlin-Schöneberg in 25 m Höhe über Grund. Datenbasis sind 1h-Mittelwerte.

Die relative Feuchte ist im T30-Zeitraum etwas höher als im T50-Zeitraum. Die Regenmengen sind im T30-Zeitraum mit 177 mm etwas geringer als im T50-Zeitraum mit 197 mm. Dagegen ist die Anzahl von Tagen mit Niederschlag im T30-Zeitraum mit 94 Tagen höher als im T50-Zeitraum mit 68 Tagen. Deren Einfluss kann allerdings in den Ausbreitungsberechnungen derzeit nicht quantifiziert werden. Gegenüber dem T50-Zeitraum sind im T30-Zeitraum am Vergleichsstandort Frankfurter-Allee ca. 10 % höheren PM10-Zusatzbelastungen gemessen worden. Dies vergleicht sich gut mit den aus den MISKAM-Berechnungen abgeleiteten Windeinfluss von 10 %. Der Einfluss der unterschiedlichen Feuchte und Niederschlagsverhältnisse auf die PM10-Zusatzbelastung scheint daher eher gering gewesen zu sein.

Insgesamt ist der T30-Zeitraum für PM10 meteorologisch dennoch eher ungünstiger (im Sinne von höheren Schadstoffbelastungen) einzuschätzen, als der T50-Zeitraum.

### **Einfluss des Tempolimits auf die Zusatzbelastung**

Es werden zwei voneinander unabhängige Auswertungen durchgeführt. Zum Einen werden die an der Schildhornstraße gemessenen Konzentrationen mit denen an einem Vergleichsstandort (hier die Frankfurter Allee) verglichen. Zum Anderen werden Ausbreitungsberechnungen mit MISKAM unter Berücksichtigung der in den beiden Auswertezeiträumen unterschiedlichen Windbedingungen durchgeführt.

#### Vergleich mit Frankfurter Allee

Aus mehreren Untersuchungen in Berlin ist bekannt, dass die Konzentrationsverhältnisse vor der Anordnung des Tempolimits in der Schildhornstraße sehr gut mit den Konzentrationen an der Frankfurter Allee korrelierten. Der Einfluss des Tempolimits wird daher anhand der Konzentrationsänderungen in der Schildhornstraße relativ zur Frankfurter Allee abgeschätzt. Zusätzlich wird der Quotient aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen ( $dPM10/dNO_x$ ), der den Einfluss der Ausbreitungsbedingungen weitestgehend eliminiert, ausgewertet. Aus **Tab. 7.1** ist Folgendes abzulesen:

- Die PM10-Zusatzbelastung in der Schildhornstraße nimmt gegenüber der PM10-Zusatzbelastung am Vergleichsstandort FF-Allee im T30-Zeitraum gegenüber dem T50-Zeitraum um 20 %, bei Ruß um 2 % ab. Dagegen steigt sie für die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung um 10 % an.

- Der Quotient  $dPM_{10}/dNO_x$  nimmt in der Schildhornstraße um 15 % bei  $dRZ/dNO_x$  um 3 % ab. Am Vergleichsstandort Frankfurter Allee ist hier jeweils eine Zunahme (17 % bzw. 9 %) festzustellen.

Unter der Annahme, dass die Situation in der Frankfurter Allee die vom Tempolimit unbeeinflusste Situation und  $dPM_{10}/dNO_x$  die Variabilität der Meteorologie richtig widerspiegelt, kann als Erwartungswert für die Situation ohne Tempolimit angesetzt werden

$$\frac{dPM_{10}}{dNO_x} (Schild.;T30) = \frac{dPM_{10}}{dNO_x} (Schild.;T50) \cdot \frac{dPM_{10}}{dNO_x} (FFA.;T30) / \frac{dPM_{10}}{dNO_x} (FFA.;T50)$$

Das ergibt entsprechend **Tab. 7.1**

$$\frac{dPM_{10}}{dNO_x} (Schildhornstr.;T30) = 0.07 \cdot \frac{0.17}{0.14} = 0.085.$$

Gemessen wurde ein Wert von 0.06 (**Tab. 7.1**). Daraus kann geschlussfolgert werden, dass die Geschwindigkeitsbegrenzung von 50 km/h auf 30 km/h in der Schildhornstraße zu einer Reduktion der verkehrsbedingten PM10-Zusatzbelastung an Werktagen um ca. 30 % (entspricht ca.  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) geführt hat.

Bei der Ruß-Zusatzbelastung liegt diese Reduktion bei ca. 10 %. Die Reduktion wirkt sich damit deutlich stärker auf die nicht motorbedingten PM10-Emissionen aus.

Bei der  $NO_x$ -Zusatzbelastung ist hier keine relevante Änderung ableitbar.

#### Berechnungen mit MISKAM

Es wurden Strömungs- und Ausbreitungsberechnungen mit dem Modell MISKAM Version 5.1 durchgeführt. Das Modell umfasst ein prognostisches mikroskaliges Windfeldmodell, ein Turbulenzmodell sowie ein Eulersches Ausbreitungsmodell.

#### Vorgehensweise und Rechengebiet

Die Rechengebietsgröße beträgt 700 m x 600 m. Die Höhe des Rechengebietes wurde auf 500 m festgelegt.

Es wurde auf einem nicht-äquidistanten Rechengitter iteriert, dessen horizontale Auflösung zwischen ca. 1 m in unmittelbarer Straßennähe und ca. 15 m am äußersten Gebietsrand variiert.

Es wurden jeweils 18 Strömungsrechnungen für die Windrichtungen 20° bis 360° sowie anschließend je 18 Ausbreitungsrechnungen für die betrachteten Schadstoffe NO<sub>x</sub> und PM10 durchgeführt. Im Rahmen der Modellvalidierung hat sich gezeigt, dass die mit MISKAM berechneten Immissionsfelder in sehr guter Näherung mit der Windgeschwindigkeit skalierbar sind. Untersuchungen haben ferner gezeigt, dass in dicht bebautem Gelände aufgrund der hohen städtischen Rauigkeit genug mechanische Turbulenz erzeugt wird, sodass näherungsweise von einer neutralen Schichtung im Untersuchungsgebiet ausgegangen werden kann (unabhängig von der großräumigen thermischen Schichtung). Aus diesem Grund wurde mit neutraler Schichtung gerechnet.

Für jeden Schadstoff wurden aus den jeweils 18 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (Lohmeyer, 2004c) unter Verwendung der entsprechenden Windstatistiken für die beiden Auswerteziträume und der Emissionen infolge des Verkehrs der Schildhornstraße flächendeckend die Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für NO<sub>x</sub> und PM10 berechnet.

#### Meteorologie

Die für die Ausbreitungsrechnung benötigten Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilungen werden entsprechend der **Abb. 7.3** (oben) verwendet.

#### Emissionen

Die Verkehrsbelegung und deren Aufteilung auf die Fahrstreifen wurde Lohmeyer (2001) entnommen. Es wird von keiner relevanten Änderung der Verkehrsstärke zwischen den beiden Auswerteziträumen ausgegangen (siehe oben). Als Verkehrssituation für die Situation mit Tempolimit 50 km/h wurde entsprechend der örtlichen Situation und der gemessenen mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten für die beiden südlichen Fahrbahnen (Fahrzeuge fahren auf die Lichtsignalanlage zu) von LSA1 (Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage geringe Störungen), für die beiden nördlichen Fahrbahnen (Verkehr fährt von der Lichtsignalanlage weg) von HVS2 (Hauptverkehrsstraße ohne Lichtsignalanlage mit mittleren Störungen) ausgegangen.

Unter Berücksichtigung der Verkehrsstärken und dieser Verkehrssituationen können entsprechend UBA (2004) sowie Lohmeyer (2004b) die in **Tab. 7.2** aufgeführten Emissionsmengen den Ausbreitungsberechnungen zugrunde gelegt werden. Dabei wurde zunächst ein möglicher Einfluss durch die Tempo 30 Signalisierung nicht berücksichtigt.

Schildhorn- straße	Länge	DTV		NO <sub>x</sub>		PM10 (Motor)		PM10 (Auf/Ab)	
	[km]	PKW inkl. LNF Kfz/d	SV Kfz/d	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]	[g/(km Fzg)]	[kg/a]
<b>2005</b>	0.218	40 800	2 400	0.70	2 406	0.023	79	0.052	178

Tab. 7.2: Emissionen im Jahr 2005 im Bereich der Messstelle Schildhornstraße (UBA, 2004, Lohmeyer; 2004b) ohne die Berücksichtigung des Einflusses der Tempo 30 Signalisierung

### Ergebnisse

Als Ergebnis der Ausbreitungsberechnung mit MISKAM 5.1 wurden punktuell für den Ort des Messcontainers die in **Tab. 7.3** aufgeführten Ergebnis berechnet.

Zeitraum	PM10-ZB an MS MISKAM µg/m <sup>3</sup>	PM10-GB an MS MISKAM µg/m <sup>3</sup>	PM10-ZB an MS Messung µg/m <sup>3</sup>	PM10-GB an MS Messung µg/m <sup>3</sup>
11/2004 – 03/2005	12.7	44	8	39
11/2005 – 03/2006	14.5*	53*	7	45
Zeitraum	NO <sub>x</sub> -ZB an MS MISKAM µg/m <sup>3</sup>	NO <sub>x</sub> -GB an MS MISKAM µg/m <sup>3</sup>	NO <sub>x</sub> -ZB an MS Messung µg/m <sup>3</sup>	NO <sub>x</sub> -GB an MS Messung µg/m <sup>3</sup>
11/2004 – 03/2005	118	174	122	178
11/2005 – 03/2006	134*	190*	126	181

Tab. 7.3: Mittelwerte der NO<sub>x</sub>- und PM10-Konzentrationen an der Schildhornstraße für die Berechnungen und die Messung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastungen (Messstelle Nansenstraße). ZB = Zusatzbelastung; GB = Gesamtbelastung; MS = Messstelle. \*Der Effekt der Tempo\_30-Signalisierung ist noch nicht berücksichtigt.

Aus den durchgeführten Ausbreitungsberechnungen können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die im T30-Zeitraum vorliegenden Windverhältnisse führen zu ca. 14 % (ca. 1.8 µg PM10/m<sup>3</sup> bzw. 16 µg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup>) höheren Zusatzbelastungen als im T50-Auswertzeitraum. Dies vergleicht sich gut mit den aus dem Vergleich zur Frankfurter Allee abgeleiteten Meteorologieeinfluss von 10 %.
- Die für den T50-Auswertzeitraum berechneten NO<sub>x</sub>- Zusatzbelastungen vergleichen sich gut mit der aus den Messwerten abgeleiteten. Sie wird durch die Berechnungen



um 3 % unterschätzt. Beim PM10 wird eine deutliche Überschätzung von 59 % (ca.  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) festgestellt. Da die  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung gut abgebildet wird, scheint der Fehler in der Ausbreitungsberechnung gering zu sein. Ursachen für die große Abweichung bei der PM10-Zusatzbelastung können deshalb Fehler in der Emissionsbestimmung oder in der Bestimmung der PM10-Hintergrundbelastung sein. Bei der Diskussion der Hintergrundbelastung wurde erläutert, dass in einer früheren Untersuchung festgestellt worden war, dass die PM10-Konzentrationen an der Nansenstraße für den damals betrachteten Zeitraum eher höher (damals ca. 23 %) als im Hintergrund der Schildhornstraße waren. Würde man den Mittelwert der PM10-Konzentration im T50-Zeitraum um 23 % reduzieren ergäbe sich an der Schildhornstraße eine PM10-Zusatzbelastung von ca.  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mit MISKAM wurde ein Wert von  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  modelliert, der sich damit gut vergleicht (Abweichung -13 %). Dies macht deutlich, wie wichtig die Bestimmung einer örtlich repräsentativen Hintergrundbelastung ist. Für zukünftige Untersuchungen in der Schildhornstraße sollte diesem Aspekt mehr Beachtung geschenkt werden.

- Die Gesamtbelastungen im T50-Zeitraum werden um 2 % ( $\text{NO}_x$ ) unterschätzt bzw. 13 % (PM10) überschätzt (siehe Diskussion zur Hintergrundbelastung oben).
- Die für den T30-Zeitraum berechneten  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen zeigen ohne die Berücksichtigung der Einflüsse der T30-Signalisierung eine geringe Überschätzung von 5 %. Die berechnete PM10-Zusatzbelastung liegt hier doppelt so hoch wie die aus den Messdaten abgeschätzte (siehe Diskussion zur Hintergrundbelastung oben).

Aus dem Vergleich der MISKAM-Ergebnisse mit den Messdaten kann trotz der Unsicherheit der PM10-Hintergrundbelastung Folgendes abgeleitet werden:

Durch die im T30-Zeitraum herrschenden Windverhältnisse wird durch die Ausbreitungsmodellierung, ohne Berücksichtigung der T30-Signalisierung, eine Zunahme der PM10-Zusatzbelastungen von 14 % erwartet. Aus den Messdaten ist eine Abnahme von 13 % ermittelt worden. Das Minderungspotenzial der T30-Signalisierung kann somit zu ca. 27 % (entspricht ca.  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) abgeschätzt werden. Dies bestätigt das aus dem Vergleich zur Frankfurter Allee abgeleitete Minderungspotenzial.

Durch die im T30-Zeitraum herrschenden Windverhältnisse wird durch die Ausbreitungsmodellierung, ohne Berücksichtigung der T30-Signalisierung, eine Zunahme der  $\text{NO}_x$ -Zusatz-

belastungen von 14 % erwartet. Aus den Messdaten ist eine Zunahme von 3 % ermittelt worden. Das Minderungspotenzial der T30-Signalisierung kann somit zu ca. 11 % abgeschätzt werden. Dies bestätigt den aus dem Vergleich zur Frankfurter-Allee abgeleiteten geringen Einfluss der T30-Signalisierung auf die NO<sub>x</sub>-Emissionen.

Fazit:

Aus den Datenauswertungen zur Schildhornstraße in Berlin kann folgendes Fazit gezogen werden:

Die messtechnisch beobachtete Zunahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der T30-Signalisierung und nach der T30-Signalisierung von 6 µg/m<sup>3</sup> bzw. Zunahme der PM10-Zusatzbelastung von 1 µg/m<sup>3</sup> resultierte auch aus

- 7 µg/m<sup>3</sup> Erhöhung der Hintergrundbelastung,
- 1 µg/m<sup>3</sup> Erhöhung durch unterschiedliche Windbedingungen,
- 0 µg/m<sup>3</sup> keine Veränderung der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und -zusammensetzung sowie veränderte fahrzeugspezifische Emissionen (ohne Einfluss der T30-Signalisierung).

Dadurch ergibt sich eine

**Reduktion an Werktagen durch den Übergang von einer T50-Signalisierung zu einer T30-Signalisierung mit Radarüberwachung bei weiterhin gleichmäßigem Verkehrsfluss von ca. 2 µg/m<sup>3</sup> (ca. 15 bis 27 % der PM10-Zusatzbelastung). Für Ruß und NO<sub>x</sub> ergaben sich keine relevanten Abnahmen.**

## 8 ZUSAMMENFASSUNG

Das Gesamtziel dieses Forschungsprojektes bestand darin, die Kenntnisse auf dem Gebiet der straßenverkehrsbedingten PM10-Emissionen und -Immissionen, in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit bzw. vom Verkehrsfluss auszubauen.

Im Rahmen der Umsetzung des Projektes erfolgte zunächst eine weltweite Literaturrecherche. Auf Basis von Immissionsmessdaten an drei Straßenabschnitten (B 10 bei Karlsruhe, Bergstraße in Dresden und Schildhornstraße in Berlin) wurde die Wirkung von potenziellen PM10-Minderungsmaßnahmen (Temporeduzierung, Verbesserung Verkehrsfluss) unter Beachtung des Einflusses meteorologischer Parameter auf die PM10-Konzentrationen bzw. -Emissionen untersucht.

Von der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie, erfolgte dabei für die Bergstraße die messtechnische Analyse der Verkehrssituationen mittels „Floating-Car-Methode“. IFEU Heidelberg berechnete für alle betrachteten Straßenabschnitte und Bezugszeiträume mittels TREMOD die motorbedingten PM10-, NO<sub>x</sub>- und Rußemissionen auf Basis aktueller Emissionsfaktoren und Fahrleistungsinformationen.

Neben der statistischen Analyse der Messdaten wurden auch Modellrechnungen mit dem prognostischen mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM durchgeführt. Diese dienten dazu, verschiedene, sich gegenseitig überlagernde Effekte (z. B. in den Bezugszeiträumen unterschiedliche Windverhältnisse und Motoremissionen) zu separieren bzw. die Minderungspotenziale der untersuchten Maßnahmen abzuschätzen.

### 8.1 Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit und des Verkehrsflusses

#### Literaturlauswertung

Bzgl. der Abhängigkeit der PM10-Belastungen von der Fahrzeuggeschwindigkeit liegen nur wenige systematische Untersuchungen vor. Diese deuten allerdings darauf hin, dass bei vergleichbarem Verkehrsfluss bei niedrigeren Geschwindigkeiten auch geringere PM10-Emissionen zu erwarten sind. Die Angaben schwanken z. B. beim Übergang von Tempo 50 zu Tempo 30 zwischen 70 % Reduktion des nicht motorbedingten PM10-Anteils bis 3 % der gesamten PM10-Emissionen (Summe motor- und nicht motorbedingter Emissionen). Die angegebene Bandbreite ist somit groß. Prüfstandsversuche zeigten zudem, dass PM10-

Emissionen vom Reifentyp und von der Fahrgeschwindigkeit abhängen. Höhere Geschwindigkeiten führten zu höheren PM10-Emissionen und einem höheren Anteil von PM2.5.

Einen größeren Einfluss als die Fahrzeuggeschwindigkeiten scheint nach derzeitigen Erkenntnissen der Verkehrsfluss auf die PM10-Emissionen zu haben. Fahrzeuge im Bereich von Lichtsignalanlagen mit starken Störungen (hohe Standanteile, häufiges Beschleunigen und Bremsen und damit mehr Abrieb) können demnach bis drei mal mehr Feinstaub emittieren als bei gleichmäßigem Verkehrsfluss auf Autobahnen. Bei der Analyse des Minderungspotenzials von Geschwindigkeitsbeschränkungen ist deshalb immer ein vergleichbarer Verkehrsfluss sicherzustellen.

#### Ausgewertete Feldversuche

Der Einfluss eines Tempolimits auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen konnte im Feldversuch an der **Schildhornstraße in Berlin** untersucht werden. Dort wurde eine Geschwindigkeitsbeschränkung von 50 km/h auf 30 km/h mit gleichzeitiger Radarüberwachung eingerichtet. Meteorologische Einflüsse, Einflüsse variierender Hintergrundbelastungen sowie Verkehrsstärken und Fahrzeugflottenzusammensetzungen auf die beobachteten Konzentrationsänderungen vor und nach der Fahrbahnsanierung wurden in der Auswertung berücksichtigt. Aus den Datenauswertungen zur Schildhornstraße in Berlin kann folgendes abgeleitet werden:

Die messtechnisch beobachtete Zunahme der PM10-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor der T30-Signalisierung und nach der T30-Signalisierung von 6 µg/m<sup>3</sup> bzw. Zunahme der PM10-Zusatzbelastung von 1 µg/m<sup>3</sup> resultierte auch aus

- 7 µg/m<sup>3</sup> Erhöhung der Hintergrundbelastung,
- 1 µg/m<sup>3</sup> Erhöhung durch unterschiedliche Windbedingungen,
- 0 µg/m<sup>3</sup> d.h. keine Veränderung der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und -zusammensetzung sowie veränderte fahrzeugspezifische Emissionen (ohne Einfluss der T30-Signalisierung).

Dadurch ergibt sich eine

Reduktion an Werktagen durch den Übergang von einer T50-Signalisierung zu einer T30-Signalisierung mit Radarüberwachung bei weiterhin gleichmäßigem Verkehrsfluss von ca. 2 µg/m<sup>3</sup> (ca. 15 bis 27 % der PM10-Zusatzbelastung). Für Ruß und NO<sub>x</sub> ergaben sich keine relevanten Abnahmen.

Eine systematische und statistisch abgesicherte Untersuchung des Einflusses der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen an der **B 10 bei Karlsruhe** konnte aufgrund der Datenlage nicht geführt werden. An einigen Tagen waren durch Baustellensituationen geringere Geschwindigkeiten auf der B 10 zu verzeichnen gewesen. Wegen der notwendigen Vergleichbarkeit der meteorologischen Bedingungen und einer notwendigen stabilen Luv/Lee-Situation konnten nur zwei dieser „Baustellentage“ den „Normaltagen“ gegenüber gestellt werden. Hierbei konnte kein signifikanter und gesicherter Unterschied in den PM<sub>x</sub>-Belastungen festgestellt werden. Zu einer systematischen Untersuchung wäre es notwendig, die Fahrzeuggeschwindigkeiten an einem Messquerschnitt durch Signalisierung und Überwachung zu begrenzen und mit längerfristigen Immissions- und meteorologischen Messungen zu begleiten. Die Betrachtung von zufälligen Geschwindigkeitsänderungen, z. B. durch Baustellen, beinhaltet zu viele Änderungen in den Randbedingungen (Verkehrsstärken, räumliche Verkehrsaufteilung, Einfluss der Baustelle etc.), sodass eine eindeutige Feststellung des Einflusses nicht möglich ist.

Der Einfluss eines normgerechten Ausbaus einer innerstädtischen Bundesstraße mit Einrichtung einer „Grünen Welle“ auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen konnte im Feldversuch an der **Bergstraße in Dresden** untersucht werden. Hierbei konnte folgendes festgestellt werden:

Der Verkehrsfluss hat sich nach dem Ausbau in beiden Richtungen deutlich verbessert. Stadtauswärts war vor dem Ausbau ein mäßiger Verkehrsfluss (Verkehrssituation nach HBEFa = LSA2), stadteinwärts ein schlechter Verkehrsfluss (Kern) zu verzeichnen gewesen. Nach dem Ausbau funktioniert stadtauswärts die Grüne Welle (HVS2), stadteinwärts gibt es Haltezeiten an den Lichtsignalanlagen, die den Verkehrsfluss im Allgemeinen nur gering beeinträchtigen (HVS 2, LSA 2), nur am Knoten Förster-Platz stark beeinträchtigen (HVS4).

Die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten lagen im Bereich der Messstelle vor dem Ausbau bei ca. 30 km/h und nach dem Ausbau bei über 40 km/h. Das bedeutet aber nicht, dass im Zustand vor dem Ausbau konstant mit 30 km/h gefahren wurde. Wie die Perzentile (Q75, Q90) der Fahrzeuggeschwindigkeiten zeigen, fuhren die Fahrzeuge, falls sie nicht durch die LSA im Verkehrsfluss behindert wurden, vor dem Ausbau im Mittel Geschwindigkeiten um ca. 40 bis 45 km/h, nach dem Ausbau ca. 45 bis 50 km/h.

Die messtechnisch beobachtete Abnahme der PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung zwischen dem Auswertzeitraum vor dem Ausbau und nach dem Ausbau von 12 µg/m<sup>3</sup> bzw. 5.5 µg/m<sup>3</sup> in der PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung resultierte auch aus

- 6.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Abnahme der Hintergrundbelastung,
- 1.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Abnahme durch unterschiedliche meteorologische Bedingungen,
- 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Reduktion der ZB durch Veränderung der Verkehrsmenge und -zusammensetzung sowie veränderte fahrzeugspezifische Emissionen.

Dadurch ergibt sich eine

Reduktion durch Verbesserung des Verkehrsflusses (Grüne Welle) *trotz höherer Fahrzeuggeschwindigkeiten* von ca. 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (ca. 35 % der PM10-Zusatzbelastung).

## 8.2 Abgeleitete Emissionsfaktoren

Für die Schildhornstraße im Bezugsjahr 2005 erhält man folgende Emissionsfaktoren im Werktagsmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 5.5 % und den Verkehrssituationen „LSA1/HVS2“:

Tempo 50	für PM10-Gesamt	46 mg/(km Fzg) und
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 23 mg/(km Fzg)	für PM10-Auf/Ab	23 mg/(km Fzg) bzw.
Tempo 30	für PM10-Gesamt	39 mg/(km Fzg) und
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 23 mg/(km Fzg) <sup>3</sup>	für PM10-Auf/Ab	16 mg/(km Fzg).

Für die Bergstraße in Dresden nach dem Ausbau wurden folgende Emissionsfaktoren im Wochenmittel bei einem mittleren LKW-Anteil von 6 % und einer Verkehrssituation „HVS2“ bei 6 % Längsneigung abgeleitet

Nach dem Ausbau (2005)	für PM10-Gesamt	70 mg/( km Fzg) und
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 30 mg/(km Fzg)	für PM10-Auf/Ab	40 mg/(km Fzg).

<sup>3</sup> Unter der Annahme, dass entsprechend der durchgeführten Auswertung für Ruß die motorbedingten PM10-Emissionen keine relevante Abnahme aufweisen.

Für die Situation vor dem Ausbau war eine Emissionsbestimmung wegen fehlender  $\text{NO}_x$ -Messdaten nicht möglich.

Insgesamt wurde im Rahmen des vorliegenden Projektes PM10-Emissionsfaktoren und PM10-Zusatzbelastungen sowie deren Abhängigkeiten von Verkehrsfluss, Fahrzeuggeschwindigkeit unter Beachtung des Einflusses meteorologischer Parameter abgeleitet und Wirkungsuntersuchungen durchgeführt. Derzeit laufen in parallelen Forschungsprojekten weitere Arbeiten, um den Erkenntnisstand bei der PM10-Emissionsmodellierung bzw. bei der Bewertung von Minderungsmaßnahmen zu erhöhen. Es sollte einer separaten Auswertung vorbehalten sein, aus all diesen neuen Forschungsprojekten die Schlussfolgerungen für die zukünftige PM10-Modellierung zu ziehen.

## 9 LITERATUR

- AECC (2006): Bosteels, D. et al. : Regulated and Non-regulated Emissions from Modern European Passenger Cars. SAE Technical Papers. 2006-01-1516. Detroit 2006.
- Anke, K., Sähn, E., Klinger, M. (2002): Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen. Fraunhofer Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme Dresden, Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Geologie Sachsen, September 2002.
- Anke, K., Sähn, E., Klinger, M. (2004): Auswertung der Immissions- und Verkehrsdaten an der BAB A5 (Kenzingen, Holzhausen) mit Screeningfunktionen. Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, März 2004
- BAST (2005): PM<sub>10</sub>-Emissionen an Außerortsstraßen mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft - 22. BImSchV). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2007 Teil I Nr. 25, ausgegeben zu Bonn am 12. Juni 2007.
- Bringfielt, B., Backström, H., Kindell, S., Omstedt, G., Persson, C., Ullerstig, A. (1997): Calculations of PM<sub>10</sub>-concentrations in Swedish cities - Modelling of inhalable particles. Published by Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Sweden (Report number RMK No. 76).
- BUWAL (2001): Maßnahmen zur Reduktion der PM<sub>10</sub>-Emissionen; Umwelt-Materialien Nr. 136; ausgearbeitet durch Electrowatt Engineering AG; im Auftrag des BUWAL; Bern 2001.
- BUWAL (2004): Luftschadstoffemissionen des Straßenverkehrs 1980 bis 2030; INFRAS im Auftrag des BUWAL; BUWAL-Schriftenreihe Nr. 355; Bern 2004.
- Concawe (2003): Emissions from modern gasoline vehicles. Concawe Review, Vol. 12, Nr. 1, April 2003, S. 11-13.



- 
- CORINAIR (2006): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2006. EEA (European Environment Agency). Publish date: 21 Dec 2006. In: Technical report No 11/2006.
- David, A., Niedermeier, M. (2005): ADAC-Test Partikelemissionen: Vergleich Partikelfilter/Grüne Welle. Hrsg.: ADAC e.V., Verkehrspolitik und Verbraucherschutz (VEP), Juni 2005.
- EEA (2006): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2006. Online im Internet: <http://reports.eea.europa.eu/EMEPCORINAIR4/en/B710vs5.0.pdf>.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Chow, J., Hendrickson, K., McGown, M., Pitchford, M. (2003): Vehicle-based road dust emission measurement (III): effect of speed, traffic volume, location, and season on PM<sub>10</sub> road dust emissions in the Treasure Valley, ID. *Atmospheric Environment* 37 (2003) 4583-4593.
- EPA (1999): K. T. Knapp et al.: Central Carolina Vehicle Particulate Emission Study. Washington 1999. Online im Internet: <http://www.crcao.com/reports/recentstudies00-02/e-54/E-54epafinal.pdf>.
- FGSV (1998): Merkblatt für den Bau offenerporiger Asphaltdecken. Herausg.: Forschungsgesellschaft für Straßenwesen, Arbeitsgruppe Asphaltstraßen, Arbeitsausschuss: Technische Vertragsbedingungen - Asphaltstraßen. Köln, Ausgabe 1998.
- Fitz, D. R. (2001): MEASUREMENTS OF PM<sub>10</sub> AND PM<sub>2.5</sub> EMISSION FACTORS FROM PAVED ROADS IN CALIFORNIA. Final Report Contract No. 98-723. California Air Resources Board Monitoring and Laboratory Division, 1001 I Street, Sacramento, CA 95812, 02-AP-18381-003-FR, June 2001.
- Gustafsson, M. (2001): Non-exhaust particles in the road environment. A literature review. Swedish National Road and Transport Research Institute, Linköping Sweden. ISSN: 0347-6049.
- Gustafsson, M. (2005): PM<sub>10</sub> from road pavement and winter tyre interaction. Transport and Environment, Workshop on SMHI, persönliche Mitteilung.

- 
- HEI (2006): Schauer, J. J. et al.: Characterization of metals emitted from motor vehicles. Health Effects Institute Research Report. Nr. 133. Boston, 2006.
- Hochhauser, A. M. et al. (2006): Impact of fuel sulfur on gasoline and diesel vehicle emissions, SAE Technical Papers. 2006-01-3370. Toronto 2006.
- IFEU (2000): Mögliche Diskrepanzen bei der Bestimmung von Partikeln. Untersuchung zum Zusammenhang zwischen Emissionsberechnung und Immissionskonzentration; eine Studie für das Ministerium für Umwelt und Verkehr von Baden Württemberg; Heidelberg, März 2000
- IFEU (2005): Aktualisierung Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 - 2030, Software TREMOD – Transport Emission Model, Version 4.1; IFEU Heidelberg im Auftrag des Umweltbundesamtes; UFOPLAN-Nr. 204 45 139; Dessau/Heidelberg 2005
- IFEU (2007): Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung, Teilbericht: Motorbedingte PM<sub>x</sub>-Emissionen. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Knörr, W. und Kutzner, F.). 13. Juli 2007. Bericht im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen.
- ITA (1999): Durchführung eines Risikovergleichs zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen Fraunhofer Institut für Toxikologie & Aerosolforschung ITA Hannover zusammen mit IFEU Heidelberg, Medizinisches Institut für Umwelthygiene der Universität Düsseldorf und Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe Freiburg; UBA Forschungsvorhaben 216 04 001/1; UBA-Berichte 2/99; Berlin 1999.
- KBA (2007): Fahrzeugzulassungen. Bestand, Emissionen, Kraftstoffe am 01. Januar 2007. Online im Internet: [http://www.kba.de/Abt3\\_neu/FZ/Bestand/Themen\\_jaehrlich\\_pdf/B\\_Emissionen\\_Kraftstoffe\\_2007.pdf](http://www.kba.de/Abt3_neu/FZ/Bestand/Themen_jaehrlich_pdf/B_Emissionen_Kraftstoffe_2007.pdf).
- Kittelson (2003): Gasoline Vehicle Exhaust Particle Sampling Study. 9<sup>th</sup> DEER Conference. August 2003. Online im Internet: <http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/829821-SQYKH6/native/829821.pdf>.

- 
- Kupiainen, K.J., Pirjola, L., Tervahattu, H. (2005): Mobile measurements of spring-time street dust in Helsinki, Finland. Report Series in aerosol Science 77, 77-83.
- LAT (2004): Ntziachristos, L. et al: Overview of the European "PARTICULATES" Project on the Characterization of Exhaust Particulate Emissions From Road Vehicles: Results for Light-Duty Vehicles. SAE Technical Papers. 2004-01-1985.
- LAT (2005): PARTICULATES: Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles; Project funded by the European Community under the 'Competitive and Sustainable Growth' Programme (1998-2002); Final Publishable Report. Thessaloniki 2005. Online im Internet: [http://www.lat.eng.auth.gr/particulates/deliverables/Particulates\\_D16.pdf](http://www.lat.eng.auth.gr/particulates/deliverables/Particulates_D16.pdf).
- LFU (2001): Pkw-Emissionen bei 50 und 30 km/h - ein Vergleich; Bayrisches Landesamt für Umweltschutz; [www.bayern.de/lfu/tat\\_bericht/tb\\_200x/tb\\_2000/pkw-emissionen.pdf](http://www.bayern.de/lfu/tat_bericht/tb_200x/tb_2000/pkw-emissionen.pdf)
- Lenschow, P., Abraham, H.J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J.-D., Reichenbacher, W. (2001): Some ideas about the sources of PM10, Atmospheric Environment 35 (1001) 23-33.
- Lohmeyer (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2286C, Juni 2001. Gutachten im Auftrag von: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Herunterladbar unter <http://www.lohmeyer.de/literatur.htm>.
- Lohmeyer (2003): Quantifizierung der PM10-Emissionen durch Staubaufwirbelungen und Abrieb von Straßen auf Basis vorhandener Messdaten. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe unter Mitarbeit von UMEG Karlsruhe und IFEU Heidelberg. Projekt 1772, Februar 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Umwelt und Verkehr, Stuttgart. Herunterladbar unter [www.lohmeyer.de/literatur.htm](http://www.lohmeyer.de/literatur.htm).
- Lohmeyer (2004a): FE 2.222/2002/LRB PM10-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70016-03-10, Juni 2004. Schlussbericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

- Lohmeyer (2004b): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. Projekt 2546, November 2004. Gutachten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Herunterladbar unter <http://www.lohmeyer.de/Literatur.htm>.
- Lohmeyer (2004c): Handbuch WinMISKAM. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Stand: 14.12.2004.
- Lutz, M. (2002): Erster Versuch einer Quellenzuordnung für PM10 in Berlin, in „PMX-Quellenidentifizierung: Methoden und Ergebnisse“, Eds. U. Quass und T.A.J. Kuhlbusch, Duisburg, 79-91.
- Lutz, M., Tullius, K. (2003): Abschlussbericht zum EU-Projekt HEAVEN D8.9-Demonstration Berlin.
- Norbeck, J. M. et al. (1998): Measurement of Primary Particulate Matter Emissions from Light-Duty Motor Vehicles. CRC Project No. E-24-2. Riverside 1998. Online im Internet: <http://www.cert.ucr.edu/research/pubs/98-ve-rt2a-001-fr.pdf>.
- Richter, F., Schmidt, W., Becker, U. (2001): Emissionsabschätzung von Ausfallstraßen, Fortführung der Untersuchungen im Dresdner Stadtgebiet. Abschlussbericht im Auftrag des Amtes für Umweltschutz der Stadt Dresden. TU Dresden, Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr, Lehrstuhl für Verkehrsökologie, 30.10.2001.
- Richter, F. und Schmidt, W. (2006): Messtechnische Erfassung von Verkehrssituationen und Verkehrsbelegungen auf städtischen Hauptstraßen, Teil 1: Bergstraße Dresden. TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie, 19.05.2006.
- Sähn, E., Klingner, M. (2006): Auswirkungen ordnungsrechtlicher Verkehrsmaßnahmen auf die lokale Feinstaubbelastung unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Fraunhofer Institut Verkehrs- und Infrastruktursysteme im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Dresden, September 2006.

- Schulze, E. (2002): Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin. Einfluss von Regen und Luftfeuchte auf die PM10-Emission und -Immission. Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geografin.
- SMHI (2002): Nordic model workshop held at Arkö, Norrköping, March 5-6, 2002. Report edited by SMHI Workshop and report financed by the Swedish Environmental Protection Agency, August 30, 2002.
- TNO (2003): P. Hendriksen et al.: Evaluation of the environmental impact of modern passenger cars on petrol, diesel, automotive LPG and CNG. Delft 2003.
- UBA (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1/April 2004. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg: Umweltbundesamt Berlin. Herunterladbar unter <http://www.hbefa.net/>.
- UBA (2006): Tempolimit - Außerorts und Innerorts;  
<http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/verkehrsplan/tempolimit/tempolimit.htm>

## **Teil A3:**

# **Einfluss von meteorologischen Parametern auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen**

Ingo Düring  
Achim Lohmeyer  
Antje Moldenhauer

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG  
Karlsruhe und Dresden

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>AUFGABENSTELLUNG .....</b>	<b>243</b>
<b>2</b>	<b>VORGEHENSWEISE .....</b>	<b>244</b>
	2.1 Literaturlauswertung .....	244
	2.2 Datenrecherche .....	244
	2.3 Datenauswertung.....	244
<b>3</b>	<b>STAND DER WISSENSCHAFTLICHEN ERKENNTNISSE .....</b>	<b>245</b>
	3.1 Ausgangssituation .....	245
	3.2 Literaturrecherche.....	246
	3.3 Einfluss der Meteorologie auf die PMx-Belastungen .....	247
	3.3.1 Begriffsbestimmung und Einführung.....	247
	3.3.2 Einfluss der Meteorologie auf die PMx-Konzentrationen und - Emissionen an verkehrlichen Belastungsschwerpunkten .....	258
	3.3.3 Schlussfolgerungen für die nachfolgenden Datenauswertungen.....	266
<b>4</b>	<b>ZUSAMMENSTELLUNG DER DATENSÄTZE .....</b>	<b>268</b>
	4.1 B 10 bei Karlsruhe .....	268
	4.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	268
	4.1.2 Datenverfügbarkeit .....	271
	4.2 Merseburger Straße in Halle.....	272
	4.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	272
	4.2.2 Datenverfügbarkeit .....	273
	4.3 Jagtvej in Kopenhagen (Dänemark) .....	276
	4.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten .....	276
	4.3.2 Datenverfügbarkeit .....	278
	4.4 Einfluss der Meteorologie auf die PMx-Belastungen .....	279
	4.4.1 Tagesgänge des Verkehrs .....	280
	4.4.2 Tagesgänge der Konzentrationen .....	280
	4.4.3 Tagesgänge der PM10-Emissionsfaktoren.....	285

---

4.4.4	Statistische Analyse der Daten.....	287
<b>5</b>	<b>AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER MERSEBURGER STRASSE .....</b>	<b>292</b>
5.1	Abhängigkeit der PMx-Gesamt- und -Zusatzbelastungen von meteorologischen Größen .....	292
5.1.1	Einfluss Jahreszeit.....	292
5.1.2	Einfluss des Niederschlages .....	296
5.1.3	Einfluss der vertikalen Austauschbedingungen .....	299
5.1.4	Einfluss der Windgeschwindigkeit .....	301
5.1.5	Einfluss der Windrichtung.....	304
5.1.6	Einfluss der Temperatur .....	305
5.1.7	Einfluss des Luftdruckes.....	308
5.1.8	Einfluss der relativen Feuchte .....	310
5.2	Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren von meteorologischen Größen ..	310
5.2.1	Einfluss des Niederschlages .....	313
5.2.2	Einfluss der relativen Feuchte .....	314
5.2.3	Einfluss der Windgeschwindigkeit .....	315
5.2.4	Einfluss der Temperatur .....	316
5.2.5	Einfluss der vertikalen Austauschbedingungen und Jahreszeit.....	317
5.3	Schlussfolgerungen .....	320
<b>6</b>	<b>AUSWERTUNG DER MESSDATEN AM JAGTVEJ.....</b>	<b>323</b>
6.1	Abhängigkeit vom Niederschlag und vom Wasserstand auf der Straße .....	323
6.2	Einfluss der Windgeschwindigkeit.....	328
<b>7</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>330</b>
7.1	Einfluss meteorologischer Parameter .....	330
7.2	Abgeleitete Emissionsfaktoren.....	333
<b>8</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>334</b>



#### Hinweise:

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

---

## ERLÄUTERUNG VON FACHAUSDRÜCKEN

### **Emission / Immission**

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug oder anderen Emittenten ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist  $\mu\text{g}$  (oder  $\text{mg}$ ) Schadstoff pro  $\text{m}^3$  Luft.

### **Hintergrundbelastung / Zusatzbelastung / Gesamtbelastung**

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  oder  $\text{mg}/\text{m}^3$  angegeben.

### **Grenzwerte / Vorsorgewerte**

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen, die nicht überschritten werden dürfen, siehe z.B. Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

### **Jahresmittelwert / 98-Perzentilwert / Kurzzeitwert (Äquivalentwert)**

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngößen Jahresmittelwert, 98-Perzentilwert und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber

sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration. Der Gesetzgeber hat deshalb zusätzlich zum Jahresmittelwert z.B. den so genannten 98-Perzentilwert (oder 98-Prozent-Wert) der Konzentrationen eingeführt. Das ist derjenige Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird.

Die Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (22. BImSchV) fordert die Einhaltung weiterer Kurzzeitwerte in Form des Stundenmittelwertes der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen von 200 µg/m<sup>3</sup>, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der PM10-Konzentration von 50 µg/m<sup>3</sup>, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der 98-Perzentil- bzw. Jahresmittelwerte. Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

### **Verkehrssituation**

Emissionen und Kraftstoffverbrauch der Kraftfahrzeuge (Kfz) hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten ab, das durch unterschiedliche Betriebszustände wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit, Bremsverzögerung etc. charakterisiert ist. Das typische Fahrverhalten kann zu so genannten Verkehrssituationen zusammengefasst werden. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad, Vorfahrtregelung etc. charakterisiert. In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ sind für verschiedene Verkehrssituationen Angaben über Schadstoffemissionen angegeben.

### **Feinstaub / PM10**

Mit Feinstaub bzw. PM10 werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.

## 1 AUFGABENSTELLUNG

Wesentliche Grundlagen für technische Verbesserungen und Minderungen von Emissionen durch den Straßenverkehr und für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen im Rahmen von Genehmigungsverfahren sind Kenntnisse der Emissionsprozesse und deren Beitrag zu den Gesamt-PM10-Emissionen und -Immissionen. Die Emissionsprozesse lassen sich in Feinstaubquellen (<PM2.5, im Wesentlichen Auspuffpartikel) und Grobstaubquellen (im Wesentlichen PM2.5-10, Abriebe und Resuspension) aufteilen. Meteorologische Größen können sowohl auf die Ausbreitungsbedingungen (Immissionen) aber auch auf die Emissionsbedingungen wirken. Der Straßenzustand wird eher nur auf die Emissionsbedingungen Einfluss haben. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten wiederum auf die Emission aber auch auf die Ausbreitung (fahrzeugerzeugte Turbulenz).

Das Gesamtziel dieses Forschungsprojektes besteht darin, die Kenntnisse auf dem Gebiet der straßenverkehrsbedingten PM10-Emissionen und -Immissionen, in Abhängigkeit von relevanten Einflussgrößen wie Meteorologie (Feuchte, Strahlung, Temperatur, Niederschlag, Windverhältnisse), Straßenzustand sowie Fahrzeuggeschwindigkeiten auszubauen. Die Ergebnisse sollen ggf. in das Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen integriert werden.

Der vorliegende Bericht besteht aus Teil A (Fachbericht) sowie Teil B (Teilberichte des IFEU Heidelberg und der TU Dresden).

Der Teil A ist hierbei auf Wunsch des Auftraggebers noch mal unterteilt in

- Teil 1: Einfluss des Straßenzustandes auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen
- Teil 2: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen
- Teil 3: Einfluss der Meteorologie auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen

Der vorliegende Bericht enthält den Teil 3.

## **2 VORGEHENSWEISE**

Zur Erreichung des Projektziels wurde folgendermaßen vorgegangen:

### **2.1 Literaturlauswertung**

Aufbauend auf der für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) und der Bundesanstalt für Straßenwesen im Jahr 2003/2004 durchgeführten Literaturrecherche zur PM10-Emissionsmodellierung (Lohmeyer, 2004a und b) wurden aktuelle nationale und internationale Ergebnisse von Forschungsprojekten sowie weitere Literatur über den Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PMx-Belastungen (PM10 und kleiner) an Straßen analysiert und systematisiert.

### **2.2 Datenrecherche**

Es wurden Datensätze von den zuständigen Immissionsschutzbehörden der Bundesländer abgefragt und aufbereitet, die im Sinne der Aufgabenstellung ausgewertet werden konnten.

### **2.3 Datenauswertung**

Für alle Straßen, für die Messdaten für eine Auswertung zur Verfügung standen wurde der Straßenzustand entsprechend der Methodik nach Lohmeyer (2003) bewertet (siehe Anhang A1).

Weiterhin erfolgte eine Auswertung der Daten für PM10 und EC bzw. PM2.5 (falls vorhanden) und Stickoxide an den Messstellen im Hinblick auf den Einfluss der Parameter Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit/Verkehrsfluss, soweit sie vorhanden waren. Dazu kamen statistische Verfahren sowie Ausbreitungsberechnungen mit dem prognostischen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM zur Anwendung. Die Auswertungen wurde soweit möglich getrennt nach Gesamtbelastung, Verkehrsbeitrag und Emission durchgeführt.

### 3 STAND DER WISSENSCHAFTLICHEN ERKENNTNISSE

#### 3.1 Ausgangssituation

Die 22. BImSchV setzt Grenzwerte für Konzentrationen von Partikeln mit aerodynamischen Durchmessern kleiner  $10\ \mu\text{m}$  (PM10) in der Luft fest. Messungen der verschiedenen Bundesländer zeigen Überschreitungen der Grenzwerte. Diese Überschreitungen treten vor allem an Verkehrsmessstationen auf und Quellenabschätzungen zeigen, dass der Verkehrsanteil an den Überschreitungen einen relevanten Beitrag liefert (Lenschow, 2001; Lutz, 2002; Lohmeyer, 2004a). Gleichzeitig zeigen diese und andere Untersuchungen deutliche Kenntnislücken insbesondere bei der PM10-Emissionsprognose für Verkehr (Lohmeyer, 2004a und b). Neueste Erkenntnisse der PM10-Immissionen und -Emissionen zeigen allerdings, dass die gemessenen PM10-Verkehrsbeiträge trotz geringerer Verkehrsstärken im Innerortsbereich häufig deutlich höher sind als an Autobahnen (Anke et al., 2002; 2004a; Lohmeyer, 2004a). Die genauen Ursachen sind noch nicht bekannt. Es wird aber vermutet, dass der innerorts eingeschränkte Verkehrsfluss (geringere aber ungleichmäßige Fahrzeuggeschwindigkeiten, hoher Anteil von Beschleunigungsvorgängen), eingeschränkte Durchlüftungsbedingungen (Meteorologie), allgemein schlechtere Straßenzustände als im Außerortsbereich und zusätzliche Einträge von den seitlichen Flächen wichtige Faktoren dafür sind.

Die bisher vorliegenden PM10-Messungen an Autobahnen und hoch frequentierten Außerortsstraßen weisen unterschiedlich starke Belastungen durch Feinstaub auf, die nicht oder nicht allein durch unterschiedlich hohe Verkehrsaufkommen und Schwerlastanteile erklärt werden können (Lohmeyer, 2004a). Es ist bisher nicht ausreichend bekannt, in welcher Weise die unterschiedlichen Parameter, wie z. B. meteorologische Einflussgrößen, Fahrzeuggeschwindigkeiten und Straßenzustände die Höhe der  $\text{PM}_x$ -Belastungen beeinflussen.

Eine systematische Auswertung der an den ca. 30 Verkehrsmessstellen der Bundesländer im Rahmen der Landesmessnetze routinemäßig erhobenen, verkehrsbedingten PM10-Immissionen erfolgte im Jahr 2002 durch das Ingenieurbüro Büro Lohmeyer in Zusammenarbeit mit dem IFEU Heidelberg und der UMEG Karlsruhe, finanziert vom Umwelt- und Verkehrsministerium Baden-Württemberg (Lohmeyer, 2003). Dort erfolgte die Ableitung der an diesen Straßen vorliegenden PM10-Emissionen. Ziel dieser Studie war der Vergleich der Ergebnisse mit dem damals gebräuchlichen Emissionsmodell Es wurde weiterhin aufbauend

auf dem Arbeitspapier der FGSV zur Straßenzustandserfassung von Straßen eine Methodik zur objektiven Bewertung des Fahrbahnzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung erarbeitet. Der Einfluss des Straßenzustandes auf die PM10-Emissionen und damit auch auf die PM10-Immissionen konnte in diesem Projekt aber weder bestätigt noch widerlegt werden, da zu wenige Messpunkte vorhanden und die Variation in den vorgefundenen Straßenzuständen zu gering waren.

Dieses abgeschlossene Forschungsprojekt lieferte somit neben Emissionsfaktoren an mehreren Straßen und der Bewertungsmethodik zur Straßenzustandserfassung keine direkten Ergebnisse im Sinne der jetzt vorliegenden Aufgabenstellung.

### 3.2 Literaturrecherche

Es wurde eine aktuelle Literaturrecherche durchgeführt. Die Literaturrecherche wurde auf folgende Stichworte aufgebaut:

1	Staubaufwirbelung	1	Particulate matter
2	PM10	2	Resuspension
3	Staubbelegung	3	PM10
4	Feinstaub	4	PMx
5	Partikelemissionen	5	Silt load
6	Partikelimmissionen	6	Particle
7	Staub	7	Fine particles
8	Abrieb	8	Particle emission
9	Staubimmission	9	Dust
10	PMx	10	PM2.5
11	PM2.5	11	Abrasion
12	Straßenstaub	12	Particle concentration
13	Partikelanzahl	13	Particle size distribution
14	Fahrbahneigenschaften	14	Quality of road surface

Für die Recherche wurden auf Basis der o. a. Stichworte folgende Dateibanken ab dem Jahr 2001 durchsucht:

- Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes
- Datenbank ESPM (Environmental Sciences and Pollution Management)

- Zeitschrifteninhaltsdienst (Inhaltsverzeichnisse ausgewählter Zeitschriften, national und international, standortunabhängig).

Zusätzlich wurde im Internet recherchiert.

(Hinweis: Da die Literaturrecherche in Lohmeyer (2004b) bereits die verfügbare Literatur bis mindestens zum Jahr 2003 analysierte, wurde der vorliegende Bericht im Wesentlichen auf die Auswertung neuerer Literatur konzentriert.)

Das Suchergebnis bestand aus ca. 200 Literaturhinweisen. Davon wurden anhand der Titel und der Kurzfassungen die im Literaturnachweis des vorliegenden Berichtes aufgeführten Publikationen ausgewählt und ausgewertet. Das Ergebnis der Auswertung ist in den folgenden Kapiteln dokumentiert.

### **3.3 Einfluss der Meteorologie auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen**

Das Aufzeigen des Einflusses meteorologischer Parameter auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen ist in der Vergangenheit bereits Ziel mehrerer Untersuchungen gewesen (z. B. Schulze, 2002; Gehrig et al., 2003; Anke et al., 2002; 2004a und b; Lohmeyer, 2004a und b; Harrison et al., 2004; Sähn et al., 2006; Kukkonen et al., 2005; Lohmeyer, 2006; Holst et al., 2006a und b). Dabei wurden zum Teil große Abhängigkeiten festgestellt, z.T. wurde von nur geringen Einflüssen berichtet. Diese unterschiedlichen Aussagen scheinen sich also auf den ersten Blick zu widersprechen.

Allerdings befassen sich diese verschiedenen Studien mit zum Teil unterschiedlichen Fragestellungen, die sich zum Einen z. B. auf die statistische Auswertung von Konzentrationsdaten an Messstationen unterschiedlicher Kategorie (Verkehr, städtischer Hintergrund etc.) zum Anderen z. B. auf die Analyse der lokalen Verkehrsbeiträge beziehen. Um die in der Literatur gefundenen Aussagen einordnen und systematisieren zu können wird deshalb zunächst anhand einer allgemeinen Erläuterung eine Begriffsbestimmung durchgeführt ehe dann auf die einzelnen Abhängigkeiten eingegangen wird.

#### **3.3.1 Begriffsbestimmung und Einführung**

Grundsätzlich muss man zwischen Emission und Immission unterscheiden. Als Emission bezeichnet man die von einem Emittenten (Fahrzeug, Schornstein, diffuse Quellen etc.)



austretende Luftschadstoffmenge in Gramm pro Stunde. Die in die Atmosphäre gelangten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet, ggf. durch chemische und/oder mechanische Prozesse verändert und führen an einem Ort x zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese können am Ort x gemessen werden. Die Maßeinheit der Immissionen wird z. B. in Mikrogramm pro Kubikmeter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) Luft für den Mittelungszeitraum  $\Delta T$  der Messung (z. B. eine Stunde = Stundenmittelwert, ein Tag = Tagesmittelwert oder ein Jahr = Jahresmittelwert) angegeben. Daraus resultiert Fazit 1:

*Die Ursache für Schadstoffimmissionen sind Emissionen, die in unterschiedlichen Stärken und Entfernungen freigesetzt werden.*

Die Höhe der Immission hängt ab

- von der Emissionsmenge, die im Allgemeinen eine Überlagerung einer Vielzahl von Quellen darstellt,
- von den atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen (Wind, atmosphärische Stabilität, Regen, etc.- im Folgenden als Meteorologie bezeichnet), denen die entsprechenden Schadstoffpakete auf ihrem Weg von der Emissionsquelle zur Messstelle ausgesetzt sind,
- der Transportzeit zwischen der/den Emissionsquellen und der Messstelle (relevant für chemische Umwandlungsprozesse und/oder mechanische Reduktionsmechanismen) und
- den lokalen Ausbreitungsbedingungen (z. B. Freiland, kompakte Straßenschlucht etc.) im Bereich der Messstelle.

Daraus resultiert Fazit 2:

*Die Meteorologie kann die Höhe und die Variationen der Konzentrationen beeinflussen.*

Beide generellen Aussagen gelten sowohl für gasförmige Schadstoffe als auch für Partikel. Man unterscheidet primäre, also direkt als Partikel emittierte und sekundäre, aus gasförmigen Vorläufern in der Atmosphäre gebildete Partikel (siehe dazu als Übersicht **Abb. 3.1** bzw. BUWAL, 2001).

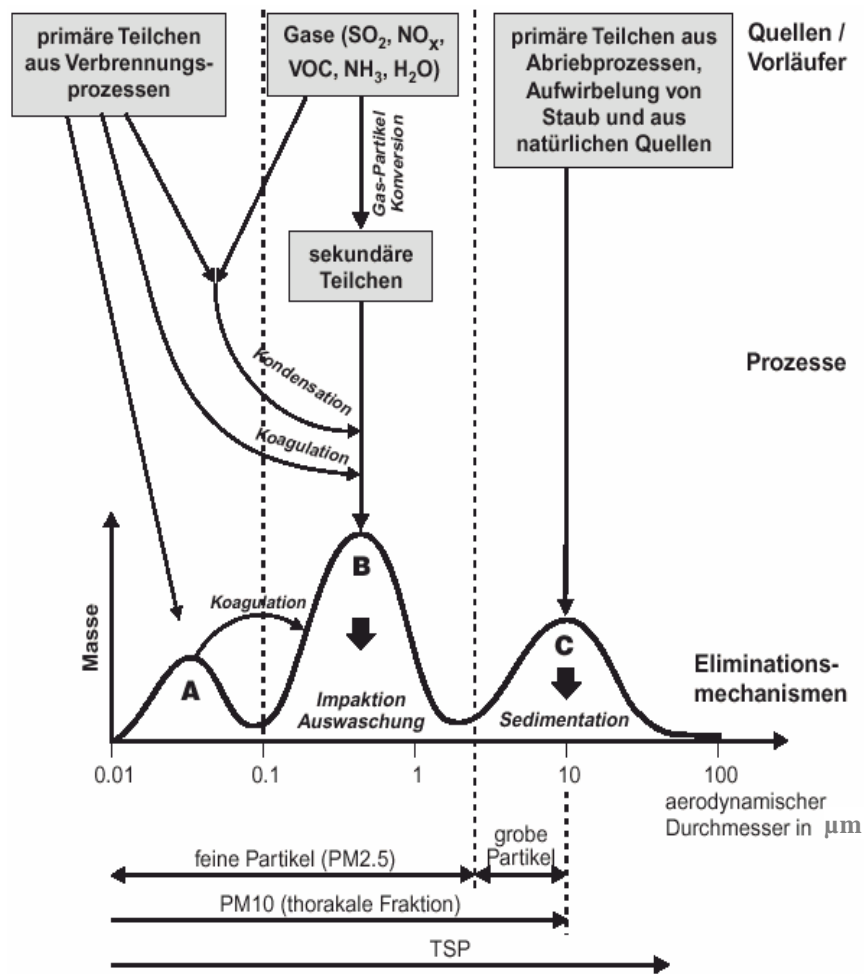


Abb. 3.1: Vereinfachte Darstellung der Größenverteilung des atmosphärischen Aerosols in Quellnähe und der wichtigsten Prozesse (Quelle: BUWAL, 2001)  
 A = ultrafeine Partikel, B = Akkumulationsmodus, C = grobe Partikel

Aus anthropogenen Quellen entstehen primäre Partikel bei Verbrennungsprozessen, vor allem als ultrafeine und feine mit einem Durchmesser unter etwa  $0,3 \mu\text{m}$  (z. B. Ruß). Partikel, die durch Abrieb oder Aufwirbelung entstehen, haben meist aerodynamische Durchmesser größer als  $1 - 2 \mu\text{m}$ . Sie werden geformt durch das Herausbrechen bzw. das Zermalen von größeren in kleinere Partikel. Die wichtigsten Quellen dieser Partikelfraktion sind windgetragener Staub von unbefestigten Straßen, aus Industriegebieten, aus der Lagerung und dem Umschlag von Schüttgütern, durch Reifen-, Brems- und Fahrabrieb. Meteorologische Einflussgrößen können die Emissionsmenge aus diesen Quellen beeinflussen (Niederschlag kann z. B. Staub auf unbefestigten Flächen binden, hohe Windgeschwindigkeiten können zu erhöhten Windabwehungen führen etc.)

Als natürliche Quellen kommen Pollen, Meeressgisch, Winderosion und Vulkane in Frage. Partikel im mittleren Größenbereich (zwischen 0.1 und 2.5  $\mu\text{m}$ ) sind zum überwiegenden Teil sekundären Ursprungs und bilden sich durch Gas-Partikelkonversion aus den Vorläufern  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$  und VOC.

Fazit 3:

*Es gibt natürliche und anthropogene primäre Partikelemissionen und natürliche und anthropogene sekundär gebildete Partikel aus gasförmigen Vorläufersubstanzen. Deren Emissionsmenge kann durch meteorologische Effekte beeinflusst sein.*

Die Größe, Form und Dichte der luftgetragenen Partikel variieren stark. Eine wichtige Größe ist der aerodynamische Durchmesser. Er bestimmt weitgehend, welche Prozesse in der Atmosphäre für die Partikel relevant sind und wie lange ihre Aufenthaltsdauer ist. Luftgetragene Partikel können fest oder flüssig sein und ihren Aggregatzustand in Abhängigkeit von der umgebenden Luft und der Temperatur ändern (z. B. Verdampfen leichtflüchtiger Verbindungen). Maßgebend ist auch die chemische Zusammensetzung der Partikel, z. B. für ihre Reaktivität und ihre Fähigkeit, Wasser aus der Luft aufzunehmen und als Kondensationskeime für Wolkentröpfchen zu dienen.

Die maßgebenden Prozesse hängen primär vom Partikeldurchmesser ab. Teilchen über 10  $\mu\text{m}$  sedimentieren rasch und werden so aus der Luft entfernt. Ultrafeine Partikel (< 0.1  $\mu\text{m}$ ) haben hohe Diffusionsgeschwindigkeiten und koagulieren innerhalb weniger Stunden mit größeren Partikeln oder wachsen durch Kondensation. Partikel im Akkumulationsmodus (0.1 - 2.5  $\mu\text{m}$ ) bilden massenmäßig den Hauptteil des Aerosols an Standorten, die nicht in unmittelbarer Nähe einer großen Quelle liegen. Die Mechanismen zur Eliminierung für diese Größenkategorie sind nicht sehr effizient, so dass die Partikel mehrere Tage in der Luft bleiben und entsprechend weit transportiert werden können. Teilchen dieser Größenklasse werden hauptsächlich durch Niederschläge aus der Atmosphäre entfernt, zum Teil durch Deposition. Es gibt keine wirkungsvollen Prozesse, um feine Partikel zu groben (>2.5  $\mu\text{m}$ ) anwachsen zu lassen.

Fazit 4:

*Die Transportvorgänge in der Atmosphäre sind von der Partikelgröße abhängig.*

Wegen der o. g. Einflussfaktoren sind die Immissionen sowohl zeitlich als auch räumlich variabel. Bei genügend großen Mittelungszeiten nähert sich die horizontale Konzentrationsverteilung der in **Abb. 3.2** dargestellten Form an.

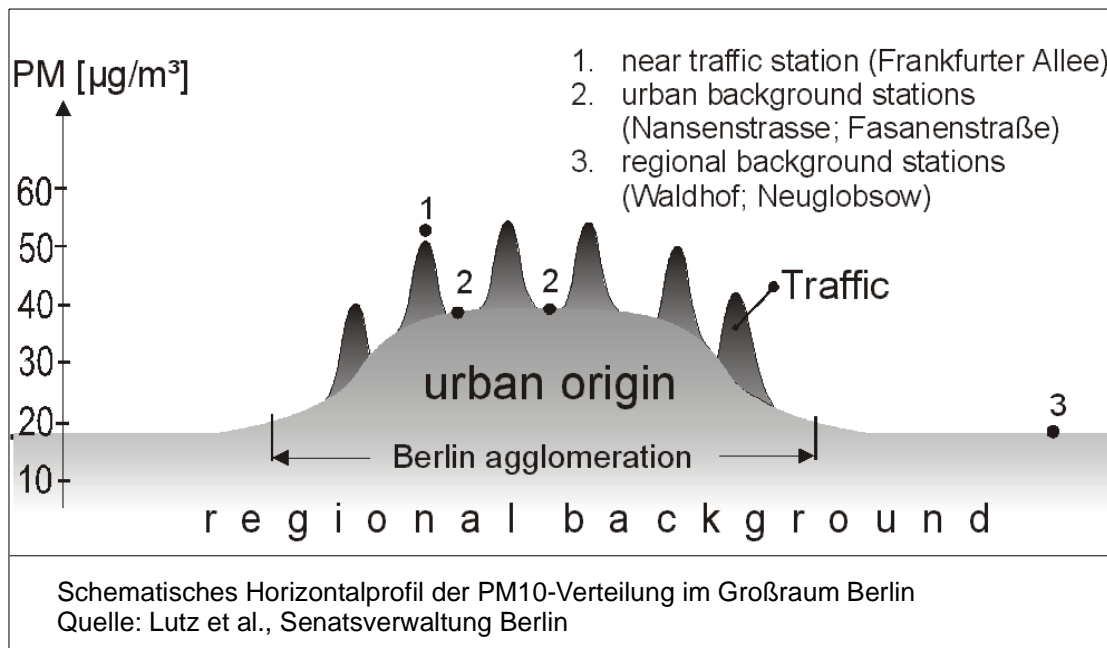


Abb. 3.2: Schematische Darstellung der horizontalen PM<sub>10</sub>-Konzentrationsverteilung im Jahresmittel für einen Ballungsraum am Beispiel Berlin

Wie aus der vorigen Abbildung zu erkennen ist, setzt sich die PM<sub>10</sub>-Konzentration (analoges gilt für NO<sub>x</sub>) je nach Lage der Messstelle zusammen aus

- Regionaler Hintergrundbelastung (Punkt 3 in der **Abb. 3.2**)
- Städtischer Zusatzbelastung (Differenz aus Punkt 2 und Punkt 3 in der **Abb. 3.2**) und
- Lokaler Zusatzbelastung verursacht im Straßenraum oder durch anderweitige starke lokale Emissionsquellen (Differenz aus Punkt 1 und Punkt 2 in der **Abb. 3.2**). Nur dieser Wert kann im Falle von Verkehrsmessstationen zur Untersuchung der lokalen verkehrlichen Emissionen und deren Abhängigkeiten von Einflussgrößen (Verkehr, Meteorologie, Straßenzustand etc.) analysiert werden.

So setzen sich z. B. Messwerte an Messstationen, die typisiert sind mit „städtisch/Straße“ aus allen drei vorgenannten Anteilen zusammen; Stationen mit der Typisierung „städtisch/Wohngebiet“ nur aus den ersten beiden Beiträgen. Diese Konzentrationsverteilungen spiegeln nicht die Emissionsverteilung wider, da die Emissionen verschiedener Quellgruppen

in unterschiedlichen Höhen freigesetzt werden (z. B. Industrieemissionen mit deren hohen Emissionsmengen über Schornsteine, Verkehrsemissionen bodennah) und damit unterschiedlichen Transportzeiten und Ausbreitungsvorgängen ausgesetzt sind.

Systematische Auswertungen an verschiedenen Standorten zeigen für PM10 an verkehrsbeeinflussten Messstellen im Jahresmittel folgende Verhältnisse zwischen den einzelnen Beiträgen auf:

- ca. 50 % bis 70 % großräumige Hintergrundbelastung
- ca. 10 % bis 25 % städtische Zusatzbelastung
- ca. 15 % bis 40 % lokaler Verkehrsbeitrag.

Die PM10-Gesamtbelastung an einem städtischen Messstandort wird somit sehr stark von der Hintergrundbelastung geprägt. Demgegenüber ist der lokale NO<sub>x</sub>-Verkehrsbeitrag deutlich höher:

- ca. 20 % bis 40 % großräumige Hintergrundbelastung
- ca. 10 % bis 20 % städtische Zusatzbelastung
- ca. 40 % bis 70 % lokaler Verkehrsbeitrag.

Die NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastung an einem städtischen Messstandort wird somit nur gering von der Hintergrundbelastung, aber stark vom lokalen Verkehrsbeitrag geprägt. Bereits wegen diesen Relationen ist bei PM10-Gesamtbelastungen an verkehrsbeeinflussten Messstellen ein deutlich höherer meteorologischer Einfluss zu erwarten als bei NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastungen.

Die höchsten PM10- und NO<sub>x</sub>-Immissionen treten im innerstädtischen Bereich im allgemeinen an Hauptverkehrsstraßen mit dichter Randbebauung auf. Die Messstationen sind idealerweise an den Ort in der Straße aufgestellt, an dem im *Jahresmittel* die höchsten Konzentrationen außerhalb der unmittelbaren Fahrbahnbereiche zu erwarten sind (siehe dazu Messvorschrift in der 22. BImSchV). Die Strömungsverhältnisse im Straßenraum sind aber sehr stark von der Relation zwischen Bebauungsstruktur und Überdachwindrichtung abhängig. Damit wird die an einer Messstelle mit der Typisierung Straße/Verkehr gemessene lokale Zusatzbelastung (Differenz aus Punkt 1 und Punkt 2 in der **Abb. 3.2**) bei kurzen Mittelungszeiten am Ort der Messstelle stark beeinflusst.

Dies ist in der **Abb. 3.3** schematisch und in der **Abb. 3.4** an einem Beispiel für eine innerstädtische Straßenschlucht mit starkem Verkehr (Lützner Straße in Leipzig) für vier ver-

schiedene Stundenmittelwerte aufgezeigt. Gerechnet wurde mit dem prognostischen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM. Die Emissionen und die Windgeschwindigkeit sind für alle vier Fälle gleich. Variiert wurden nur die Überdachwindrichtungen. Die Zusatzbelastungen durch den lokalen Verkehr zeigen zum Beispiel für Winde aus südlichen Richtungen die geringsten Werte, da wegen der sich ausbildenden Strömungswalze die Messstelle auf der Luv-Seite (windzugewandt) liegt. Bei Ostanströmung werden die höchsten Konzentrationen berechnet, da hier wegen der Ausrichtung der Straße eine Akkumulation der Schadstoffe erfolgen kann und sich an der Messstelle ein Bereich verminderter Windgeschwindigkeiten mit hohen Schadstoffkonzentrationen ausbildet. Für diese Fälle sind also je nach Windrichtung Unterschiede bis zu einem Faktor 6 in der lokalen Zusatzbelastung zu beobachten. Dies wirkt sich je nach dem Anteil der Hintergrundbelastung entsprechend auch auf die Gesamtbelastung aus. Das bedeutet aber nicht, dass bei Windrichtungen, an denen an der Messstelle geringe Konzentrationen auftreten die verkehrsbedingte Zusatzbelastung im Straßenbereich gering ist, sondern dass sie statt an der Messstelle z. B. auf der gegenüberliegenden Straßenseite hoch ist (siehe **Tab. 3.1**). Dies kann u. a. dazu führen, dass bei kurzen Mittelungszeiten (Stunden, bei längeren stabilen Wetterlagen ggf. mehrere Tage) für bestimmte Wetterlagen die an der Verkehrsstation gemessene Konzentration nur gering oder gar nicht über den im städtischen Hintergrund (Punkt 2 in **Abb. 3.2**) liegen kann und damit der lokale Verkehrsbeitrag *scheinbar* gering ist, obwohl die Konzentrationsmaxima in der Straße nur an einer Stelle liegen, an der nicht gemessen wird. Aus Konzentrationsmessungen an Straßen mit nur einer Messstelle bei kurzen Mittelungszeiten kann somit nicht verlässlich auf den lokalen Verkehrsanteil der Konzentration an der Gesamtbelastung einer Straße geschlussfolgert werden. Hier sind entweder zwei Messstationen nötig (Luv und Lee) oder es muss die Windrichtungsinformation mit ausgewertet werden.

Lokale Zusatzbelastung bei Wind aus	<b>Nord</b>	<b>Ost</b>	<b>Süd</b>	<b>West</b>
<b>An Messstelle</b>	20.4	36.9	6.4	14.2
<b>Gegenüber Messstelle</b>	8.9	23.6	21.1	28.6

Tab. 3.1: Mit MISKAM berechnete Zusatzbelastungen für vier verschiedene Überdachwindrichtungen bei gleicher Windgeschwindigkeit und Emission. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

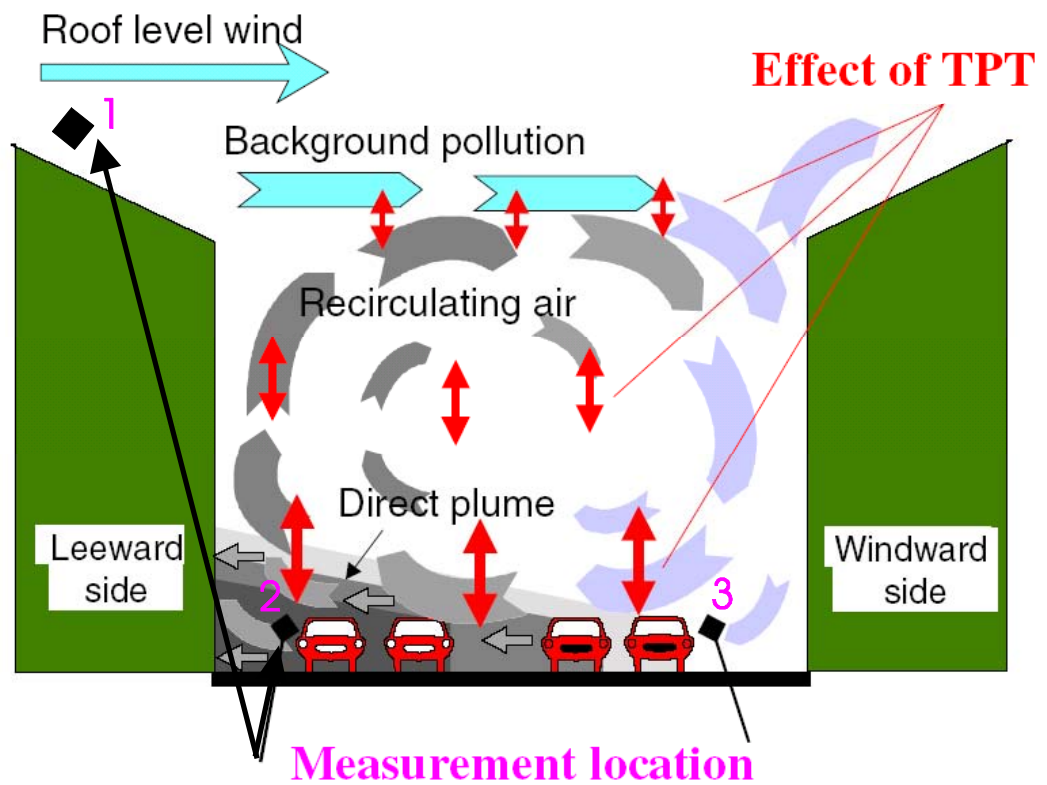


Abb. 3.3: Schematische Darstellung der Strömungssituation in einer Straßenschlucht und eine ideale Messkonfiguration mit drei Messstellen  
 TPT = Traffic produced Turbulenz (Quelle: Palmgren et al., 2003)

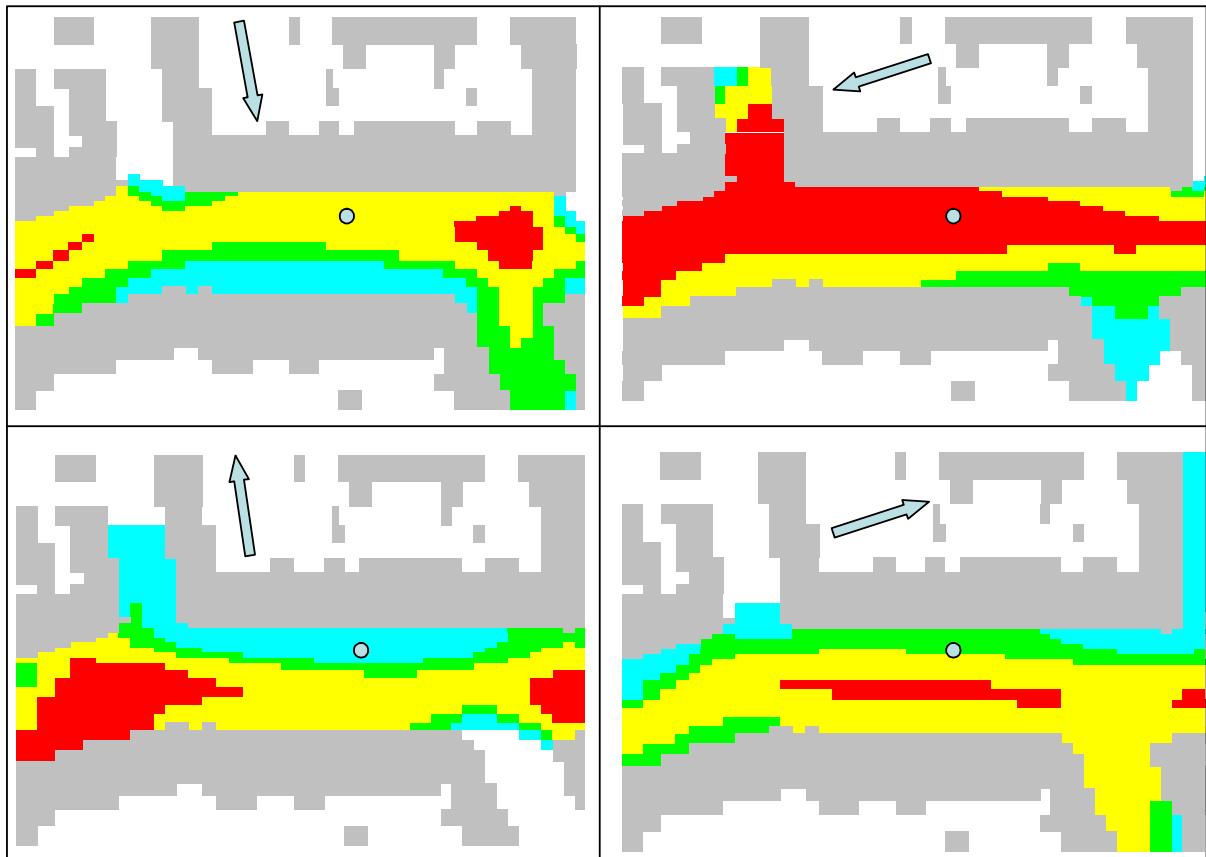


Abb. 3.4: Schadstoffzusatzbelastungen infolge des lokalen Verkehrs in Abhängigkeit von der Überdachwindrichtung für die Lützner Straße in Leipzig in 2 m Höhe berechnet mit MISKAM. Windgeschwindigkeit und Emissionen sind in allen Fällen gleich. Die Messstelle ist als Kreis, die Überdachwindrichtung als Pfeil, die Gebäude sind grau gekennzeichnet. Die Konzentrationsintervalle sind linear abgestuft. Gelbe und rote Farben = hohe Belastung, blaue und grüne Farben = geringere Belastungen.



---

**Fazit 5:**

*Die lokalen Zusatzbelastungen an Straßen sind stark von den Überdachwindrichtungen abhängig. Diese Windrichtungsabhängigkeit kann insbesondere bei kurzen Mittelungszeiten der Messung (z. B. Stunden bis wenige Tage) scheinbar das Verhältnis zwischen lokaler Zusatzbelastung an der Verkehrsmesssstelle, städtischer Zusatzbelastung und regionaler Zusatzbelastung stark beeinflussen ohne dass sich an der Emissionssituation etwas geändert hat.*

Die Verdünnung der lokalen Emissionen ist auch stark von der Windgeschwindigkeit abhängig. Je höher die Windgeschwindigkeit, desto besser die Verdünnung. Je niedriger die Windgeschwindigkeit, umso schlechter ist die Schadstoffverdünnung. Bestimmte Wetterlagen sind häufig mit typischen Windrichtungs- und Geschwindigkeitsverhältnissen korreliert. So sind in Deutschland bei stabilen Hochdruckwetterlagen häufig südliche bis östliche Windrichtungen mit niedrigen Windgeschwindigkeiten vorherrschend. Tiefdrucksysteme führen häufig zu westlichen Windrichtungen mit hohen Windgeschwindigkeiten.

Deshalb müssen für Ursachen- und Wirkungsanalysen längere Mittelungszeiträume gewählt werden, um repräsentative Auswertungen zu erhalten oder der Einfluss der realen Windverhältnisse im Mittelungszeitraum auf die Schadstoffausbreitung muss in die Auswertung einbezogen werden. Die **Abb. 3.5** zeigt am Beispiel der Winddaten an der Station Leipzig-Schkeuditz; wie lange es allein für die Windrichtungsverteilung dauert, bis sich diese dem 10-jährigen Mittel angenähert hat.

**Fazit 6:**

*Lokale Zusatzbelastungen an Straßen, die über kurze Mittelungszeiten gemessen wurden, können stark der Korrelation zwischen Windrichtung und -geschwindigkeit ausgesetzt sein und lassen deshalb ohne weiterführende Analyse (statistische Auswertungen der Zusatzbelastungen, Ausbreitungsberechnungen, NO<sub>x</sub>-Tracermethode) keinen eindeutigen Schluss auf die Höhe der lokalen Emissionen bzw. deren Variationen zu.*

In der folgenden Literaturlauswertung wird aus diesen Gründen unterschieden, ob sich die Studien mit dem Einfluss der Meteorologie auf die Gesamtbelastungen, auf die lokalen verkehrlichen Zusatzbelastungen oder auf die lokalen Verkehrsemissionen auseinandersetzen und wie der jeweils betrachtete Mittelungszeitraum ist. Entsprechend der Aufgabenstellung

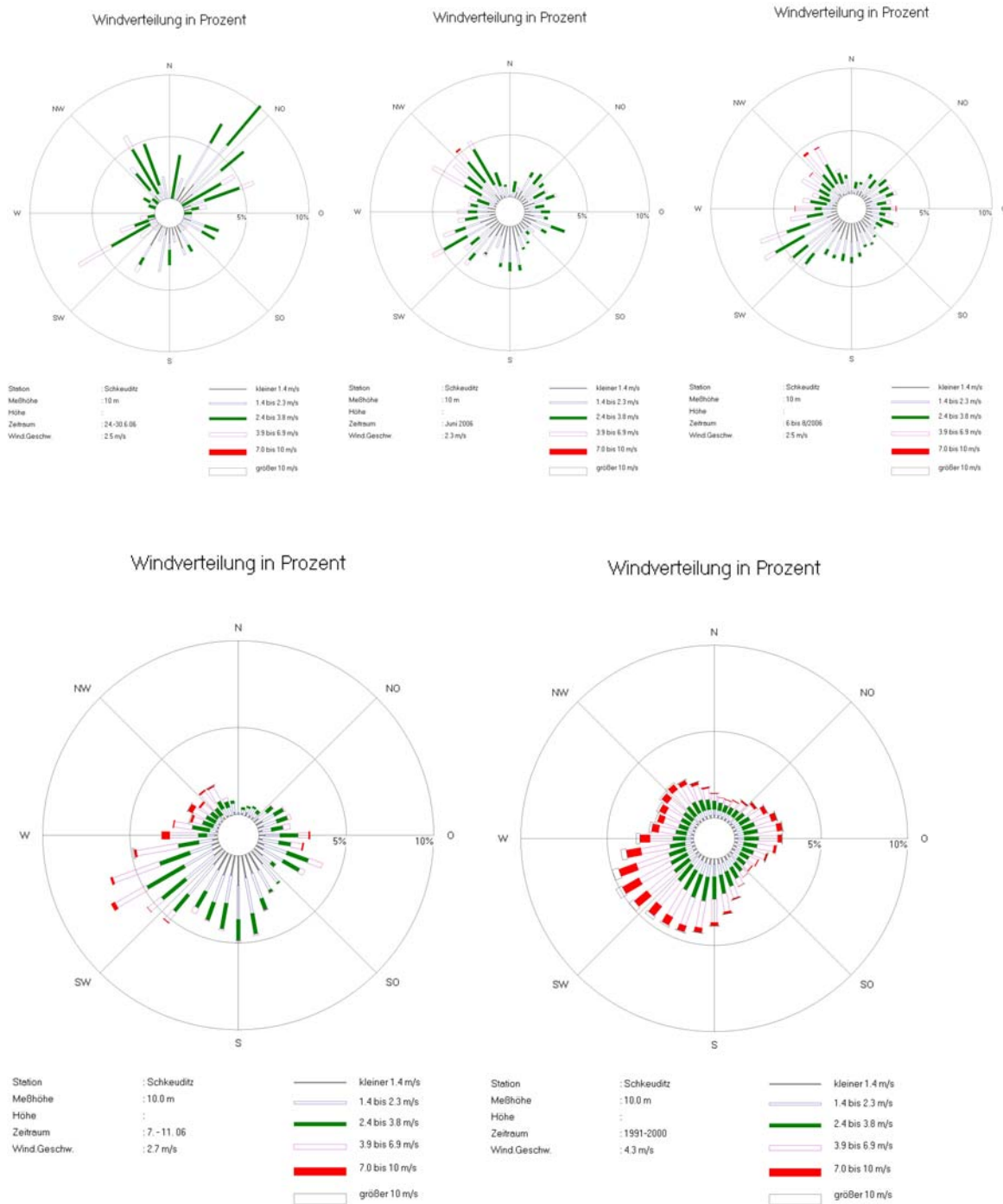


Abb. 3.5: Windrosen an der Station Leipzig-Schkeuditz für verschiedene Mittelungszeiträume

liegt der Schwerpunkt auf verkehrsbeeinflussten Messstellen bzw. Verkehrsemissionen. Um PM<sub>x</sub>-spezifische Besonderheiten feststellen zu können, wird (wo möglich) ein Vergleich zu NO<sub>x</sub> hergestellt.

### **3.3.2 Einfluss der Meteorologie auf die PM<sub>x</sub>-Konzentrationen und -Emissionen an verkehrlichen Belastungsschwerpunkten**

Schulze (2002) betrachtete den Einfluss von Niederschlägen und der Luftfeuchte auf die PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerte der Gesamt- und Zusatzbelastung an sechs verschiedenen Luftgütemessstellen des Berliner BLUME-Messnetzes. Analysiert wurden die Messdaten kontinuierlicher Messungen mittels FH-Geräten aus 19 Monaten. In einem nächsten Schritt wurden auf Grundlage von Daten aus Intensivmesskampagnen an der Schildhornstraße (4 Wochen) und an der Frankfurter Allee (10 Wochen) stündliche PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren abgeleitet und ebenfalls auf einen möglichen Niederschlagseinfluss hin untersucht. Dabei wurde auch der engere zeitliche Rahmen um das Niederschlagsereignis (2 Stunden davor und mehrere Stunden danach) in die Analysen einbezogen. Die gewonnenen Ergebnisse stellen sich dort wie folgt dar:

#### *PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastung:*

Bei der PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung ließen sich in der Betrachtung der Niederschlagsschwellen, das heißt ab festgelegten täglichen Mindestniederschlagsmengen bei allen betrachteten Messstationen schon ab 0.1 mm Niederschlag erhebliche Reduktionen der Tagesmittelwerte von bis zu 25 % (im Mittel ca. 20 %) beobachten. Diese Abnahmen waren um ca. 6 bis 12 %-Punkte größer als bei NO<sub>x</sub>. Sieht man NO<sub>x</sub> als Tracer für die atmosphärischen Ausbreitungsvorgänge an, so sollten sich in der Differenz zwischen PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Konzentration möglicherweise PM<sub>10</sub>-spezifische Emissionsprozesse während Niederschlag widerspiegeln. Außer an der Frankfurter Allee nimmt der Unterschied zwischen PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Reduktion zu hohen Niederschlagsschwellen hin ab.

#### *PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung:*

In der Zusatzbelastung traten erst ab mehr als 1.0 mm Niederschlag deutliche Reduktionen in den Tagesmittelwerten der PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen auf. Ab 1.0 mm wurden für PM<sub>10</sub> um bis zu 6 % höhere Abnahmen festgestellt als für NO<sub>x</sub>, ab 5.0 mm Niederschlag 13 %. Dieser Sachverhalt wurde bei der Betrachtung innerhalb der Niederschlagsklassen bestätigt.

---

*Korrelation von PM10- und NO<sub>x</sub>-Gesamt- und Zusatzbelastung und relativer Luftfeuchte:*

Analysen der Abhängigkeit der PM10-Gesamt- und Zusatzbelastung von der relativen Luftfeuchte konnten keine signifikanten Abhängigkeiten aufzeigen, nur einen leichten Anstieg bei hohen Luftfeuchtigkeiten.

*Auswertungen berechneter PM10-Emissionsfaktoren bei Regenereignissen:*

Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode wurden stündliche PM10-Emissionsfaktoren ermittelt. In der Schildhornstraße wurden während Niederschlag im Mittel um ca. 14 % niedrigere Emissionsfaktoren beobachtet als vor dem Niederschlag. Bereits ab Niederschlagsmengen von 0.1 mm konnten Emissionsreduktionen von bis zu 20 % im Vergleich zur Stunde vor dem Niederschlagsereignis festgestellt werden. Gegenüber dem Mittelwert wurden während des Niederschlagsereignisses Reduktionen von bis zu 35 % beobachtet. Eine Wirkung des Niederschlages auf die PM10-Emission ist bis zu 7 Stunden nach dem Ereignis festzustellen. Für länger andauernde Niederschlagsereignisse konnten an der Schildhornstraße keine höheren Abnahmen der PM10-Emission (im Sinne von längerer Niederschlagsdauer → höhere Abnahme) festgestellt werden als für Niederschlagsereignisse kürzerer Dauer.

In der Frankfurter Allee liegen die PM10-Emissionsfaktoren während des Regenereignisses zwischen 13 % und 30 % niedriger als vor den Regenstunden. Der Effekt dauert hier bis etwa 2 bis 3 Stunden nach dem Niederschlagsereignis an. Zwischen Länge des Niederschlagsereignisses und der Reduktion der PM10-Emission konnte in der Frankfurter Allee eine geringe positive Korrelation festgestellt werden (1 Stunde = 24 %, 2 Stunden = 26 %, 3 Stunden = 30 %).

Gehrig et al. (2003) untersuchten ebenfalls den Einfluss von Regen auf die PM1- und PM10-Belastungen sowie Partikelanzahlverteilungen an mehreren Standorten jeweils in einem Zeitraum von 2 bis 5 Monaten.

*PM<sub>x</sub>-Gesamt- und Zusatzbelastung:*

Der Einfluss von Regen auf diese Konzentrationsanteile wurde nicht diskutiert.

*Auswertungen berechneter PM10-Emissionsfaktoren bei Regenereignissen:*

Mittels NO<sub>x</sub>-Tracer-Methode abgeleitete PM10-Emissionsfaktoren an drei Standorten wurden bzgl. des Einflusses von Regen analysiert. Eine trockene Fahrbahn wurde für die Stunden

angenommen, wenn kein Niederschlag gemessen wurde. Eine nasse Fahrbahn, wenn mehr als 0.1 mm Niederschlag gemessen wurde. Sie fanden bei der Auswertung der Daten, dass für die ebenfalls zum Vergleich abgeleiteten CO-Emissionsfaktoren (Auspuffemissionen) wie erwartet kein Einfluss von Regen feststellbar war. Für Aathal (Außerortsstraße mit Tempolimit 50 km/h) war kein Einfluss des Regens auf die PM10-Emissionsfaktoren feststellbar. Für die Rosengartenstraße (Innerortsstraße mit dichter Randbebauung und Tempolimit 50 km/h) waren wegen der erhöhten Unsicherheit der PM1-Differenzen die Ergebnisse nach Aussage der Autoren nicht schlüssig zu interpretieren. An der Weststraße (Innerortsstraße mit dichter Randbebauung, ca. 30 m vor Lichtsignalanlage) scheinen nach Aussage der Autoren die Emissionsfaktoren von PM10-PM1, also der Anteil, der den Abrieben und der Aufwirbelung zuzuordnen ist, in Regenstunden deutlich (ca. 50 %) geringer. Dies wäre mehr als die bei Schulze (2002) in Regenstunden beobachteten Reduktion (siehe oben). Wie lange diese Minderung anhielt wurde nicht aufgezeigt. Der ermittelte Emissionsfaktor für PM1 war an der Weststraße unabhängig vom Regen. Eine Diskussion dieser unterschiedlichen Tendenzen zwischen Weststraße und Aathal wurde nicht durchgeführt. Da der Zeitraum der Messungen jeweils die Winter- und Frühjahrsmonate umfasste (allerdings in verschiedenen Jahren) aber auch die Verkehrsstärken ähnlich sind, sind möglicherweise die Unterschiede in den Verkehrssituationen (Aathal = HVS1, Weststraße = HVS3) oder in unterschiedlichen örtlichen Gegebenheiten zu suchen.

Friedrich (2003) untersuchte den Einfluss von Niederschlag auf die PM10-Konzentrationen an der brandenburgischen Stadt Nauen im Zeitraum 07/2000 bis 12/2003. Er stellte Folgendes fest:

*PM10-Gesamtbelastung:*

Bei Niederschlag sanken am Verkehrsmesspunkt (Berliner Straße) die Tagesmittelwerte gegenüber dem Mittelwert aller Tage um 18 bis 30 %. Gegenüber allen trockenen Tagen lag die Abnahme bei 27 bis 40 %. Dies ist eine größere Reduktion als die o. g. Reduktion für die Schildhornstraße (dort 13 %) und die Frankfurter Allee (dort 19 %). Die Abnahme wurde größer, wenn das Niederschlagsereignis auch direkt in den Zeitintervallen mit hohem Straßenverkehrsaufkommen stattfand.

Der Autor wies auch nach, dass ein Teil der geringeren Immissionen bei Niederschlagsereignissen ihre Ursache in besseren Ausbreitungsbedingungen hatte. Dieser konnte mit ca. 5 bis 13 % beziffert werden und war damit ähnlich hoch, wie bei Schulze (2002, siehe oben)

festgestellt. Insgesamt ging er davon aus, dass die Hälfte bis Dreiviertel des Immissionsunterschiedes in der PM10-Gesamtbelastung auf eine zumindestens teilweise Verhinderung von Staubemissionen bei Niederschlag zurückzuführen war.

*PM10-Zusatzbelastung:*

Bei Niederschlag sanken am Verkehrsmesspunkt (Berliner Straße) die Tagesmittelwerte der Zusatzbelastung gegenüber dem Mittelwert aller Tage um 19 bis 34 %. Gegenüber allen trockenen Tage lag die Abnahme bei 29 bis 38 %.

*Auswertungen berechneter PM10-Emissionsfaktoren bei Regenereignissen:*

Hierzu wurden vom Autor keine Auswertungen durchgeführt.

Lohmeyer (2004a) werteten detaillierte Messdaten an der B 10 in Karlsruhe in Bezug auf die PM10-Emissionen aus. Sie fanden folgendes:

*Auswertungen berechneter PM10-Emissionsfaktoren bei Regenereignissen:*

Für die drei analysierten Werktage mit Regen wurde eine Reduktion des tagesmittleren Emissionsfaktors (bestimmt über NO<sub>x</sub>-Tracermethode) von ca. 40 % gegenüber dem mittleren trockenen Werktag festgestellt. Die stundenfeine Auswertung zeigte, dass während und kurz nach dem Regen die PM10-Emissionen deutlich zurückgehen, danach aber auf ein deutlich höheres Niveau als im trockenen Mittel ansteigen.

Lohmeyer (2004b) analysierten PM10-Messdaten an der Lützner Straße in Leipzig für das Jahr 2003 auf deren Regeneinfluss. Sie zeigten folgendes auf:

*PM10-Gesamtbelastung:*

Die PM10-Gesamtbelastung nahm an Werktagen mit Regen (Niederschlagssumme größer 0.1 mm) an der Lützner Straße in Leipzig um 28 % gegenüber der jahresmittleren Werktagskonzentration ab. Mit zunehmender Trockenheit steigt die PM10-Gesamtbelastung an und liegt am dritten trockenen Tag ca. 70 % höher als am Regentag.

*PM10- Zusatzbelastung:*

Die PM10-Zusatzbelastung nahm an Werktagen mit Regen (Niederschlagssumme größer 0.1 mm) an der Lützner Straße in Leipzig um 27 % gegenüber der jahresmittleren Werk-

tagskonzentration ab. Mit zunehmender Trockenheit steigt auch die PM10-Zusatzbelastung an und liegt am dritten trockenen Tag ca. 60 % höher als am Regentag.

*Auswertungen berechneter PM10-Emissionsfaktoren bei Regenereignissen:*

Die mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren zeigten im Jahr 2003 für Tage mit Niederschlagsmengen größer 0.1 mm mit ca. 8 % relativ geringe Abnahmen. Dies ist deutlich geringer als die Reduktion der Zusatzbelastung. Allerdings wird die Zusatzbelastung auch noch zusätzlich durch die an Regentagen günstigeren Ausbreitungsverhältnisse (z. B. durch höhere Windgeschwindigkeiten) beeinflusst. Bei täglichen Niederschlagsmengen größer 0.1 mm sind Reduktionen in den Emissionen um ca. 16 % zu beobachten, bei mehr als 2 mm von ca. 20 %. Es deutete sich mit zunehmender Trockenheit eine Zunahme der PM10-Emissionen an (z. B. am zweiten trockenen Tag ca. 14 % höher als am mittleren Regentag). Der Einfluss des Niederschlages auf die verkehrsbedingten PM10-Emissionen wurde in dieser Studie mit kleiner 20 % angegeben.

Hörmann et al. (2005) führten statistische Analysen der PM10-Konzentrationen in Graz im Winterhalbjahr 2004/2005 durch. Für die verkehrsbeeinflussten Messstelle Graz-Mitte wurde folgendes festgestellt:

*PM10- Gesamtbelastung:*

Die deutlichsten meteorologischen Einflüsse auf die PM10-Gesamtbelastung wurden durch Regen, geringe Windgeschwindigkeiten (kleiner 0.65m/s) und Temperaturinversion beobachtet. Aus diesen Analysen wurde ein Vorhersagemodell der PM10-Tagesmittelwerte für den nächsten Tag auf Basis einer multiplen linearen Regression entwickelt.

*PM10-Zusatzbelastung und -Emissionen*

Hierzu wurden in der genannten Arbeit keine Analysen durchgeführt.

Sähn und Klingner (2006) systematisierten verschiedene Datenauswertungen (z. B. Anke, et al., 2005, Klingner et al., 2006), die sie anhand langjähriger Zeitreihen auf Basis spezieller Screening-Verfahren ausgewertet hatten. Sie kommen zu folgenden Schlussfolgerungen:

### *PM10- und NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastung:*

Die PM10-Gesamtbelastungen steigen bei anhaltender Niederschlagslosigkeit stetig an. Dies entspricht den Ergebnissen der o. g. Datenauswertungen von Schulze (2002) und Lohmeyer (2004b) und Friedrich (2003). Die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen bleiben davon unberührt. Die Minderung in der PM10-Gesamtbelastung ist nach wenigen Stunden nach dem Regen abgeklungen. Dies korrespondiert mit den Ergebnissen der Studie von Schulze (2002) und Lohmeyer (2004a). An der Messstelle Dresden-Nord wurde im Mittel der Jahre 2001/2002 in der ersten Stunde nach dem Regen eine Reduktion um ca. 17 % gegenüber der Konzentration in der mittleren Regenstunde beobachtet, in der zweiten Stunde um ca. 4 %. Nach ca. 8 Stunden nach dem Regen lag die PM10-Gesamtbelastung höher als während des Regens.

Es wurde auch die Abhängigkeit der PM10-Gesamtbelastungen von der Windgeschwindigkeit untersucht. Dabei wurde u. a. für die Messstelle Dresden-Nord an Niederschlagstagen mit zunehmender Windgeschwindigkeit eine fest lineare Abnahme beobachtet. An trockenen Tagen war bei Windgeschwindigkeiten von ca. 2 bis 3 m/s ein leichter Anstieg zu beobachten, der von den Autoren mit einem Aufwirbelungseffekt begründet wurde. Diese Aussage wurde allerdings nicht mit Analysen anderer Einflussfaktoren, wie z. B. der Windrichtungsabhängigkeit der Windgeschwindigkeiten (siehe oben) untermauert.

Ein großer Einfluss auf die PM10-Gesamtbelastungen wird durch die Mischungsschichthöhe ausgeübt. Diese wird wiederum von der thermischen Schichtung beeinflusst. Aus Analysen von PM10-Konzentrationen der Jahre 2001 bis 2003 an der Station Stuttgart-Straße wurde festgestellt, dass eine starke, weitgehend negative lineare Abhängigkeit der PM10-Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe zu verzeichnen ist. Bei Mischungsschichthöhen unter 1000 m (beim Klimatermin um 12 UTC) stiegen die PM10-Konzentrationen im Mittel auf Werte über 50 µg/m<sup>3</sup>. Niedrige Mischungsschichthöhen wirkten sich auch auf die NO<sub>2</sub>- nicht aber auf die NO-Gesamtbelastungen aus. Dies scheint zunächst verwunderlich zu sein, da die Mischungsschichthöhe das Ausbreitungsvolumen aller Luftschadstoffe gleichermaßen begrenzen sollte. Allerdings wird die Messstelle Stuttgart-Straße, im Gegensatz zum PM10, beim NO zum überwiegenden Teil vom lokalen Verkehrsbeitrag dominiert (siehe oben). Untersuchungen haben gezeigt, dass in dicht bebautem Gelände aufgrund der hohen städtischen Rauigkeit genug mechanische Turbulenz erzeugt wird, sodass dort der Einfluss der großräumigen thermischen Schichtung auf die *Zusatzbelastung* gering ist. Deshalb ist bei NO der Einfluss der Mischungsschichthöhe an der o. g. Station nicht zu erkennen, wohinge-



gen beim PM10 wegen des höchsten Anteils Hintergrundbelastung diese Abhängigkeit am stärksten ist.

Die Auswertungen bzgl. der Globalstrahlung zeigten, dass vor allem mehrere aufeinanderfolgende Tage mit hoher Strahlung eine Zunahme der PM10-Gesamtbelastungen begünstigten. Es wurden aber auch Überschreitungsepisoden an Tagen mit deutlich reduzierter Globalstrahlung bei neblig-trüben Wetter gefunden. Die Globalstrahlung kann allerdings nach Meinung der Autoren die PM10-Gesamtbelastungen nicht so signifikant beeinflussen wie der Niederschlag, der Wind oder die Mischungsschichthöhe.

Ein Anstieg der PM10-Gesamtbelastungen wurde an der bereits o. g. Messstation Stuttgart-Straße auch bei steigenden Temperaturen im Sommer und vor allem bei sinkenden Temperaturen im Winter festgestellt. Möglicherweise ist dies nach Meinung der Autoren allerdings auch durch Korrelationen zwischen der Temperatur und den Luftaustauschbedingungen bedingt. Dies wird nach Meinung der Autoren auch dadurch sichtbar, dass an der o. g. Messstation eine deutliche Abhängigkeit der PM10-Gesamtbelastungen vom Luftdruck festgestellt worden ist: Je höher der Luftdruck umso höher im Mittel die PM10-Konzentrationen.

#### *PM10-Zusatzbelastung und -Emissionen*

Hierzu wurden in der genannten Arbeit keine Analysen durchgeführt.

In einer umfangreichen Arbeit analysierten Holst et al. (2006a und b) eine Feinstaubepisode in Baden-Württemberg im Januar 2006. Diese Analysen bezogen sich ebenfalls auf die PM10-Gesamtbelastungen allerdings nur auf Basis von Tagesmittelwerten (keine längeren Mittelungszeiten):

#### *PM10-Gesamtbelastung*

Kennzeichen für hohe PM10-Tagesmittelwerte waren eine austauscharme Hochdruckwetterlage, eine relativ niedrige Windgeschwindigkeit, geringer Vertikalaustausch in der bodennahen Atmosphäre (geringe Mischungsschichthöhe) der durch eine Schneedecke noch weiter vermindert wurde, fehlender Niederschlag und konstanter Dampfdruck als Maß für das Ausbleiben eines Luftmassenwechsels. Zusätzliche Emissionen wurden durch vergleichsweise niedrige Lufttemperaturen und den damit verbundenen Anstieg des Hausbrandes verursacht. Möglicherweise wurde die sekundäre Aerosolbildung durch die hohe Globalstrahlung, durch eine hohe relative Luftfeuchte und niedrige Windgeschwindigkeiten geför-

dert. Statistische Abhängigkeiten der PM10-Gesamtbelastungen von einzelnen meteorologischen Kenngrößen wurden in dieser Arbeit nicht angegeben. Es wurde von den Autoren auch ausgeführt, dass „die Zusammenhänge zwischen PM10-Tagesmittelwerten und Kenngrößen des Luftmassenaustausches in der atmosphärischen Grenzschicht komplexerer Art als z. B. in Form von multiplen Regressionen beschreibbar sind.“ Insbesondere die Akkumulation der PM10-Tagesmittelwerte bei gleich bleibenden Mischungsschichthöhen konnte nicht sinnvoll simuliert werden.

#### *PM10-Zusatzbelastung und –Emissionen*

Hierzu wurden in der genannten Arbeit keine Analysen durchgeführt.

Die meteorologische Beeinflussung von Partikelanzahl- und -massenkonzentrationen (PM10, PM2.5, PM1) in einer Straßenschlucht untersuchten Weber et al. (2006). Diese Untersuchungen wurden im Zeitraum 19.07. bis 18.08.2005 in der Gladbecker Straße in Essen durchgeführt. Hierbei kamen optische Partikelzähler in drei verschiedenen Höhen über der Fahrbahn (2.5 m, 3.9 m und 8.9 m) zum Einsatz. Weiterhin wurden sowohl über Dach als auch in mehreren Höhen innerhalb der Straßenschlucht Temperatur, Feuchte und Wind gemessen.

#### *PMx-Gesamtbelastung:*

Das sich in Abhängigkeit von der Anströmung innerhalb der Straßenschlucht entwickelnde Strömungsregime bewirkte eine signifikante Variabilität der Konzentrationen in Abhängigkeit von der Überdach-Anströmrichtung. Vor allem bei Queranströmung aus östlichen Windrichtungen (Leesituation) traten um 1.5 bzw. 1.8-fach höhere Konzentrationen für PM10 und PM1 im Vergleich zur entgegengesetzten Windrichtung (West) auf. (Zur Veranschaulichung dieses Effektes siehe **Abb. 3.3** und **3.4**). Der Anteil von PM2.5 an PM10 war dabei weitgehend unabhängig von der Windrichtung. Beim Anteil PM1 an PM10 lagen Unterschiede zwischen Luv- und Leesituationen vor, die zwischen 0.49 (ca. Windrichtung West) und 0.68 (ca. Windrichtung Ost) variierten.

Für diese deutlichen Unterschiede machten die Autoren vor allem die überdurchschnittlich starke Reduzierung der Windgeschwindigkeiten aus den Richtungssektoren Nord bis Südost verantwortlich. Stärkere Windgeschwindigkeiten bei westlichen Windrichtungen führten zu stärkerer atmosphärischer Durchmischung und zuvor deponierte gröbere Partikel können aufgewirbelt werden.

Generell zeigten sich während Zeiten geringer atmosphärischer Durchmischung (Nacht-, Morgen- und Abendstunden) eine gewisse Schichtung der Partikelkonzentrationen innerhalb der Straßenschlucht. Mit erhöhter turbulenter Durchmischung während der Mittagsstunden war der gesamte Querschnitt der Straßenschlucht durch eine relativ homogene Konzentrationsverteilung charakterisiert.

#### *PM10-Zusatzbelastung und –Emissionen*

Hierzu wurden in der genannten Arbeit keine Analysen durchgeführt.

Weitere Studien befassten sich ebenfalls mit meteorologischen Einflüssen auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen (z. B.; Ketzler, 2004; Zhao et al., 2006; Hussein et al., 2006; Bruckmann et al., 2006; Janhäll et al., 2006; Baumbach et al., 2006) lieferten aber für die hier zu bearbeitende Aufgabenstellung keine weiteren neuen Erkenntnisse als bisher schon dargestellt. Deswegen wird auf ihre Darstellung verzichtet.

### **3.3.3 Schlussfolgerungen für die nachfolgenden Datenauswertungen**

Es wurde dargestellt, dass meteorologische Größen einen großen Einfluss auf die an Messstationen gemessenen PM<sub>10</sub>-Konzentrationen haben. Dies gilt insbesondere an verkehrsbeeinflussten Messstellen. Dort ist der meteorologische Einfluss auf die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen deutlich größer als z. B. bei NO<sub>x</sub>. Dies liegt zum Einen an den deutlich größeren Anteil der PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastung (50 bis 70 %) an der z. B. in einer Straßenschlucht vorliegenden Gesamtbelastung als bei NO<sub>x</sub> (20 bis 40 %). Zum Anderen liegt dies an der Emissionsstruktur (bei PM<sub>10</sub> ein hoher Anteil an diffusen Quellen) und zum Weiteren an den stofflichen Eigenschaften (PM<sub>10</sub> = Partikel, NO<sub>x</sub> = Gas). Diese Einflüsse machen sich in einer deutlich stärkeren kurzzeitigen Variation (von Stunde zu Stunde bzw. Tag zu Tag) bemerkbar. Es gibt aber beim PM<sub>10</sub> auch stärkere Schwankungen im Jahresmittel als bei anderen gasförmigen Schadstoffen.

Wichtigste meteorologische Einflussgrößen sind nach derzeitigen Erkenntnissen die Windverhältnisse, die Niederschlagshäufigkeit (weniger die Menge) und insbesondere die Länge von Trockenperioden und die thermische Schichtung (Inversion, Mischungsschichthöhe).

Der Einfluss der thermischen Schichtung innerhalb einer Straßenschlucht ist durch die mechanische Turbulenz infolge der Fahrzeuge und der Gebäude stark unterdrückt, spielt aber

für die Hintergrundbelastung (regional, städtisch) eine entscheidende Rolle. Da deren Einfluss auf die Hintergrundbelastung insbesondere mit der Wechselwirkung zu anderen Größen, wie Temperatur, Strahlung, Luftdruck etc., derzeit modelltechnisch nur unzureichend beschrieben werden kann, muss für Wirkungsanalysen (Einfluss Fahrzeuggeschwindigkeit, Einfluss Fahrbahnzustand etc.) die Hintergrundbelastung von der in der Straßenschlucht gemessenen Gesamtbelastung separiert werden. Der verbleibende lokale Verkehrsbeitrag muss dann möglichst unter Berücksichtigung der im Untersuchungszeitraum gemessenen Windverteilung in einem möglichst großen Mittelungszeitraum (idealerweise ein Jahr, mindestens mehrere Monate) analysiert werden.

Da z. B. die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen deutlich von verkehrlichen Variationen und ebenfalls von mechanischen (Wind) und thermischen Ausbreitungsbedingungen (Stabilität) beeinflusst werden, werden die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen häufig als Tracer für diese Einflussgrößen verwendet.

Für kleine Mittelungszeiten (z. B. Tagesmittelwerte) können Zusatzbelastungen, an denen der Einfluss von verkehrlichen Parametern untersucht werden sollen, nur miteinander verglichen werden, wenn die meteorologischen Bedingungen im Mittelungszeitraum und an einigen Tagen zuvor gleich waren.

## 4 ZUSAMMENSTELLUNG DER DATENSÄTZE

Eine Zusammenstellung der betrachteten Messstellen inkl. der dort vorliegenden Messdaten ist in den folgenden Kapiteln aufgeführt. Diese Messstellen sind infolge der Ergebnisse der in den letzten vier Jahren durchgeführten Forschungsprojekte im Sinne der Aufgabenstellung als geeignet und interessant zu bewerten. Soweit möglich wurden bereits vorliegende Datensätze aktualisiert.

Die abgeschlossenen Untersuchungen an Autobahnen und Außerortsstraßen (Lohmeyer, 2004a) haben gezeigt, dass die PM<sub>10</sub>-Emissionen und –Immissionen auf diesen Straßenkategorien im Allgemeinen auf einem eher niedrigen Niveau liegen. Der Schwerpunkt neuer Messungen liegt deshalb auf stark befahrene Innerortsstraßen mit dichter Randbebauung. Im folgenden werden die örtlichen Gegebenheiten an den Messstellen und die vorliegenden Datensätze vorgestellt.

Für alle untersuchten Straßenabschnitte wurde eine Bewertung des Straßenzustandes durchgeführt (siehe Anhang A1).

### 4.1 B 10 bei Karlsruhe

#### 4.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Der Messstandort liegt an der Bundesstraße 10 westlich von Karlsruhe (Südtangente Karlsruhe) zwischen Knielingen und der Rheinbrücke vor der Ausfahrt zu der nördlich gelegenen Raffinerie. Die **Abb. 4.1** zeigt einen Lageplan der Umgebung der Messstelle, die **Abb. 4.2** gibt Fotos der Umgebung der Messstellen. Der Straßenzustand kann entsprechend Anhang A1 mit „gut“ bewertet werden.





Abb. 4.2: Blick auf den Bereich der Messstellen an der B 10 bei Karlsruhe in Richtung Ost (oben) bzw. in Richtung West (unten)

#### 4.1.2 Datenverfügbarkeit

Es wird auf den Datensatz zurückgegriffen, der im Rahmen des FE 02.222/2002/LRB erstellt worden ist (BASt, 2005). Zu den Messverfahren, der Qualitätssicherung und den Messzeiten sei auf die detaillierte Beschreibung in BASt (2005) verwiesen.

#### Verkehrsdaten

Zur Erfassung der verkehrlichen Parameter im Bereich der Messstelle B 10 wird auf die Ergebnisse der automatischen Verkehrsmessstelle 5 des Stadtplanungsamtes der Stadt Karlsruhe zurückgegriffen, die im Rahmen des o. g. Projektes zur Verfügung gestellt wurden. Diese Verkehrsmessstelle registriert die Verkehrsmengen und Fahrzeuggeschwindigkeiten auf den 8 Fahrstreifen der B 10 mittels Induktionsschleifen und Auswertung der Signale mittels des Fahrzeugklassifikators VDK 900/VQM 900.

#### Immissionsdaten

In **Tab. 4.1** sind die für die beiden Messstellen direkt gemessenen Schadstoffe dargestellt. Diese liegen als Halbstundenmittel bzw. Tagesmittel (PM10/PM2.5-Gravimetrie) vor.

Messgröße	Einheit	B 10-Nord	B 10-Süd
PM10 (Betastaubmeter)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
PM10 (Gravim.)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
PM2.5 (Gravim.)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
Stickstoffdioxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
Stickstoffmonoxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●

Tab. 4.1: Zusammenstellung von an den Messstationen an der B 10 direkt gemessenen Schadstoffen

#### Meteorologische Daten

An den Messstellen wurden die folgenden meteorologische Parameter gemessen (vergleiche **Tab. 4.2**).



Messgröße	Einheit	B 10-Nord	B 10-Süd
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe	m/s	●	●
Windrichtung in 10 m Höhe	°	●	●
Globalstrahlung	W/m <sup>2</sup>	-	●
Niederschlag	mm	-	●
Taupunkt		-	●
Temperatur in 2 m Höhe	°C	-	●

Tab. 4.2: Zusammenstellung von an den Messstationen an der B 10 direkt gemessenen meteorologischen Größen

Für diese Messstellen liegen somit entsprechende Datensätze für eine autobahnähnliche Bundesstraße mit einem guten Straßenzustand vor. Hier können PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub>/NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastung, -Verkehrsbeitrag und PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub>-Emissionsfaktoren mit den Einflussgrößen Fahrzeuggeschwindigkeit und Meteorologie korreliert werden.

## 4.2 Merseburger Straße in Halle

### 4.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Merseburger Straße (B 91) ist eine vierstreifige Hauptverkehrsstraße mit einer durchschnittlich täglichen Verkehrsstärke von ca. 40 000 Kfz/24h. Die Messstation Halle/Verkehr an der Merseburger Straße wird im Rahmen des Luftüberwachungssystems Sachsen-Anhalt (LÜSA) vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt betrieben. Deren Lage ist in der **Abb. 4.3** zu erkennen. Die Merseburger Straße ist im Bereich der Messstelle Nord-Süd ausgerichtet. Die Messstelle befindet sich auf der westlichen Seite am nördlichen Ende eines im wesentlichen beidseitig dicht bebauten Areals. Nördlich anschließend öffnet sich die eng bebaute Merseburger Straße zum Riebeckplatz, der einen sehr stark befahrenen, nach Osten durch die dort befindlichen Bahnanlagen eher offen bebauten, Knotenpunkt darstellt.

Die Fahrzeuggeschwindigkeiten auf der Merseburger Straße im Bereich der Messstelle sind auf 50 km/h beschränkt. Der Straßenzustand kann entsprechend Anhang A1 mit „gut“ bewertet werden.

An zwei weiteren Messstationen in Halle (Halle-Nord und Halle-Ost) werden der städtische Hintergrund bzw. meteorologische Größen aufgezeichnet.

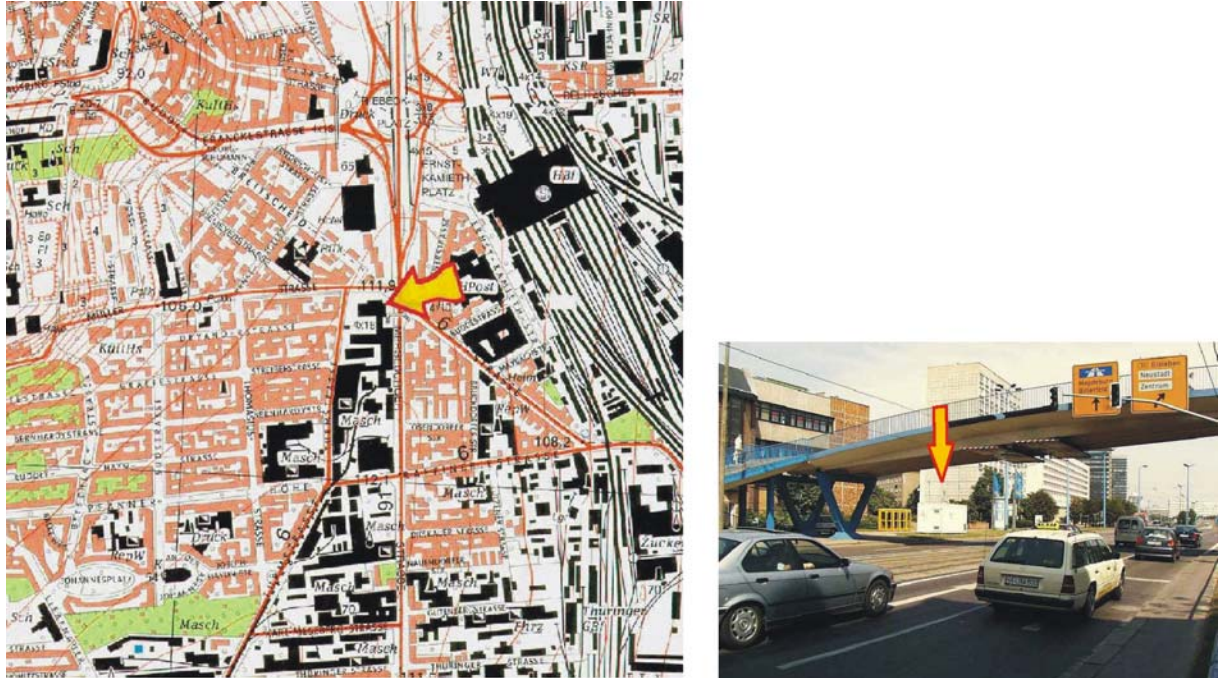


Abb. 4.3: Lageplan und Foto der Station Halle/Verkehr (Merseburger Straße)

#### 4.2.2 Datenverfügbarkeit

Vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) wurden im Rahmen der Erstellung eines PM<sub>10</sub>-Prognosemodells (Lohmeyer, 2006) aus dem Luftüberwachungssystem Sachsen-Anhalt (LÜSA) Messdaten der Messstationen in Halle zur Verfügung gestellt. Diese lagen im Allgemeinen als Halbstundenmittelwerte für den Zeitraum vom 01.01.2002 bis 05.04.2006 vor.

Für die Messstationen Halle/Verkehr lagen zusätzlich gravimetrisch bestimmte PM<sub>10</sub>-Konzentrationen (Tagesmittelwerte) vor.

Als regionale Hintergrundstationen diente die Messstation Zartau. Daten für die regionale Hintergrundstation Friedrichsbrunn wurden ebenfalls ausgewertet (**Tab. 4.3**). Auch für diese Stationen standen entsprechende Meteorologie- und Immissionsdaten zur Verfügung.

## Verkehrsdaten

Zur Untersuchung standen tägliche Verkehrszählungen der Station Halle/Verkehr zur Verfügung. Die Station des Luftüberwachungssystems Sachsen-Anhalt (LÜSA) steht in der Merseburger Straße, durch Detektoren werden die halbstündlichen Verkehrsstärken getrennt nach PKW und LKW erfasst. Durch das LAU wurden diese für den Untersuchungszeitraum als Halbstundenmittelwerte, getrennt nach Geschwindigkeiten 0 - 10 km/h, 10 - 30 km/h und über 30 km/h zur Verfügung gestellt.

(Hinweis: Die Verkehrsdaten liegen nur für eine Fahrtrichtung vor.)

## Immissionsdaten in Halle

Vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) wurden Daten aller im LÜSA gemessenen Größen zur Verfügung gestellt. In **Tab. 4.3** sind die für Halle verfügbaren Messstationen und die dazugehörigen direkt gemessenen Schadstoffe dargestellt:

Messgröße	Einheit	Halle/Verkehr	Halle/Nord	Halle/Ost
PM10 (TEOM)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	-	●
PM10 (Gravim.)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	-	-
PM2.5 (TEOM)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	-	●
Stickstoffdioxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●	●
Stickstoffmonoxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●	●
Ozon	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	-	-	●

Tab. 4.3: Zusammenstellung von an den Messstationen in Halle direkt gemessenen Schadstoffen

## Meteorologische Daten in Halle

An den berücksichtigten Messstandorten sowie am in Halle vorhandenen 40 m Gittermast werden auch zum Teil meteorologische Parameter gemessen (vergleiche **Tab. 4.4**).

Messgröße	Einheit	Halle/Verkehr	Halle/Nord	Halle/Ost
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe	m/s	-	●	●
Windrichtung in 10 m Höhe	°	-	●	●
Windgeschwindigkeit in 40 m Höhe	m/s	-	-	●
Windrichtung in 40 m Höhe	°	-	-	●
Gesamtstrahlung	W/m <sup>2</sup>	-	●	-
Niederschlag	mm	-	●	-
Relative Luftfeuchte	%	-	●	-
Temperatur in 2 m Höhe	°C	-	●	●
Temperatur in 40 m Höhe	°C	-	-	●
Luftdruck	hPa	-	●	-

Tab. 4.4: Zusammenstellung von an den Messstationen in Halle direkt gemessenen meteorologischen Größen

#### Daten in Zartau und Friedrichsbrunn

In der nachfolgenden **Tab. 4.5** sind die gemessenen Parameter bezüglich Immissionen und Meteorologie der zwei regionalen Hintergrundstationen dargestellt.

Für diese Verkehrsmessstelle sowie für die städtische und regionalen Hintergrundmessstellen liegen somit langjährige und sehr detaillierte Messdaten (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>x</sub>-Konzentration, Verkehr, Fahrzeuggeschwindigkeit, Meteorologie) vor. Diese Daten wurden im Rahmen des o. g. Projektes (Lohmeyer, 2006) bereits einer ersten statistischen Analyse unterzogen. Sie lassen aber weitere umfangreiche Auswertungen der meteorologischen Einflüsse auf die PM<sub>x</sub>-Belastung zu.

Messgröße	Einheit	Friedrichsbrunn	Zartau
PM10 (TEOM)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	-
PM10 (Beta-Staubmeter)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	-	●
PM2.5 (TEOM)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	-
Stickstoffdioxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
Stickstoffmonoxid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	●	●
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe	m/s	●	●
Windrichtung in 10 m Höhe	°	●	●
Gesamtstrahlung	$\text{W}/\text{m}^2$	●	●
Niederschlag	mm	●	●
Relative Luftfeuchte	%	●	●
Temperatur in 2 m Höhe	°C	●	●

Tab. 4.5: Zusammenstellung von an den Messstationen in Friedrichsbrunn und Zartau gemessenen Größen

### 4.3 Jagtvej in Kopenhagen (Dänemark)

#### 4.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Der Jagtvej ist eine vierstreifige Straße in Kopenhagen mit einer durchschnittlich werktäglichen Verkehrsstärke von ca. 26.000 Kfz/d und einem Schwerverkehrsanteil von 5 bis 8 %. In ca. 100 m Entfernung von der Messstation in beide Richtungen befinden sich Lichtsignalanlagen (**Abb. 4.4**). Das Fahrverhalten der Fahrzeuge im Bereich der Messstation ist deshalb sehr verschieden. Die Fahrzeuggeschwindigkeit ist auf 50 km/h begrenzt. Der Straßenzustand kann entsprechend Anhang A1 mit „gut“ bewertet werden.

Der Jagtvej weist eine sehr kompakte Randbebauung mit ca. 5- bis 6-stöckigen Häusern auf. Einen Eindruck von den örtlichen Gegebenheiten liefert die **Abb. 4.5**.

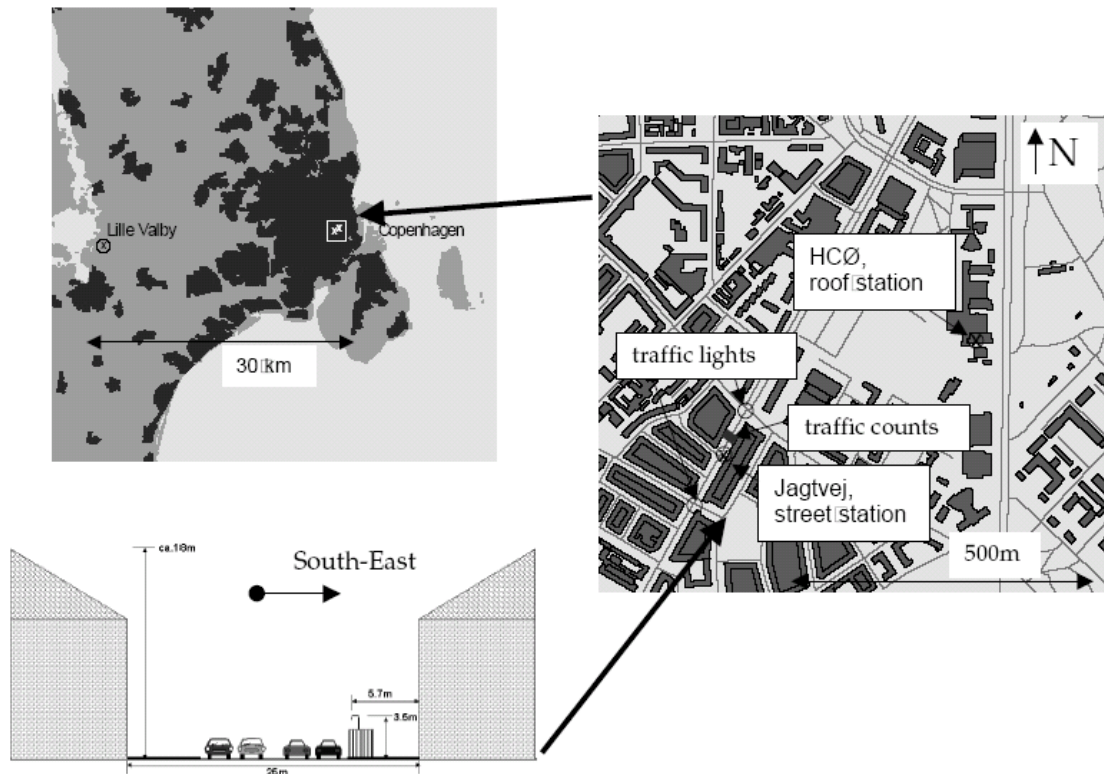


Abb. 4.4: Lageplan und schematische Darstellung der Bebauungssituation im Bereich der Messstation Jagtvej in Kopenhagen (Quelle: Ketzler, 2006)



Abb. 4.5: Blick zur Messstation Jagtvej in Kopenhagen (Quelle: Ketzler, 2006)

### 4.3.2 Datenverfügbarkeit

Vom National Environmental Research Institute, Department of Atmospheric Environment (NERI; Ketzler, 2006) wurden Messdaten an den Messstationen Jagtvej (Verkehrsstation) sowie HCO (städtische Hintergrundstation) in Kopenhagen zur Verfügung gestellt. Diese lagen im Allgemeinen als Stundenmittelwerte für den Zeitraum vom 01.01.2003 bis 31.12.2004 vor.

#### Verkehrsdaten

Zur Untersuchung standen für das Jahr 2003 Stundenwerte der Verkehrsstärken und der Fahrzeuggeschwindigkeiten am Jagtvej zur Verfügung.

#### Immissionsdaten

In **Tab. 4.6** sind die für Kopenhagen verfügbaren Messstationen und die dazugehörigen direkt gemessenen Schadstoffe dargestellt:

Messgröße	Einheit	Jagtvej	HCO
PM10 (TEOM)	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	•	•
Stickstoffdioxid	ppb	•	•
Stickstoffmonoxid	ppb	•	•
Ozon	ppb	•	•

Tab. 4.6: Zusammenstellung von an den Messstationen in Kopenhagen direkt gemessenen Schadstoffen

#### Meteorologische Daten

Für das Jahr 2004 standen als Stundenwerte für den Jagtvej im Bereich der Messstelle Daten aus einem Sensor zur Verfügung, welcher die Temperatur der Straßenoberfläche und die Stärke des auf der Straße befindlichen Wasserstandes ermittelte.

Weiterhin liegen Daten über den von der Bebauung unbeeinflussten Wind (Windgeschwindigkeit, Windrichtung) sowie Strahlung, Feuchtigkeit und Niederschlagssumme für die Jahre 2003 und 2004 vor.

Für diese Verkehrsmessstelle sowie für die städtische Hintergrundmessstelle liegen somit Messdaten (PM10, NO<sub>x</sub>-Konzentration, Verkehr, Fahrzeuggeschwindigkeit, Meteorologie) vor. Diese Daten lassen Auswertungen der meteorologischen Einflüsse und des Straßenzustandes (z. B. Wasserstand) auf die PM10-Belastung zu.

#### **4.4 Einfluss der Meteorologie auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen**

Im Folgenden werden die vorliegenden Messdaten in Bezug auf die Einflüsse meteorologischer Größen analysiert. Hierbei werden wiederum nur die Messtage in die Auswertung eingebracht, an denen vollständige Datensätze und an denen zusätzlich stabile Lee-Bedingungen (also Wind möglichst den ganzen Tag senkrecht zur Autobahnachse wehend) vorlagen.

Diese Auswertetage waren:

06., 13. und 14.03.2003, 17. bis 21.03.2003, 14., 15., 23., 24., 26. und 28.04.2003, 18., 20. bis 22. sowie 25. bis 28.05.2003, 01., 04., 05., 10., 11., 16., 18., 25., 28. und 29.06.2003, 13., 14., 17. und 20.07.2003 sowie 03.08.2003. Insgesamt also 37 Tage in den Monaten März bis August, davon nur 2 Samstage (26.04. und 28.06.) sowie 5 Sonntage (18.05., 01.06., 29.06., 13.07., 20.07. und 03.08.03).

Die Auswertung erfolgte auf Basis der vorliegenden ½-Stunden-Werte. Die Verkehrsdaten, welche nur als 1h-Werte vorlagen, wurden jeweils durch Halbierung auf die jeweiligen ½-Stunden aufgeteilt. Dies gestattete die hohe zeitliche Auflösung der Konzentrations- und meteorologischen Daten, deren Korrelationsanalyse das Hauptziel der Datenauswertung war, zu erhalten.

In die Analysen der direkten Messgrößen, wie z. B. die PM10- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen an den Messstellen Nord und Süd, gingen alle ½-Stundenwerte ein. In die Analysen der Zusatzbelastungen und abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren wurden nur die ½-Werte eingebracht, an denen der Wind aus dem Sektor zwischen 300 und 60 Grad (Station Süd im Lee) bzw. 120 bis 240 Grad (Station Nord in Lee) wehte. Bzgl. der Bestimmung der PM10-Emissionsfaktoren mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode sei auf Lohmeyer (2004a) verwiesen.

Zunächst werden die verkehrlichen und die Konzentrationskenngrößen in den entsprechenden Tagesgängen aufgezeigt, ehe die statistische Auswertung in Bezug auf die Abhängigkeit aller gemessenen Größen untereinander erfolgt.



#### 4.4.1 Tagesgänge des Verkehrs

Häufig werden die Verkehrsmengen unterschieden für Montag, Dienstag bis Donnerstag, Freitag, Samstag und Sonntag. Die Unterschiede zwischen den Verkehrstagesgängen Montag, Dienstag bis Donnerstag und Freitag sind gering. Deshalb sind in der **Abb. 4.6** die Tagesgänge des Verkehrs getrennt nach Werktagen (Montag bis Freitag), Samstagen und Sonntagen aufgezeigt.

Die Verkehrstagesgänge zeigen an den Werktagen für die PKW ausgeprägte Morgen- und Abendspitzen um ca. 6 000 Kfz/h. An den Samstagen wurden in den mittäglichen Verkehrsspitzen ca. 4 000 Kfz/h gezählt. An den Sonntagen zeigen sich in den Tagstunden Verkehrsmengen um ca. 3 000 bis 4 000 Kfz/h. An den Werktagen fahren tagsüber ca. 500 bis 900 LKW/h. An den Samstagen werden im Tagesverlauf stark abnehmende Schwerverkehre festgestellt. Die Schwerverkehrsmengen liegen an den Sonntagen bei nahe Null, welche dann gegen Mitternacht stark zunehmen.

#### 4.4.2 Tagesgänge der Konzentrationen

In der **Abb. 4.7** sind die mittleren Tagesgänge der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen (Beta-Absorption) an den beiden Messstationen getrennt nach Werktagen (Montag bis Freitag) und Sonntagen aufgezeigt. In der **Abb. 4.8** ist dies zum Vergleich für die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen gemacht. In der **Abb. 4.9** werden die Lee-Luv-Differenzen aufgezeigt.

Hinweis: Da nur zwei Samstage auswertbar waren und deshalb die Statistik für belastbare detaillierte Auswertungen zu schwach ist, werden diese im Folgenden nicht mitbetrachtet.

Die PM<sub>10</sub>-Belastungen liegen an den ausgewerteten Werktagen an beiden Stationen im Mittel der ½-Stunden-Werte zwischen 20 und 40 µg/m<sup>3</sup>, wobei an der Station Süd in der Tendenz die Werte höher liegen und stärker schwanken. Ursache hiervon ist wahrscheinlich die Tatsache, dass Wind aus Nord in den analysierten Tagen häufiger vorkam als Wind aus Süd. An den ausgewerteten Sonntagen variieren die Konzentrationen deutlich stärker. Vormittags (Station Nord) bzw. nachmittags (Station Süd) liegen die Konzentrationen im Mittel um ca. 10 µg/m<sup>3</sup>, nachts zwischen 25 und 45 µg/m<sup>3</sup>.

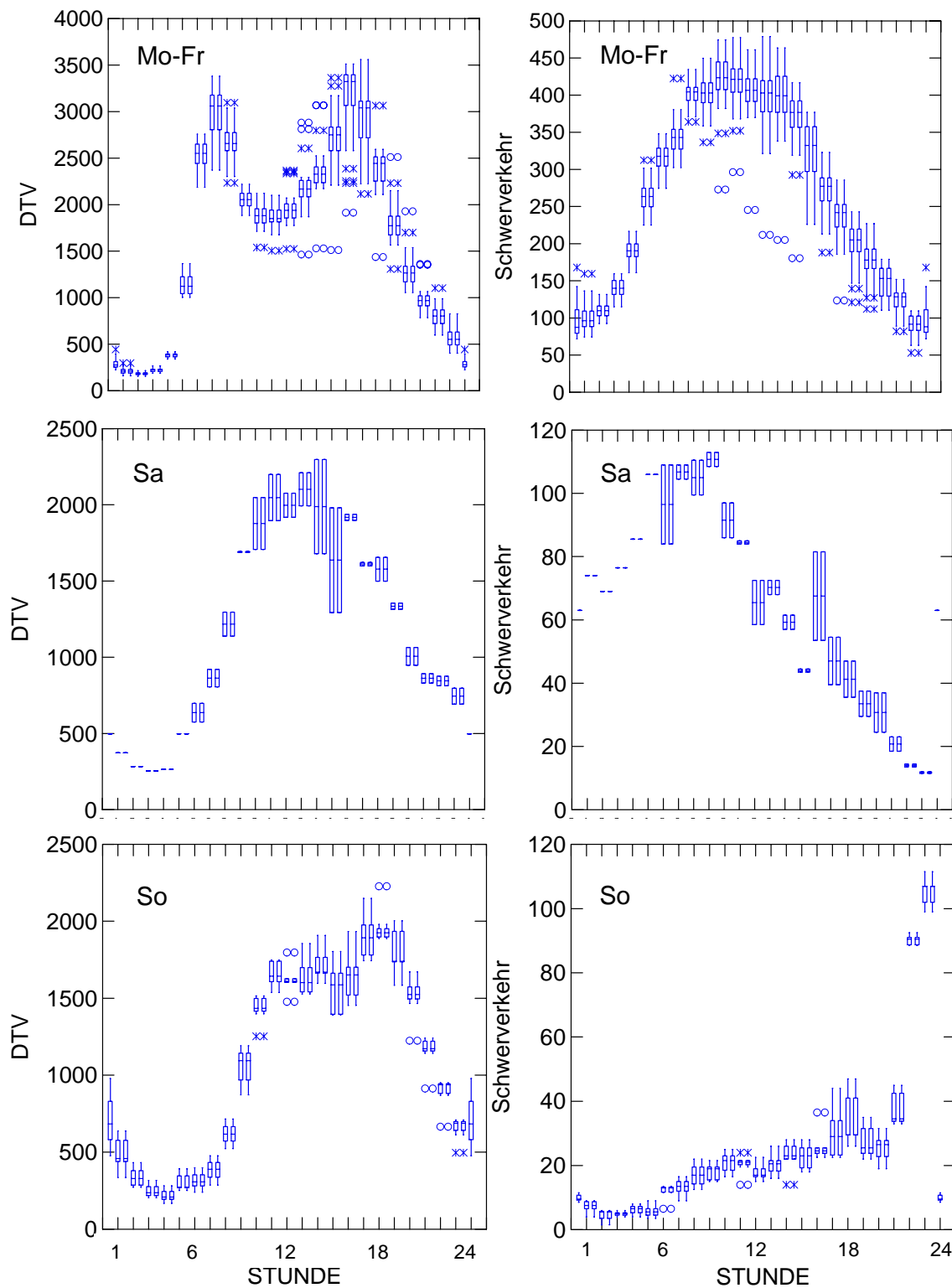


Abb. 4.6: Boxplots der mittleren Tagesgänge der Verkehrsstärken im Gesamtquerschnitt in Kfz/0.5h. Dargestellt sind die 4 Quantile sowie „außerhalb liegende“ (Sterne) bzw. „deutlich außerhalb liegende“ (Kreise) Werte

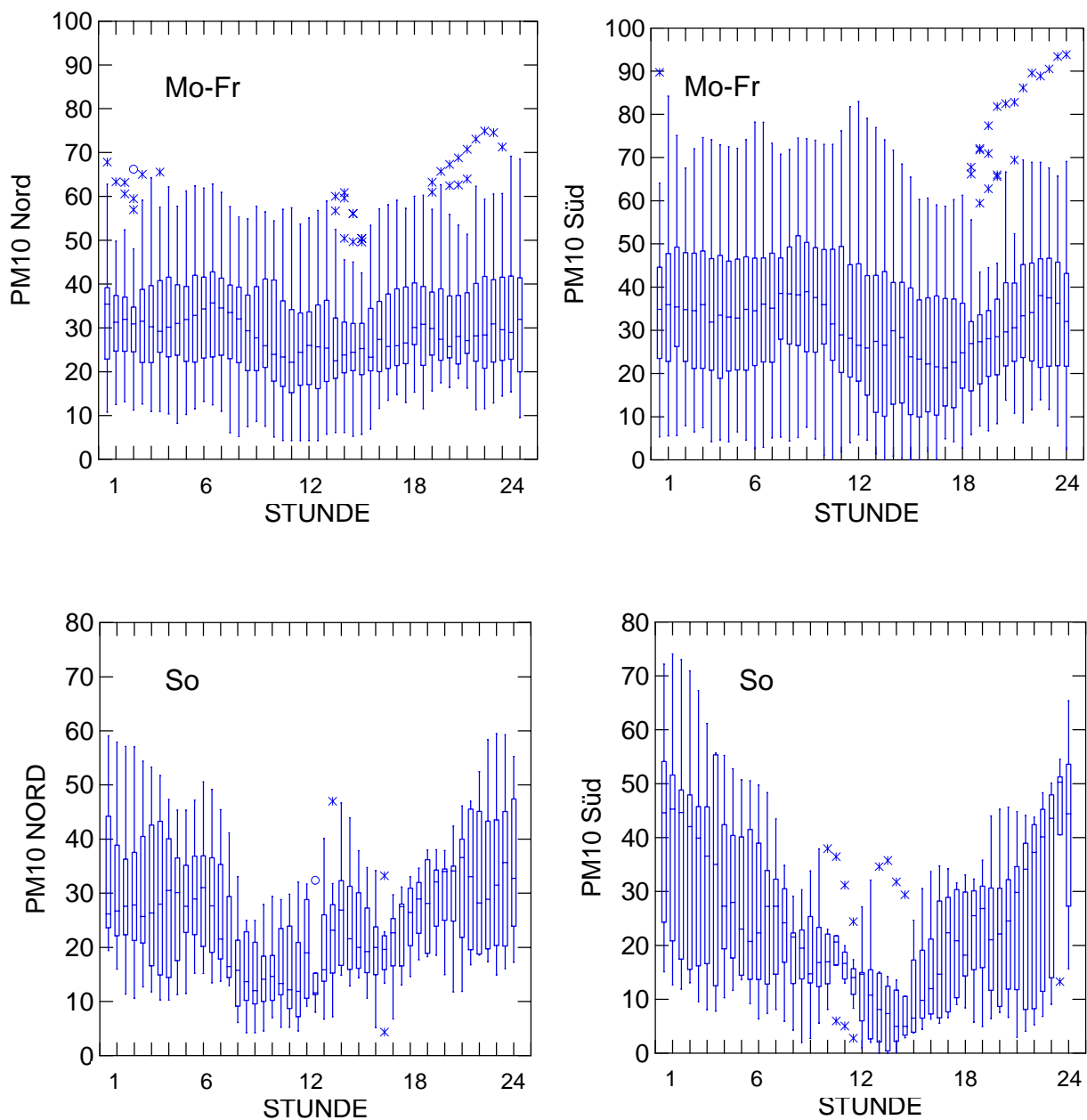


Abb. 4.7: Boxplots der mittleren Tagesgänge der PM10-Konzentrationen (1/2-Stundenmittel) für die analysierten Werktage und Sonntage. Konzentrationen in  $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ .

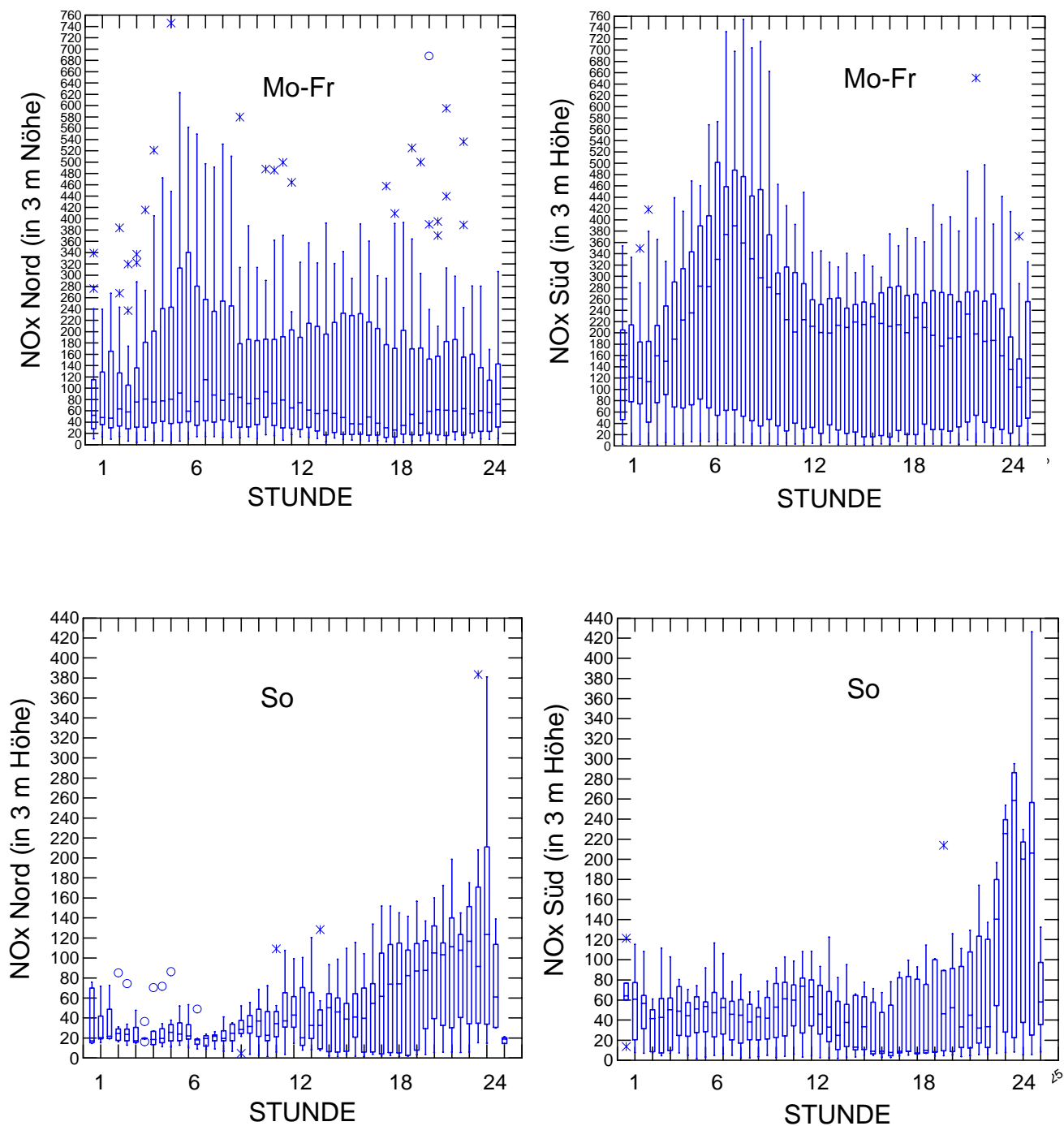


Abb. 4.8: Boxplots der mittleren Tagesgänge der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen (1/2-Stundenmittel) für die analysierten Werktage und Sonntage. Konzentrationen in  $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ .

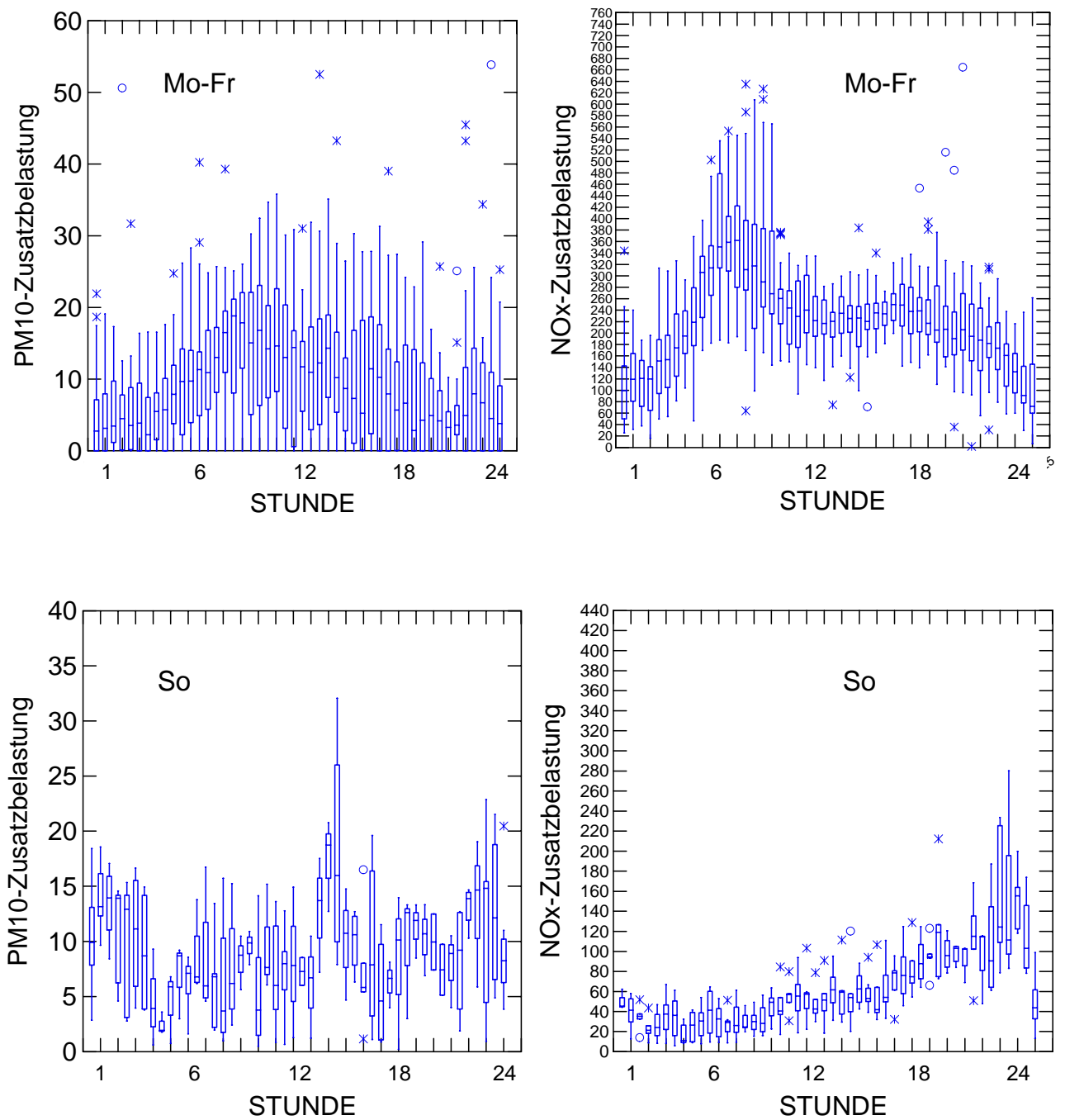


Abb. 4.9: Boxplots der mittleren Tagesgänge der PM10- und NO<sub>x</sub>-Verkehrsbeiträge (1/2-Stundenmittel) für die analysierten Werktage und Sonntage. Konzentrationen in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

Die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen (**Abb. 4.8**) zeigen deutliche Tagesgänge mit Konzentrationsspitzen an den Werktagen im morgendlichen Berufsverkehr. Mittag und Nachmittag sind etwa gleich bleibende  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen gemessen worden. Auch hier ist die Station Süd höher belastet als die Station Nord. Die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen an den Sonntagen folgen etwa dem Verlauf des Schwerverkehrs, das heißt relativ geringe Werte am Tag und ansteigende Konzentrationen in den späten Abendstunden.

Für das Studium der Ursachen der verkehrsbedingten  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen ist die Ableitung der Verkehrsbeiträge notwendig (**Abb. 4.9**). Hierbei zeigen die  $\text{PM}_{10}$ -Verkehrsbeiträge werktags einen ähnlichen Verlauf, allerdings auf einem ca. Faktor 4 niedrigeren Konzentrationsniveau, wie die  $\text{NO}_x$ -Verkehrsbeiträge. Allerdings ist die Morgenspitze und das nachmittägliche Konzentrationsplateau bei  $\text{PM}_{10}$  nicht so stark ausgeprägt wie beim  $\text{NO}_x$ . An den Sonntagen hat die  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastung einen deutlich anderen Verlauf als die  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung. Während die  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen das bereits erwähnte Ansteigen bis Mitternacht zeigen, liegen die  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastungen an den Sonntagen eher auf einem gleich bleibenden Niveau mit den höchsten Konzentrationen am frühen Vormittag.

#### **4.4.3 Tagesgänge der $\text{PM}_{10}$ -Emissionsfaktoren**

Die aus den Verhältnissen der  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen und den berechneten  $\text{NO}_x$ -Emissionen abgeleiteten  $\text{PM}_{10}$ -Emissionsfaktoren sind in der **Abb. 4.10** dargestellt.

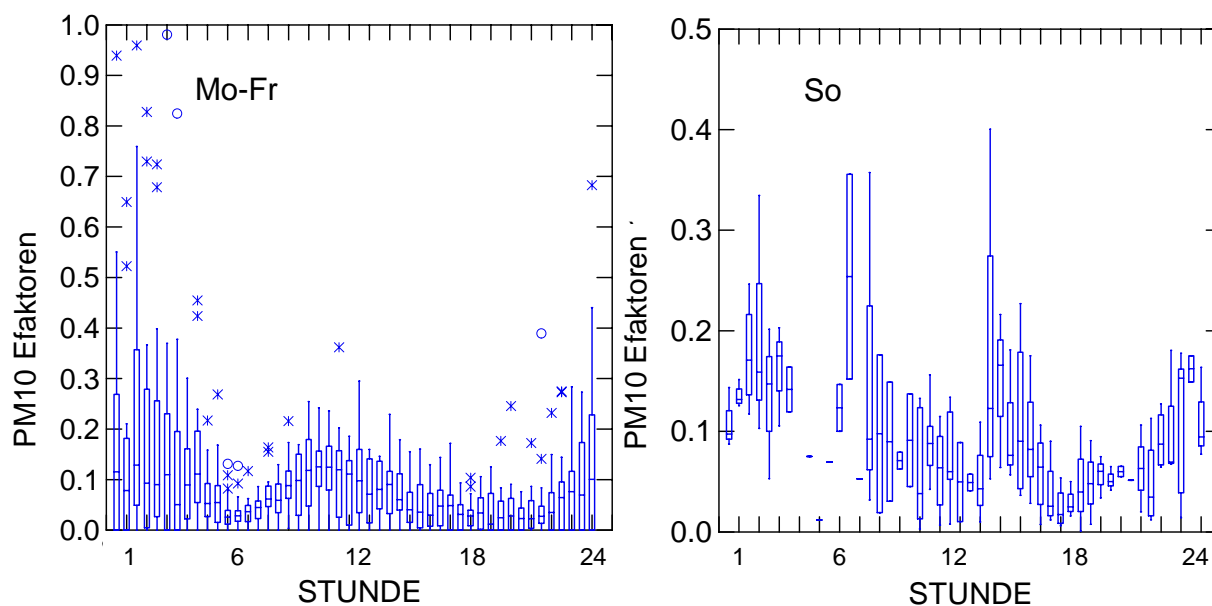


Abb. 4.10: Boxplots der mittleren Tagesgänge der PM10-Emissionsfaktoren für die analysierten Werktage und Sonntage. Emissionsfaktoren in  $[g/(km \text{ Fzg})]$ . Man beachte die unterschiedliche Skalierung.

Hinweis 1: Die Berechnung der Emissionsfaktoren wurde für die Situationen mit positiver  $NO_x$ -Zusatzbelastung  $>40 \mu g/m^3$  durchgeführt. Die Berechnung der Emissionsfaktoren bei niedrigeren  $NO_x$ -Schwellen ist zu unsicher.

Hinweis 2: Für positive  $NO_x$ -Differenzen größer  $40 \mu g/m^3$  und gleichzeitig negativen PM10-Differenzen wurde der PM10-Emissionsfaktor zu Null gesetzt und in die statistische Auswertung mit einbezogen. Damit wird verhindert, dass kleine PM10-Zusatzbelastungen im Bereich der Nachweisschwelle und damit niedrige Emissionsfaktoren unterdrückt werden.

In den frühen Morgenstunden (2 bis 4 Uhr) der Werktage mit Schwerverkehrsanteilen zwischen 30 und 65 % sind häufig die höchsten PM10-Emissionsfaktoren, allerdings auch mit den stärksten Streuungen, festzustellen. In den Zeiten mit den geringsten Schwerverkehrsanteilen liegen auch im Mittel die kleinsten Emissionsfaktoren mit der größten statistischen Sicherheit vor. An den ausgewerteten Sonntagen entfällt im Wesentlichen aufgrund des LKW-Fahrverbotes der Einfluss des Schwerverkehrs. Die SV-Anteile liegen bei ca. 1.5 bis 3 %, erst nach 21 Uhr ist ein deutliches Ansteigen des Schwerverkehrsanteiles zu erkennen. Trotz des geringen Schwerverkehrsanteiles sind bis zum Vormittag und auch am frühen

Nachmittag hohe Emissionsfaktoren, allerdings auch mit relativ großen Unsicherheiten, zu verzeichnen.

#### 4.4.4 Statistische Analyse der Daten

Die oben beschriebenen Daten der genannten Tage wurden einer statistischen Analyse unterzogen. Dabei wurde bewusst nicht die Auswerteebene „Tagesmittelwerte“ gewählt, da diese bereits in vielfältigen Untersuchungen an anderen Messstationen Basis statistischer Auswertungen war (z. B. BASt, 2006b; Anke et al., 2002 und 2004a, b). Hier sei auch im Vorgriff auf die Auswertungen in Kapitel 11 verwiesen.

Bei den hier vorliegenden Daten bot es sich wegen der Luv-Lee-Messmethodik an, die 1/2h-Werte zu analysieren. Die **Tab. 4.7** zeigt für alle gemessenen und aus den Messdaten abgeleiteten Parameter die ermittelte Pearson-Korrelationsmatrix auf. Ein Korrelationsfaktor von Null bedeutet dabei keine Korrelation. Faktoren von +1 bzw. -1 perfekte Korrelationen. Folgendes kann dabei in Bezug auf PM10 festgestellt werden:

- Die PM10-Konzentrationen auf der Nordseite der B 10 korrelieren schwach mit der Windgeschwindigkeit und der Strahlung. Die PM10-Konzentrationen auf der Südseite korrelieren gut mit den NO<sub>x</sub>-Konzentrationen auf der Südseite und schwach mit der NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung, mit der Taupunkttemperatur (Maß für die absolute Feuchte) und mit der Lufttemperatur.



	Wochen- gang	Stun- de	PM10- ZB	NOx- ZB	PM10 EFAK	PM10_ NORD	PM10_ SÜD	NORD NOX (3M)	NORD NOX (6M)	SÜD NOX (3M)	SÜD NOX (6M)	SÜD WG	SÜD TAUP	SÜD LUFTT	RFEU	SÜD STR.	SÜD NS	DTV	LNF	SV	PKW	SV- ANTEIL	LNF- ANTEIL	VMG1 FS1	VMG1 FS3
Wochengang	1.00																								
Stunde	0.07	1.00																							
PM10-ZB	-0.10	-0.06	1.00																						
NOx-ZB	0.13	-0.17	<b>0.28</b>	1.00																					
PM10EFAK	-0.05	-0.19	<b>0.45</b>	-0.21	1.00																				
PM10_NORD	-0.16	-0.03	0.02	0.15	0.04	1.00																			
PM10_SÜD	-0.20	-0.10	0.22	<b>0.27</b>	0.12	<b>0.72</b>	1.00																		
NORDNOX(3M)	-0.20	-0.07	-0.01	0.18	-0.10	0.18	-0.17	1.00																	
NORDNOX(6M)	-0.20	-0.08	-0.03	0.19	-0.10	0.19	-0.12	<b>0.99</b>	1.00																
SÜDNOX(3M)	<b>-0.33</b>	-0.16	0.13	<b>0.67</b>	-0.11	0.15	<b>0.51</b>	<b>-0.29</b>	-0.21	1.00															
SÜDNOX(6M)	<b>-0.31</b>	-0.16	0.09	<b>0.64</b>	-0.13	0.16	<b>0.48</b>	-0.19	-0.11	<b>0.98</b>	1.00														
SÜDWG	-0.15	0.13	0.14	-0.08	0.08	<b>-0.26</b>	-0.19	-0.19	-0.23	-0.18	-0.23	1.00													
SÜDTAUP	<b>0.35</b>	0.01	-0.05	<b>-0.30</b>	0.00	-0.04	<b>-0.29</b>	0.18	0.13	<b>-0.47</b>	<b>-0.43</b>	-0.15	1.00												
SÜDLUFTT	<b>0.33</b>	<b>0.27</b>	0.01	<b>-0.26</b>	-0.08	-0.14	<b>-0.36</b>	-0.02	-0.06	<b>-0.40</b>	<b>-0.38</b>	0.03	<b>0.74</b>	1.00											
RFEU	-0.03	<b>-0.36</b>	-0.10	-0.02	0.08	0.18	0.15	0.20	0.20	0.00	0.03	-0.18	0.12	<b>-0.49</b>	1.00										
SÜDSTRAHL	0.10	0.04	<b>0.27</b>	-0.03	-0.01	<b>-0.26</b>	-0.20	-0.11	-0.12	-0.06	-0.08	<b>0.40</b>	0.10	<b>0.44</b>	<b>-0.45</b>	1.00									
SÜDNS	0.00	0.01	-0.06	-0.04	-0.04	0.02	-0.02	0.06	0.05	-0.08	-0.08	0.05	0.01	-0.07	0.09	-0.08	1.00								
DTV	-0.19	0.08	<b>0.31</b>	<b>0.53</b>	-0.25	-0.09	-0.06	0.09	0.07	<b>0.27</b>	0.25	<b>0.41</b>	-0.14	0.09	<b>-0.27</b>	<b>0.48</b>	0.00	1.00							
LNF	<b>-0.27</b>	-0.06	<b>0.35</b>	<b>0.59</b>	-0.20	-0.06	0.00	0.13	0.12	<b>0.31</b>	<b>0.29</b>	<b>0.38</b>	-0.14	0.01	-0.18	<b>0.47</b>	-0.01	<b>0.96</b>	1.00						
SV	<b>-0.63</b>	-0.18	<b>0.39</b>	<b>0.66</b>	-0.04	-0.02	0.12	0.16	0.16	<b>0.40</b>	<b>0.38</b>	<b>0.32</b>	-0.22	-0.14	-0.09	<b>0.40</b>	-0.05	<b>0.68</b>	<b>0.78</b>	1.00					
PKW	-0.09	0.13	<b>0.27</b>	<b>0.46</b>	<b>-0.27</b>	-0.10	-0.09	0.07	0.05	0.22	0.20	<b>0.39</b>	-0.12	0.13	<b>-0.29</b>	<b>0.46</b>	0.01	<b>0.99</b>	<b>0.92</b>	<b>0.57</b>	1.00				
SV-ANTEIL	<b>-0.45</b>	<b>-0.48</b>	-0.12	-0.02	<b>0.34</b>	0.09	0.14	0.04	0.06	0.07	0.07	-0.19	-0.13	<b>-0.32</b>	<b>0.26</b>	<b>-0.29</b>	0.03	<b>-0.54</b>	<b>-0.43</b>	0.01	<b>-0.61</b>	1.00			
LNF-ANTEIL	<b>-0.32</b>	<b>-0.43</b>	0.24	<b>0.40</b>	0.04	0.00	0.05	0.15	0.14	0.21	0.20	0.20	-0.06	-0.13	0.11	<b>0.30</b>	-0.07	<b>0.41</b>	<b>0.61</b>	<b>0.63</b>	<b>0.33</b>	0.05	1.00		
VMG1FS1	-0.02	-0.19	-0.09	-0.17	0.16	0.04	0.15	-0.15	-0.12	0.11	0.10	-0.20	-0.17	<b>-0.41</b>	<b>0.33</b>	<b>-0.36</b>	0.01	<b>-0.30</b>	<b>-0.25</b>	-0.13	<b>-0.31</b>	<b>0.31</b>	-0.04	1.00	
VMG1FS3	-0.17	-0.15	-0.02	-0.02	0.12	0.08	0.20	-0.11	-0.09	0.19	0.18	-0.11	-0.22	<b>-0.40</b>	<b>0.26</b>	<b>-0.25</b>	0.00	-0.12	-0.06	0.07	-0.14	<b>0.27</b>	0.03	<b>0.90</b>	1.00

Tab. 4.7: Pearson-Korrelationsmatrix aller 1/2h-Mittelwerte aus den im Text beschriebenen Messgrößen im gesamten ausgewerteten Zeitraum. Korrelationskoeffizienten mit dem Betrag größer 0.25 wurden fett markiert. Datengrundlage 595 Wertepaare.

- Die PM10-Zusatzbelastung korreliert schwach mit der NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung, mit der Strahlung sowie mit den Verkehrsstärken des Schwerverkehrs, der leichten Nutzfahrzeuge und der PKW. Da die Strahlung allerdings einen stark ausgeprägten Tagegang mit starken Korrelationen zu den Verkehrsstärken aufweist, kann daraus eine Abhängigkeit der PM10-Zusatzbelastung von der Strahlung nicht geschlussfolgert werden.
- Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren korrelieren schwach mit dem Schwerverkehrsanteil und der Anzahl von PKW.
- Signifikante Korrelationen der PM10-Konzentrationen bzw. der abgeleiteten Emissionsfaktoren zu Fahrzeuggeschwindigkeiten, zu Niederschlagsmengen, zur relativen Feuchte und zum Anteil Leichter Nutzfahrzeuge konnten nicht festgestellt werden.

Durch die Einbeziehung aller Stunden in die oben diskutierte Auswertung zeigen sich im wesentlichen Abhängigkeiten der PM10-Konzentrationen von den verkehrlichen Größen und von den meteorologischen Größen. Um diese verkehrlichen Einflüsse weitgehend zu unterdrücken, wurde eine weitere Korrelationsanalyse durchgeführt. Hierbei wurden nur die 1/2h-Werte Montag bis Freitag jeweils 9 bis 13 Uhr einbezogen. In diesem Zeitraum sind die mittleren absoluten Verkehrsmengen (PKW und SV) weitgehend konstant (siehe **Abb. 4.6**).

Das Ergebnis dieser Analyse ist in der **Tab. 4.8** aufgezeigt. Wie erwartet, sind für diesen eingeschränkten Zeitraum keine signifikanten Korrelationen der Konzentrationen (NO<sub>x</sub> und PM10) zu den Verkehrsstärken zu erkennen. In Bezug auf PM10 kann Folgendes festgestellt werden:

- Die PM10-Gesamtbelastungen korrelieren stark mit den NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastungen, mit der Windgeschwindigkeit, mit Taupunkt und Lufttemperatur sowie schwach mit relativer Feuchte und Strahlung.
- Die PM10-Zusatzbelastung zeigt erstaunlicherweise eine Antikorrelation zur NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung. Sie zeigt weiterhin eine schwache Antikorrelation zum Taupunkt (Maß für die absolute Feuchte) und zur Lufttemperatur.
- Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren zeigen wiederum bei konstanten Verkehrsverhältnissen keine Abhängigkeiten von meteorologischen Größen und auch nicht von der Fahrgeschwindigkeit.

	Wochen- gang	Stun- de	PM10- ZB	NOx- ZB	PM10 EFAK	PM10_ NORD	PM10_ SÜD	NORD NOX (3M)	NORD NOX (6M)	SÜD NOX (3M)	SÜD NOX (6M)	SÜD WG	SÜD TAUP	SÜD LUFTT	SÜD RFEU	SÜD STR.	SÜD NS	DTV	LNF	SV	PKW	SV- ANTEIL	LNF- ANTEIL	VMG1 FS1	VMG1 FS3	
Wochengang	.	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stunde	.	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
PM10-ZB	.	-0.22	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
NOx-ZB	.	0.17	<b>-0.46</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
PM10EFAK	.	-0.12	<b>0.88</b>	-0.25	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
PM10_NORD	.	0.00	0.16	0.22	0.11	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
PM10_SÜD	.	-0.17	<b>0.61</b>	<b>-0.51</b>	<b>0.41</b>	<b>0.57</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
NORDNOX(3M)	.	0.04	<b>-0.36</b>	<b>0.88</b>	<b>-0.29</b>	<b>0.44</b>	-0.22	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
NORDNOX(6M)	.	0.03	<b>-0.35</b>	<b>0.82</b>	<b>-0.29</b>	<b>0.47</b>	-0.14	<b>0.99</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SÜDNOX(3M)	.	-0.24	<b>0.47</b>	<b>-0.94</b>	0.19	-0.02	<b>0.65</b>	<b>-0.65</b>	<b>-0.58</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SÜDNOX(6M)	.	-0.23	<b>0.44</b>	<b>-0.91</b>	0.17	0.02	<b>0.66</b>	<b>-0.60</b>	<b>-0.52</b>	<b>0.99</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SÜDWG	.	0.10	-0.24	0.05	-0.16	<b>-0.41</b>	<b>-0.33</b>	-0.25	<b>-0.30</b>	<b>-0.26</b>	<b>-0.32</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SÜDTAUP	.	0.05	<b>-0.27</b>	<b>0.51</b>	-0.09	0.07	<b>-0.44</b>	<b>0.35</b>	<b>0.29</b>	<b>-0.55</b>	<b>-0.53</b>	-0.13	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SÜDLUFTT	.	<b>0.26</b>	<b>-0.26</b>	<b>0.43</b>	-0.05	-0.10	<b>-0.51</b>	0.20	0.13	<b>-0.54</b>	<b>-0.53</b>	-0.11	<b>0.91</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
RFEU	.	<b>-0.43</b>	0.05	0.06	-0.06	<b>0.32</b>	0.21	0.24	<b>0.26</b>	0.09	0.11	0.00	0.13	-0.19	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SÜDSTRAHL	.	<b>0.48</b>	0.03	-0.21	0.22	<b>-0.31</b>	-0.17	<b>-0.46</b>	<b>-0.47</b>	0.00	-0.02	0.13	0.09	<b>0.37</b>	<b>-0.50</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
SÜDNS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DTV	.	0.20	0.13	-0.22	-0.01	-0.16	0.06	-0.24	-0.24	0.17	0.16	0.03	-0.08	0.02	<b>-0.26</b>	0.13	.	1.00	.	.	.	.	.	.	.	.
LNF	.	<b>-0.36</b>	0.25	-0.18	0.13	0.04	0.20	-0.08	-0.04	0.21	0.20	-0.08	-0.07	-0.18	0.15	-0.24	.	<b>0.55</b>	1.00	.	.	.	.	.	.	.
SV	.	-0.08	0.12	-0.23	0.13	-0.25	0.00	-0.21	-0.21	0.21	0.20	-0.01	-0.03	-0.04	0.08	0.08	.	<b>0.34</b>	<b>0.35</b>	1.00	.	.	.	.	.	.
PKW	.	<b>0.26</b>	0.10	-0.18	-0.05	-0.12	0.05	-0.21	-0.22	0.12	0.12	0.04	-0.08	0.04	<b>-0.31</b>	0.14	.	<b>0.98</b>	<b>0.46</b>	0.14	1.00	.	.	.	.	.
SV-ANTEIL	.	-0.24	0.04	-0.02	0.17	-0.07	-0.02	0.01	0.02	0.04	0.04	-0.03	0.02	-0.08	<b>0.29</b>	-0.02	.	<b>-0.54</b>	-0.14	<b>0.60</b>	<b>-0.70</b>	1.00	.	.	.	.
LNF-ANTEIL	.	<b>-0.58</b>	0.15	0.05	0.16	0.21	0.17	0.18	0.20	0.06	0.06	-0.12	-0.01	-0.22	<b>0.42</b>	<b>-0.40</b>	.	<b>-0.37</b>	<b>0.57</b>	0.04	<b>-0.44</b>	<b>0.36</b>	1.00	.	.	.
VMG1FS1	.	-0.08	0.21	<b>-0.33</b>	0.21	-0.21	-0.03	<b>-0.32</b>	<b>-0.30</b>	<b>0.29</b>	<b>0.28</b>	-0.20	-0.18	-0.14	-0.11	0.25	.	<b>0.31</b>	<b>0.28</b>	<b>0.58</b>	0.20	<b>0.29</b>	-0.01	1.00	.	
VMG1FS3	.	-0.07	0.24	<b>-0.36</b>	0.25	-0.18	0.03	<b>-0.34</b>	<b>-0.32</b>	<b>0.32</b>	<b>0.32</b>	-0.23	-0.19	-0.15	-0.12	<b>0.27</b>	.	<b>0.30</b>	0.26	<b>0.56</b>	0.19	<b>0.28</b>	-0.03	<b>0.97</b>	1.00	

Tab. 4.8: Pearson-Korrelationsmatrix aller 1/2h-Mittelwerte aus den im Text beschriebenen Messgrößen Montag bis Freitag 9 bis 13 Uhr. Korrelationskoeffizienten mit dem Betrag größer 0.25 wurden fett markiert. Datengrundlage 91 Wertepaare.

- In diesem eingengten Zeitfenster lagen keine auswertbaren Ereignisse mit Niederschlag, sodass diese Abhängigkeit nicht untersucht werden konnte.

Fazit aus den Korrelationsanalysen an der B 10:

Wegen des hohen Anteils an Hintergrundbelastung zeigen die PM10-Gesamtbelastungen erwartungsgemäß starke Abhängigkeiten zu den meteorologischen Größen.

Separiert man aus den Gesamtbelastungen durch die Auswertung der Luv-Lee-Situationen die PM10-Zusatzbelastung infolge des Verkehrs auf der B 10, dann korreliert diese mit den Verkehrsstärken, am stärksten mit dem Schwerverkehrsmengen. Die Beträge der Korrelationskoeffizienten sind, wegen des höheren Anteils der Hintergrundbelastung und des damit größeren absoluten Fehlers bei der Bestimmung der Zusatzbelastung, allerdings deutlich geringer als bei den NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen. Die mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren korrelieren mit dem Schwerverkehrsanteil und weisen eine schwache Antikorrelation zur absoluten PKW-Verkehrsstärke auf.

Unterdrückt man den Einfluss der sich verändernden Verkehrsstärken indem nur das Zeitfenster 9 bis 13 Uhr der Werkstage (Montag bis Freitag) ausgewertet wurde, dann zeigen sich bei den PM10-Gesamtbelastungen deutliche Abhängigkeiten von Windgeschwindigkeit, Temperatur und Taupunkt sowie schwache Abhängigkeiten von Feuchte und Strahlung. In den PM10-Zusatzbelastungen zeigen sich nur schwache Abhängigkeiten von Taupunkt und Temperatur. Die bei weitgehend konstanten Verkehrsmengen und Zusammensetzung mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren zeigen im o. g. Zeitfenster keine signifikante Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit, Feuchte, Strahlung, Temperatur sowie Fahrzeuggeschwindigkeit. Der Einfluss des Niederschlages konnte wegen zu geringer Statistik in diesem Zeitfenster nicht untersucht werden.

## 5 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AN DER MERSEBURGER STRASSE

Die folgenden Aussagen basieren auf Datenauswertungen von PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerten, die im Rahmen eines Projektes für das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Lohmeyer, 2006) durchgeführt wurden. Die dort gefundenen Ergebnisse wurden übernommen, durch weitere umfangreiche Auswertungen im Rahmen des vorliegenden Projektes und durch die Mitbetrachtung von PM<sub>2.5</sub> sowie der mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode bestimmten PM<sub>10</sub>-Emissionen ergänzt.

### 5.1 Abhängigkeit der PM<sub>x</sub>-Gesamt- und -Zusatzbelastungen von meteorologischen Größen

Anhand der vorgenannten Analysen wurden meteorologische Kenngrößen identifiziert, die Korrelationen zu den PM<sub>x</sub>-Konzentrationen aufweisen. Diese werden im Folgenden einzeln detailliert. Da die Meteorologie insbesondere jahreszeitlichen Schwankungen unterlegen ist, wird zunächst eine Betrachtung des Einflusses der Jahreszeit vorangestellt.

#### 5.1.1 Einfluss Jahreszeit

Es ist bekannt, dass Episoden mit hohen PM<sub>10</sub>-Konzentrationen sehr häufig im Frühjahr und im Herbst/Winter auftreten.

Auch aus verschiedenen Untersuchungen ist bekannt, dass es deutliche PM<sub>10</sub>-Belastungsunterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr gibt. Im Allgemeinen sind dabei die Unterschiede zwischen Sommerhalbjahr und Winterhalbjahr am größten. Als Parameter für die Aufteilung Sommer-/Winterhalbjahr dient üblicherweise die maximal mögliche Sonnenscheindauer pro Tag (solar day hour; SDH). In der **Abb. 5.1** ist exemplarisch die PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung an der Station Merseburger Straße (= Halle/Verkehr) in Abhängigkeit von der maximal möglichen Sonnenscheindauer dargestellt. Es zeigt sich, dass sich ab SDH-Werten von ca. 12 Stunden die PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastungen deutlich verändern. Dieser SDH-Wert kann also im Sinne der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen als Indikator für das „Umschlagen“ der meteorologischen und emissionsseitigen Bedingungen von Sommer auf Winter bzw. umgekehrt verwendet werden. Dies entspricht z. B. für Sachsen-Anhalt einem Sommer-Zeitraum vom 22.03. bis 23.09. Diese Tendenz konnte auch an anderen Messstationen festgestellt werden.

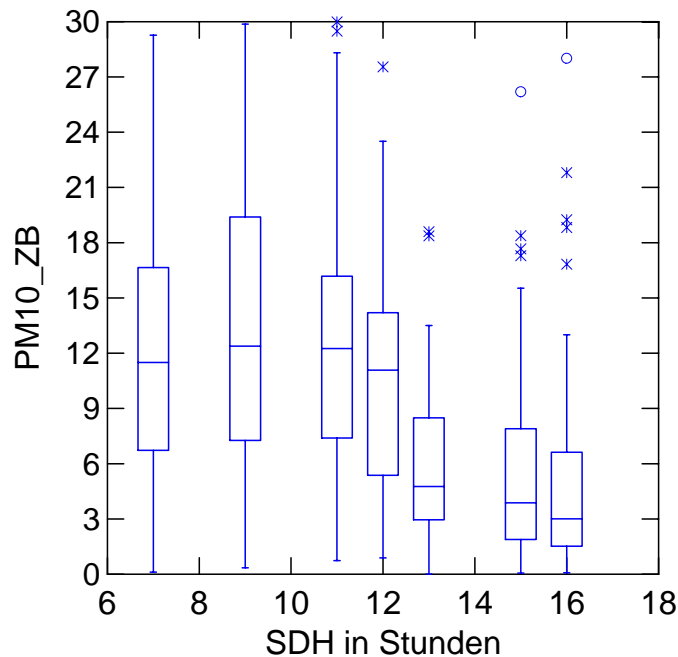


Abb. 5.1: Mittlere PM10-Konzentrationen an der Station Halle/Verkehr minus Halle/Ost (städtischer Hintergrund) in Abhängigkeit von der maximal möglichen Sonnenscheindauer (SDH). Konzentration in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswerteperiode 2002 bis 2004.

Analysiert man mit dieser Sommer/Winter-Differenzierung die Messdaten an den Stationen, so ergeben sich relevante Unterschiede in den Konzentrationen. Als Beispiel sind die Daten für Halle und Zartau für PM10 in der **Abb. 5.2** sowie für Halle und Friedrichsbrunn für PM2.5 in **Abb. 5.3** dargestellt. Während die PM10-Gesamtbelastungen an der Station Halle/Verkehr und der Verkehrsbeitrag im Winter deutlich (ca.  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) höher als im Sommer sind, sind die PM10-Belastungen im regionalen Hintergrund (Zartau) und die städtische Zusatzbelastung im Winter im Mittel um ca.  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  niedriger als im Sommer.

Die PM2.5-Gesamtbelastungen an der Station Halle-Verkehr unterscheiden sich zwischen Sommer und Winterhalbjahr im Gegensatz zu PM10 nur gering. Im regionalen Hintergrund sind wie beim PM10 auch beim PM2.5 im Sommer im Mittel höhere Konzentrationen festzustellen. Die PM2.5-Zusatzbelastungen (städtisch und lokal) sind jeweils im Sommer niedriger als im Winter.

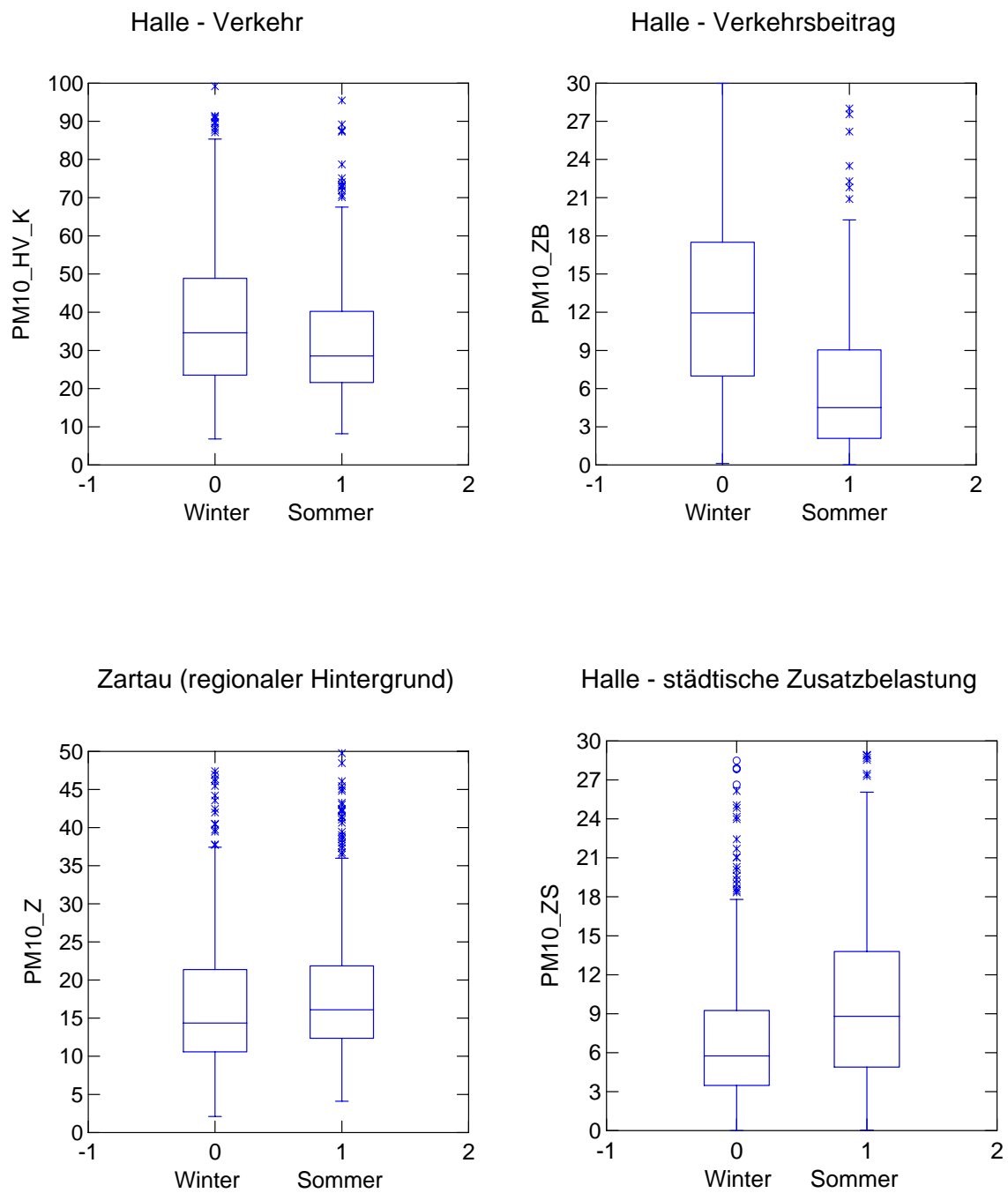


Abb. 5.2: Box-Plots der PM10-Gesamtbelastung an der Station Halle/Verkehr (oben links), in Zartau/regionaler Hintergrund (unten links) sowie die Differenzen Halle/Verkehr minus Halle/Ost (oben rechts) und Halle/Ost minus Zartau (unten rechts) im Sommer- und Winterhalbjahr. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertungszeitraum 2002 bis 2004.

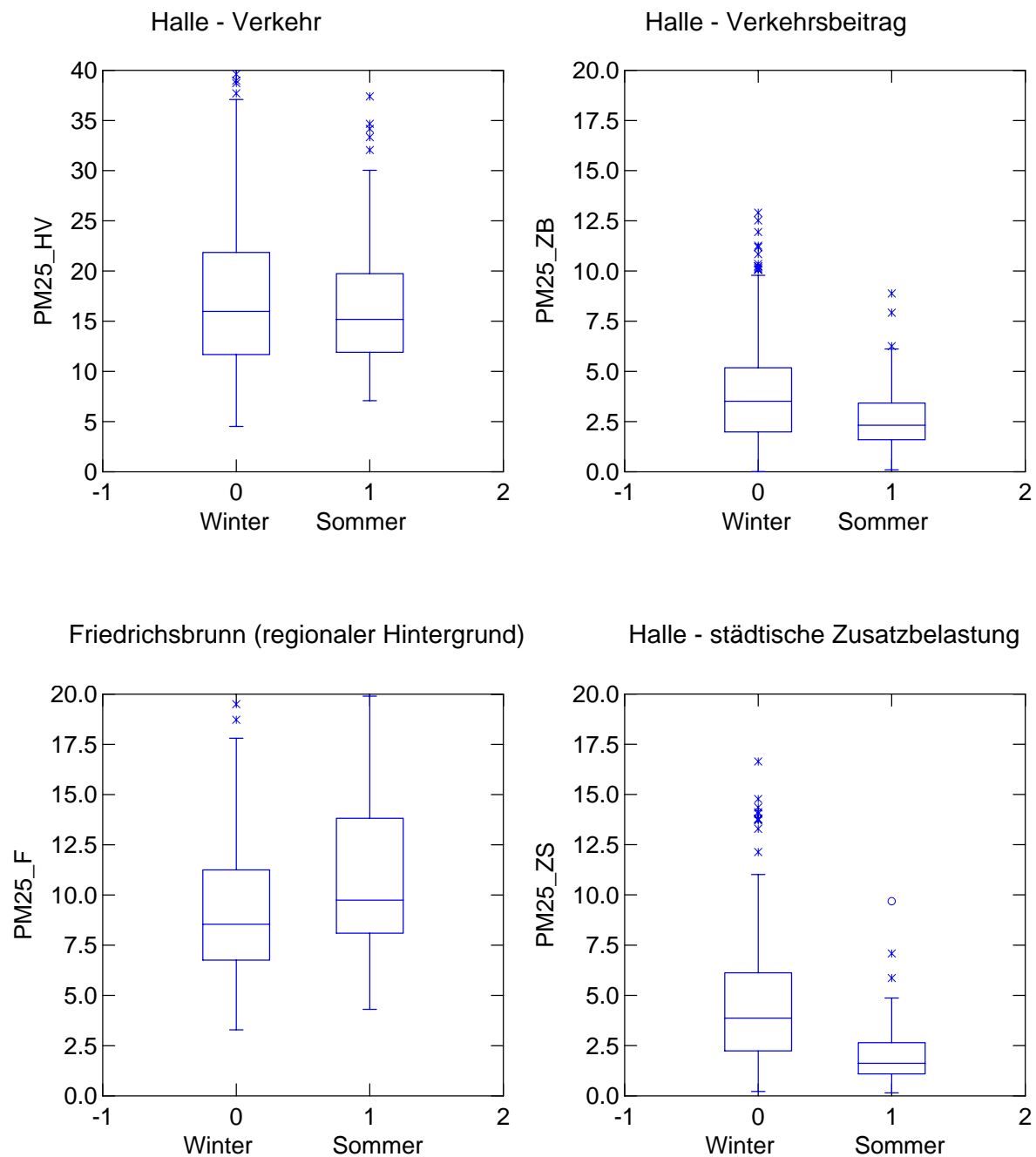


Abb. 5.3: Box-Plots der PM2.5-Gesamtbelastung an der Station Halle/Verkehr (oben links), in Friedrichsbrunn (unten links) sowie die Differenzen Halle/Verkehr minus Halle/Ost (oben rechts) und Halle/Ost minus Friedrichsbrunn (unten rechts) im Sommer- und Winterhalbjahr. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertezeitraum 2002 bis 2004.



### 5.1.2 Einfluss des Niederschlages

Der Einfluss von Niederschlag auf die PM10-Konzentrationen ist wiederum am Beispiel der Station Halle/Verkehr in der **Abb. 5.4** bzw. für PM2.5 in der **Abb. 5.5** aufgezeigt. Analysiert wurden dabei die Konzentrationen in Abhängigkeit von der Anzahl der trockenen Tage nach dem letzten Niederschlagsereignis differenziert nach Sommer- und Winterhalbjahr. Als Niederschlagstag wurden entsprechend Definition des Deutschen Wetterdienstes (DWD) sowie als Resultat verschiedener Untersuchungen (z. B. Schulze, 2002) Tage mit Niederschlagssummen größer/gleich 0.1 mm gekennzeichnet.

Folgendes ist für Halle - Verkehr festzustellen:

- Die im Mittel niedrigsten PM10-Konzentrationen in der Gesamtbelastung werden an Tagen mit Niederschlagssummen von größer/gleich 0.1 mm (Tag 0) festgestellt. In der absoluten Höhe gibt es dabei keinen relevanten Unterschied zwischen Sommer- und Winterhalbjahr.
- Im Sommerhalbjahr ist im Mittel ein Anstieg der PM10-Belastung um ca. 2 bis 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pro weiteren trockenen Tag festzustellen. Diese Tendenz hält auch bei sehr langen Trockenperioden an.
- Im Winterhalbjahr ist im Mittel ein Anstieg der PM10-Belastung an den ersten trockenen Tagen um jeweils ca. 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pro Tag zu beobachten. Dieser Anstieg hält allerdings nur ca. 2 bis 3 Tage an. Dann ist im Mittel kein weiterer Anstieg mit fortdauernder Trockenheit zu beobachten.
- Die PM10-Zusatzbelastung folgt im Winterhalbjahr etwa dem Verlauf der Gesamtbelastung. Im Sommerhalbjahr ist bei der PM10-Zusatzbelastung kein eindeutig ansteigender Trend mit anhaltender Trockenheit zu beobachten.
- Bei der PM2.5-Fraktion gibt es im Sommer keine eindeutige Abhängigkeit von der Anzahl trockener Tage nach dem Niederschlagsereignis, insbesondere nicht an den ersten drei Tagen. Erst bei längeren Trockenperioden (> 4 Tage) liegen auch die PM2.5-Konzentrationen im Mittel höher als an Regentagen. Der Trend im Winter ähnelt bei PM2.5 dem von PM10.

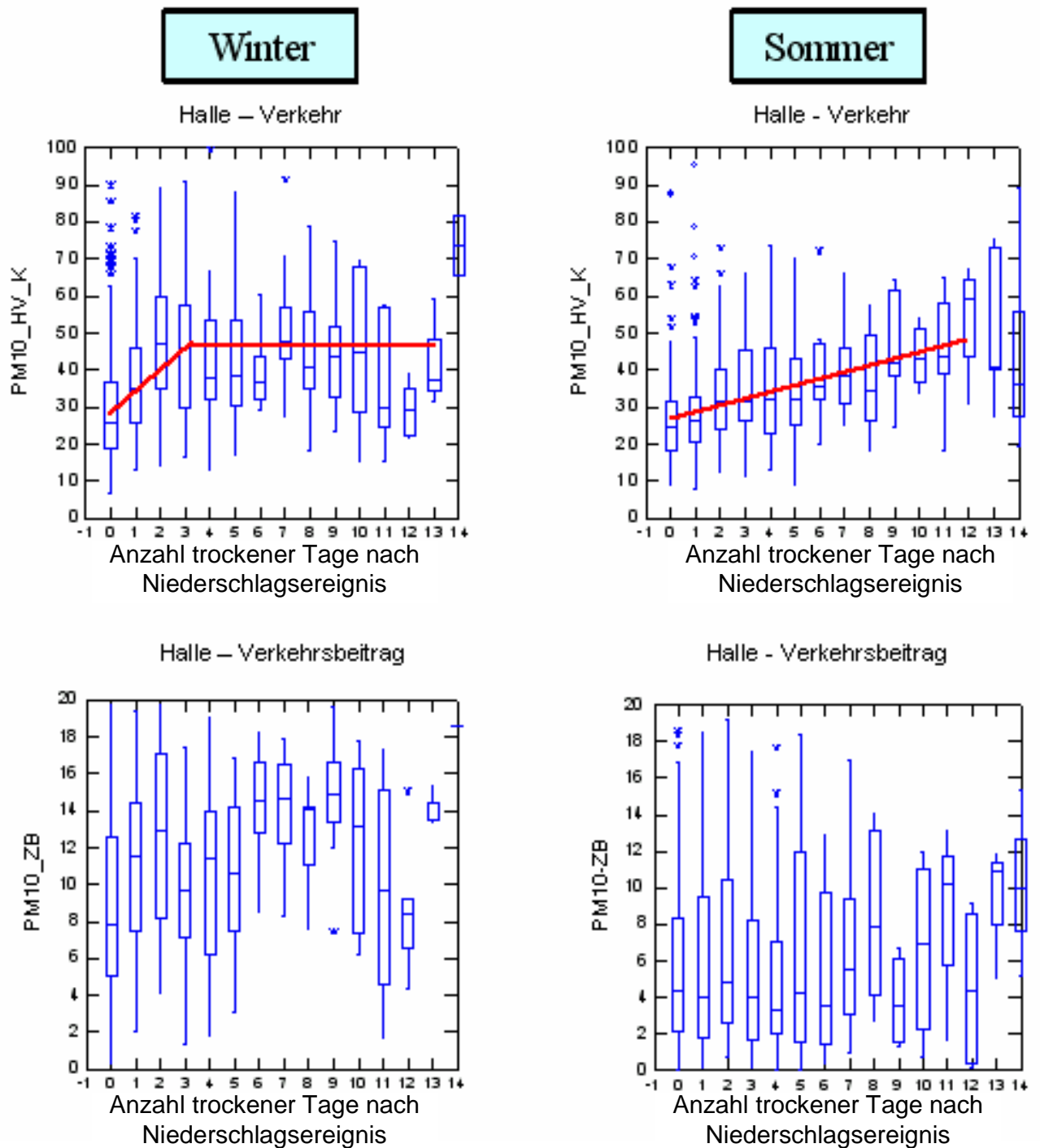


Abb. 5.4: Box-Plots der PM10-Gesamt- und -Zusatzbelastung an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von der Anzahl der trockenen Tage nach dem letzten Niederschlagsereignis für Sommer- und Winterhalbjahr. Niederschlag bei  $\text{NA}_{\text{NS}} = 0$ . Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertezeitraum 2002 bis 2004.

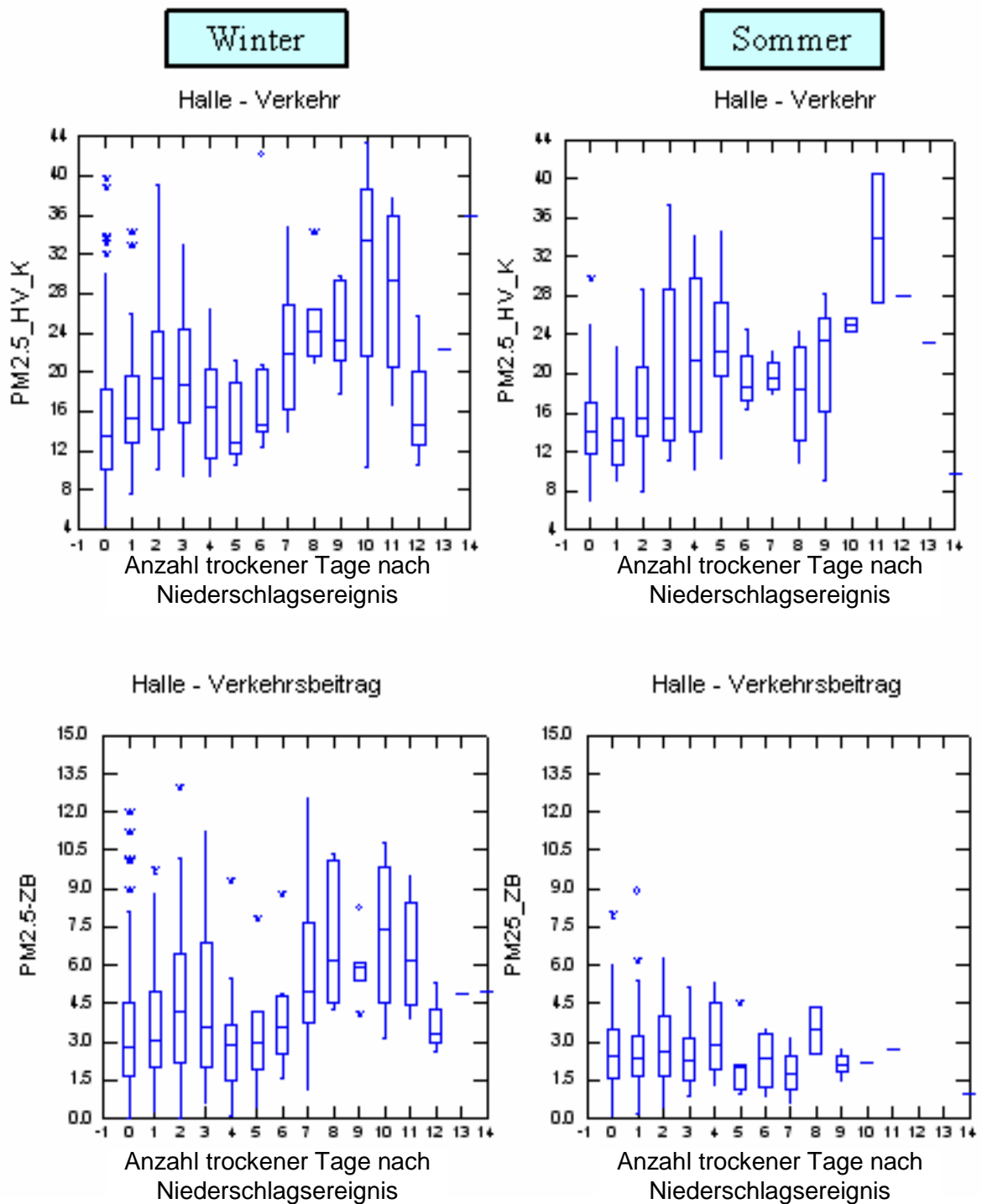


Abb. 5.5: Box-Plots der PM2.5-Gesamt- und -Zusatzbelastung an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von der Anzahl der trockenen Tage nach dem letzten Niederschlagsereignis für Sommer- und Winterhalbjahr. Niederschlag bei 0. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

- Die PM<sub>2.5</sub>-Zusatzbelastung folgt im Winterhalbjahr etwa dem Verlauf der Gesamtbelastung. Im Sommerhalbjahr ist bei der PM<sub>2.5</sub>-Zusatzbelastung wie auch bei der PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung kein eindeutig ansteigender Trend mit anhaltender Trockenheit zu beobachten. Diese Beobachtungen weisen weniger auf die Bindung von Feinstaub durch den Niederschlag hin, sondern auf die bei länger anhalten Trockenperioden ungünstigeren Austauschbedingungen, da sich sonst die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Zusatzbelastung unterschiedlich verhalten müssten.

### 5.1.3 Einfluss der vertikalen Austauschbedingungen

Die vertikalen Austauschbedingungen sind wichtige Einflussgrößen für die regionale PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastung und wegen deren hohen Anteils an der PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung damit auch für die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen an Verkehrsmessstationen. Wichtige Größen zur Charakterisierung der vertikalen Austauschbedingungen sind die Mischungsschichthöhe, der Stagnationsindex und/oder der vertikale Temperaturgradient (siehe z. B. Holst et al., 2006a und b; Sähn et al., 2006; Hoffmann, 2007).

Messungen der Mischungsschichthöhe lagen für Halle leider nicht vor. Damit war auch die Bestimmung des Stagnationsindex, der die Mischungsschichthöhe und die Windgeschwindigkeit berücksichtigt, nicht möglich.

Durch die Messung der Temperaturen in 2 und 40 m Höhe war allerdings die Bestimmung des vertikalen Temperaturgradienten möglich. Daraus wurde ein Indikator für das Vorliegen einer Inversionen abgeleitet. Als Tag mit Inversion wird dabei im Folgenden ein Tag bezeichnet, an dem die Temperaturdifferenz der Tagesmitteltemperaturen in 2 m und 40 m kleiner/gleich 0.2 K ist. Bei stabilen Hochdruckwetterlagen kann es vorkommen, dass Inversionen über mehrere Tage anhalten. Diese Episoden sind häufig mit sehr hohen und zum Teil auch von Tag zu Tag ansteigenden PM<sub>10</sub>-Konzentrationen verbunden. Deshalb wurde ein Parameter (NA\_INV) eingeführt, der die Anzahl der zusammenhängenden Tage mit Inversion „hochzählt“.

Mit diesen Parametern war es auch möglich, die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen in Abhängigkeit vom Auftreten und von der Andauer der Inversionen zu analysieren.

Beispiele für Halle sind in der **Abb. 5.6** dargestellt.

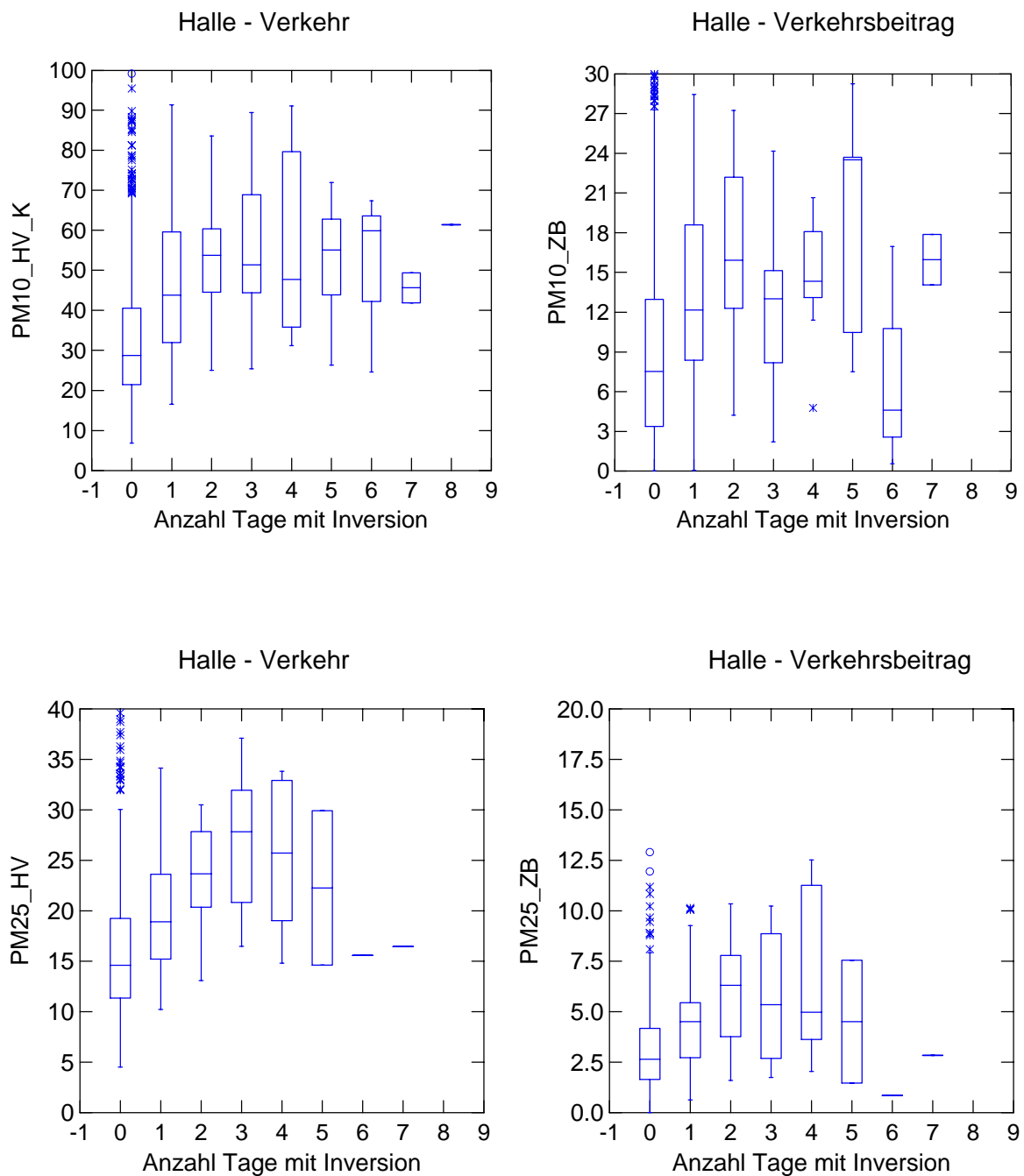


Abb. 5.6: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Gesamtbelastung an der Station Halle/Verkehr (links) und der Zusatzbelastung (Halle/Verkehr minus Halle/Ost; rechts) in Abhängigkeit von der Anzahl der Tage mit anhaltender Inversion. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertezeitraum 2002 bis 2004.

Hier ist festzustellen, dass

- an Tagen mit Inversion die PM10-Konzentrationen der Gesamtbelastung, aber auch der Zusatzbelastung im Mittel höher sind, als an Tagen ohne Inversion. Dies entspricht Beobachtungen auch in anderen Untersuchungen (z. B. Sähn et al., 2006; Holst et al., 2006a und b). Dies ist auch für die PM2.5-Konzentrationen zu beobachten.
- an den ersten beiden Tagen mit anhaltender Inversion ein Anstieg der PM10-Gesamtbelastung und der -Zusatzbelastung von ca. 7 bis 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pro Tag feststellbar ist. Ab dem dritten Tag ist keine eindeutig ansteigende Tendenz in der PM10-Zusatzbelastung mehr zu erkennen. Der Trend in der Gesamtbelastung ist eher unsicher, da lang anhaltende Episoden nicht häufig vorkommen. Die Zunahme mit fortschreitender stabiler Inversion in der PM10-Gesamtbelastung könnte auf Akkumulationseffekte wegen ungenügendem Luftaustausch hinweisen.

#### 5.1.4 Einfluss der Windgeschwindigkeit

Auch die Windgeschwindigkeiten haben einen Einfluss auf die PM10-Konzentrationen. Aus der **Abb. 5.7** ist zu entnehmen, dass die PM10-Gesamtbelastung und die städtische Zusatzbelastung erwartungsgemäß mit zunehmender Windgeschwindigkeit abnehmen. Bei der PM10-Gesamtbelastung ist allerdings in der Windgeschwindigkeitsklasse 2 m/s (1.9 bis 2.3 m/s) ein geringer Anstieg relativ zur Windgeschwindigkeitsklasse 1.5 m/s (1.5 bis 1.8 m/s) zu beobachten. Dieser zeigt sich in der PM10- aber auch in der PM2.5-Gesamtbelastung.

Die städtische PM2.5-Zusatzbelastung zeigt im Gegensatz zu PM10 ab ca. 1.5 m/s keine abnehmenden Konzentrationen mit zunehmender Windgeschwindigkeit.

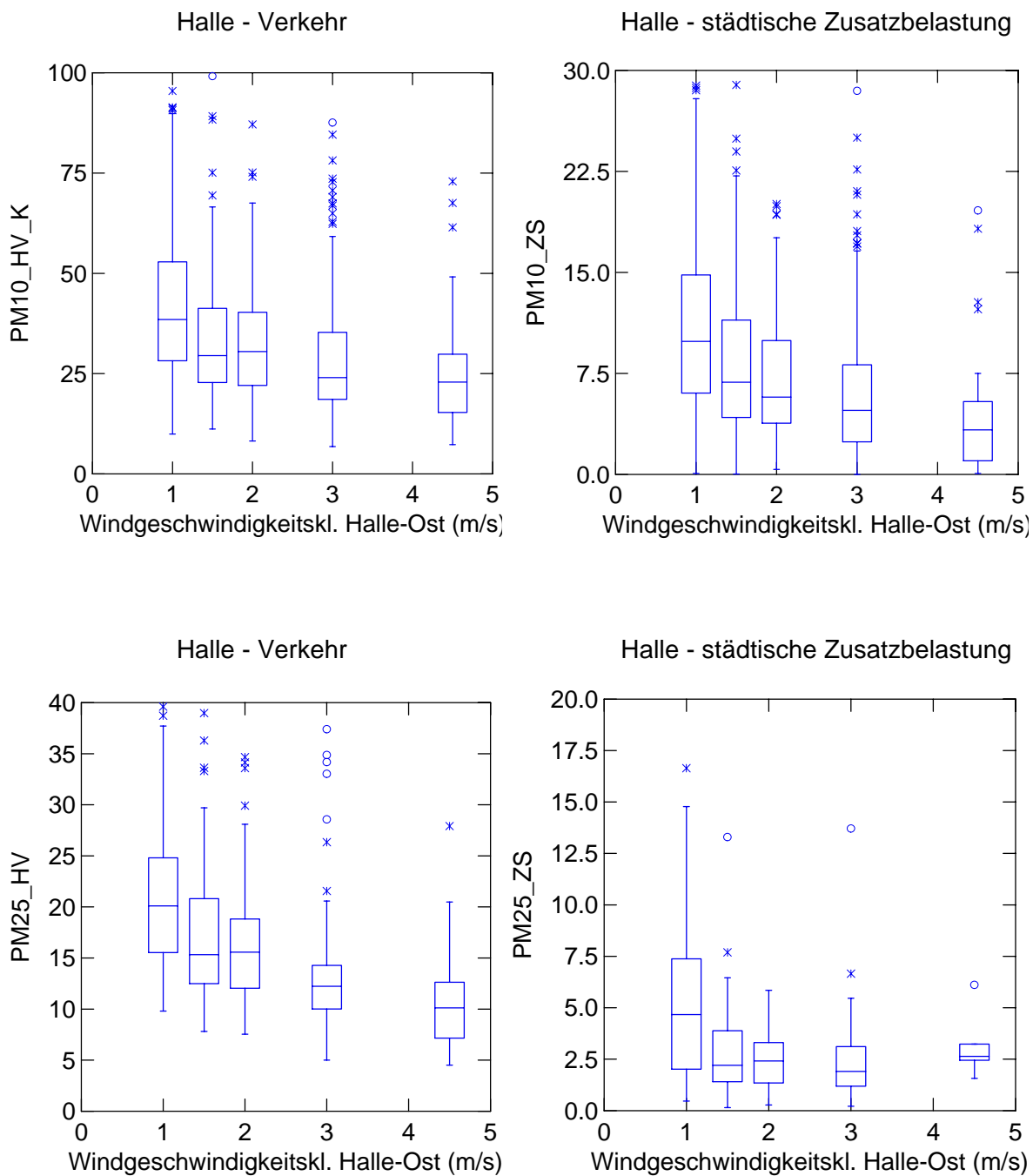


Abb. 5.7: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Gesamtbelastung an der Station Halle/Verkehr (links) und der städtischen Zusatzbelastung (Halle/Ost minus Zartau; rechts) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

Die verkehrsbedingte PM10- und PM2.5-Zusatzbelastung zeigt keinen eindeutig abnehmenden Trend (**Abb. 5.8**) bei zunehmender Windgeschwindigkeit. Dies ist auf den ersten Blick verwunderlich, könnte aber daraus resultieren, dass die PM10-Zusatzbelastung infolge der örtlichen Gegebenheiten (Lage der Messstelle relativ zu den emittierenden Straßen, Einfluss der Bebauung auf das Windfeld etc.) selbst abhängig von der Windrichtung (siehe unten) ist und die Windgeschwindigkeiten oft mit den Windrichtungen korreliert sind (Wind aus West häufig höhere Windgeschwindigkeiten, Wind aus Ost häufig geringe Windgeschwindigkeiten). Die durchgeführten Untersuchungen zeigten, dass die verkehrsbedingte PM10-Zusatzbelastung an der Station Halle/Verkehr bei südöstlichen bis südwestlichen Windrichtungen (Wind entlang der Merseburger Straße in Richtung Messstelle) bei Windgeschwindigkeiten von ca. 1 m/s sowie bei nordnordöstlichen Windrichtungen mit Windgeschwindigkeiten um ca. 3 m/s (Messstelle in Lee der Merseburger Straße und des Riebeckplatzes) am höchsten sind. Auch die Möglichkeit, dass Aufwirbelungen vorhandenen Straßenstaubes bei zunehmender Windgeschwindigkeiten eine Rolle spielen, könnte diesen Effekt hervorbringen.

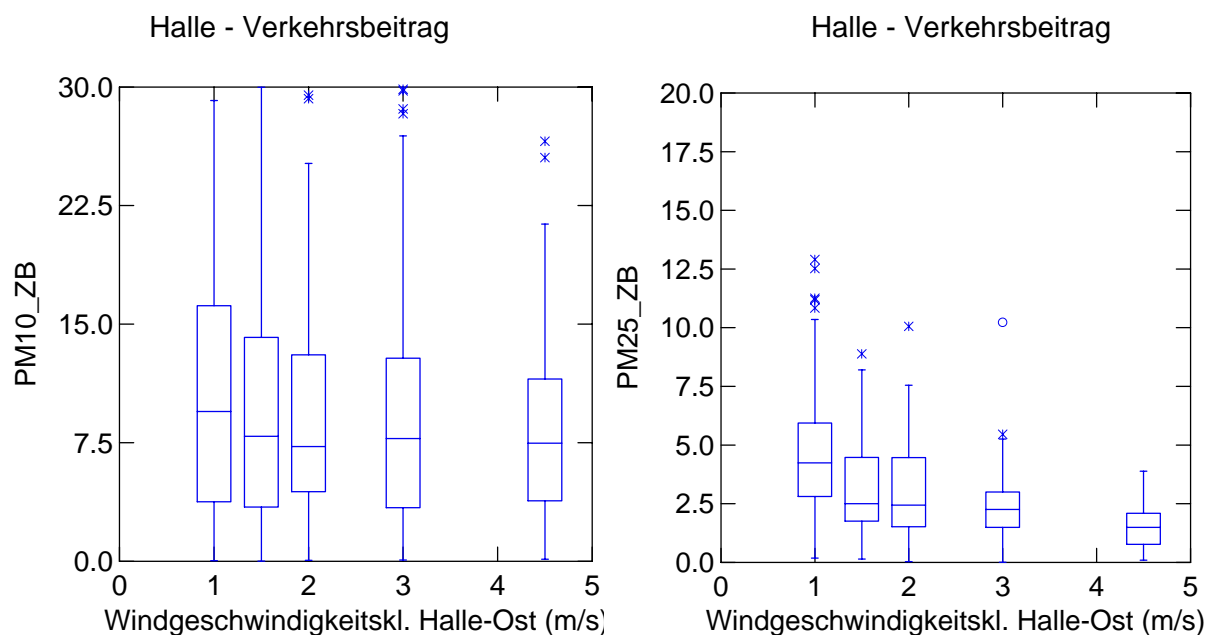


Abb. 5.8: Box-Plots der PM10-Zusatzbelastung (Halle/Verkehr minus Halle/Ost) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (oben). Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertzeitraum 2002 bis 2004.



### 5.1.5 Einfluss der Windrichtung

Wie bereits im Kapitel für die Windgeschwindigkeiten andiskutiert sind die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen stark von den Windrichtungen abhängig. Hier spiegeln sich groß- und kleinräumige Ausbreitungssituationen wider, aber auch der Einfluss von Gebäuden im Nahbereich der Messstellen auf die Strömungssituation. Auch sind die Windgeschwindigkeiten mit den Windrichtungen korreliert (östliche Windrichtungen häufig geringere Windgeschwindigkeiten, westliche Windrichtungen höhere Windgeschwindigkeiten).

Eine exemplarische Auswertung am Beispiel der Situation in Halle für PM<sub>10</sub> zeigt die **Abb. 5.9**. Hier kann festgestellt werden, dass an der Station Halle/Verkehr die höchsten PM<sub>10</sub>-Belastungen bei östlichen Windrichtungen (Windrichtungen = 2, 3) auftreten. Die PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastungen sind dagegen bei südlichen Windrichtungen (Hauptwindrichtung = 4, 5) am höchsten.

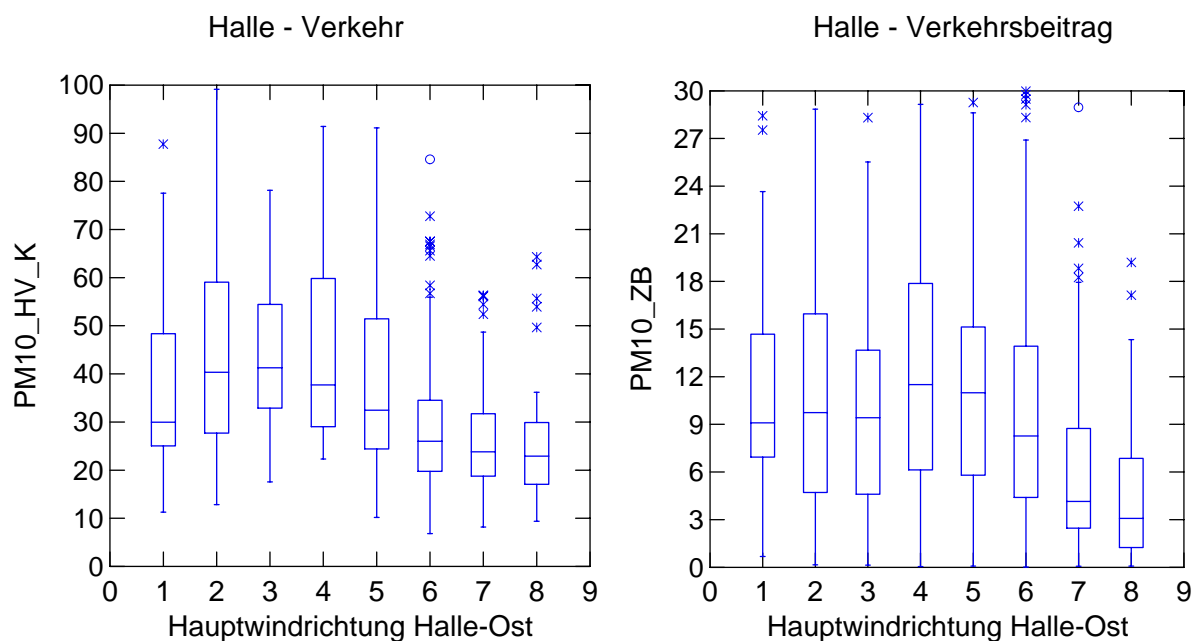


Abb. 5.9: Box-Plots der PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung und der -Zusatzbelastung (Halle/Verkehr minus Halle/Ost) in Abhängigkeit von den in die acht 45°Sektoren eingeteilten Hauptwindrichtungen (Hauptwindrichtung 1 und 8 = nördliche Windrichtungen, Hauptwindrichtung 4 und 5 = südliche Windrichtungen). Konzentrationen in µg/m<sup>3</sup>. Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

### 5.1.6 Einfluss der Temperatur

Aus verschiedenen Untersuchungen (z. B. Goyal et al., 2006; Grivas et al., 2006; Neto et al., 2005) ist bekannt, dass die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen mit den Temperaturen (Minimumtemperatur, Maximumtemperatur und Tagesmitteltemperatur) korreliert sein können.

Auch an der Station Halle-Verkehr ist eine deutliche Abhängigkeit zu erkennen (**Abb. 5.10** und **Abb. 5.11**). Dies betrifft sowohl die Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur als auch von der Tagesminimumtemperatur. Dabei ist bei der PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung festzustellen, dass bei steigenden Temperaturen (Sommer) aber vor allem bei sinkenden Temperaturen (Winter) ein Anstieg der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen zu erwarten ist. Bei der PM<sub>10</sub>-Zusatzbelastung ist dieser Effekt nur bei sinkenden Temperaturen zu beobachten.

Die PM<sub>2.5</sub>-Gesamtbelastung hat eine ähnliche Abhängigkeit von der Tagesmittel- und Tagesminimumtemperatur wie die PM<sub>10</sub>-Gesamtbelastung. Bei der PM<sub>2.5</sub>-Zusatzbelastung ist bei Tagesmitteltemperaturen größer 0°C keine eindeutige Tendenz zu beobachten. Bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt liegen die PM<sub>2.5</sub>-Zusatzbelastungen deutlich höher. Dieser Effekt ist auch beim Einfluss der Tagesminimumtemperatur zu beobachten.

Die Ursachen für diese Abhängigkeiten können vielfältig sein. Zum einen wurde aufgezeigt, dass die Temperaturen z. B. stark mit Windgeschwindigkeiten und vertikalen Austauschbedingungen (Inversionen) und Windrichtungen korreliert sind. Zum anderen können zusätzliche Effekte, wie sekundäre Partikelbildungen, eine Rolle spielen. Im Rahmen einer solchen statistischen Analyse lassen sich diese komplexen Abhängigkeiten nicht eindeutig zuweisen. Dies könnte nur unter Verwendung der Kopplung komplexer Chemiemodelle mit Ausbreitungsmodellen erfolgen.

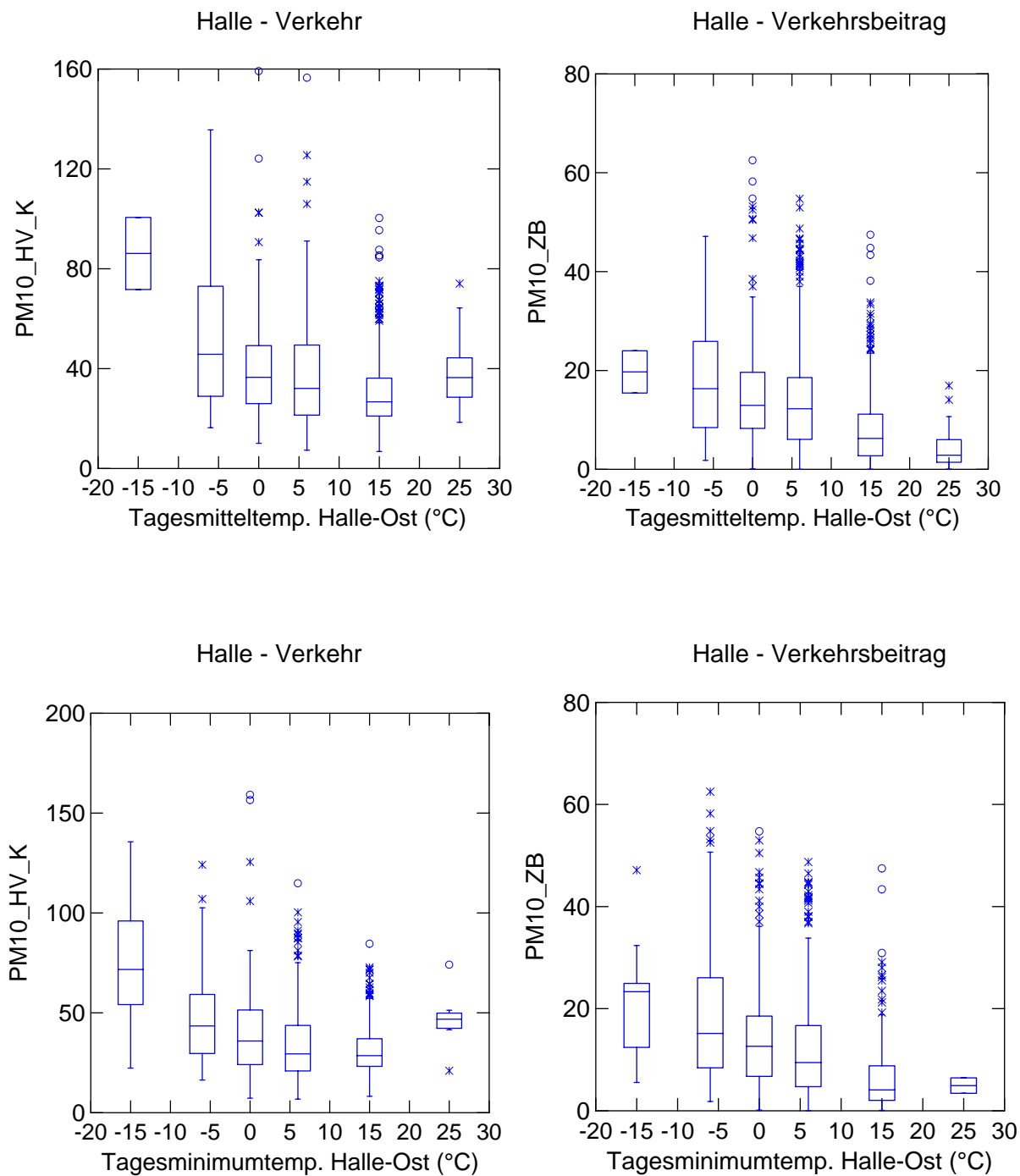


Abb. 5.10: Box-Plots der PM10-Gesamtbelastung und der -Zusatzbelastung (Halle/Verkehr minus Halle/Ost) in Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur (oben) und der Tagesminimumtemperatur (unten). Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswerteperiode 2002 bis 2004.

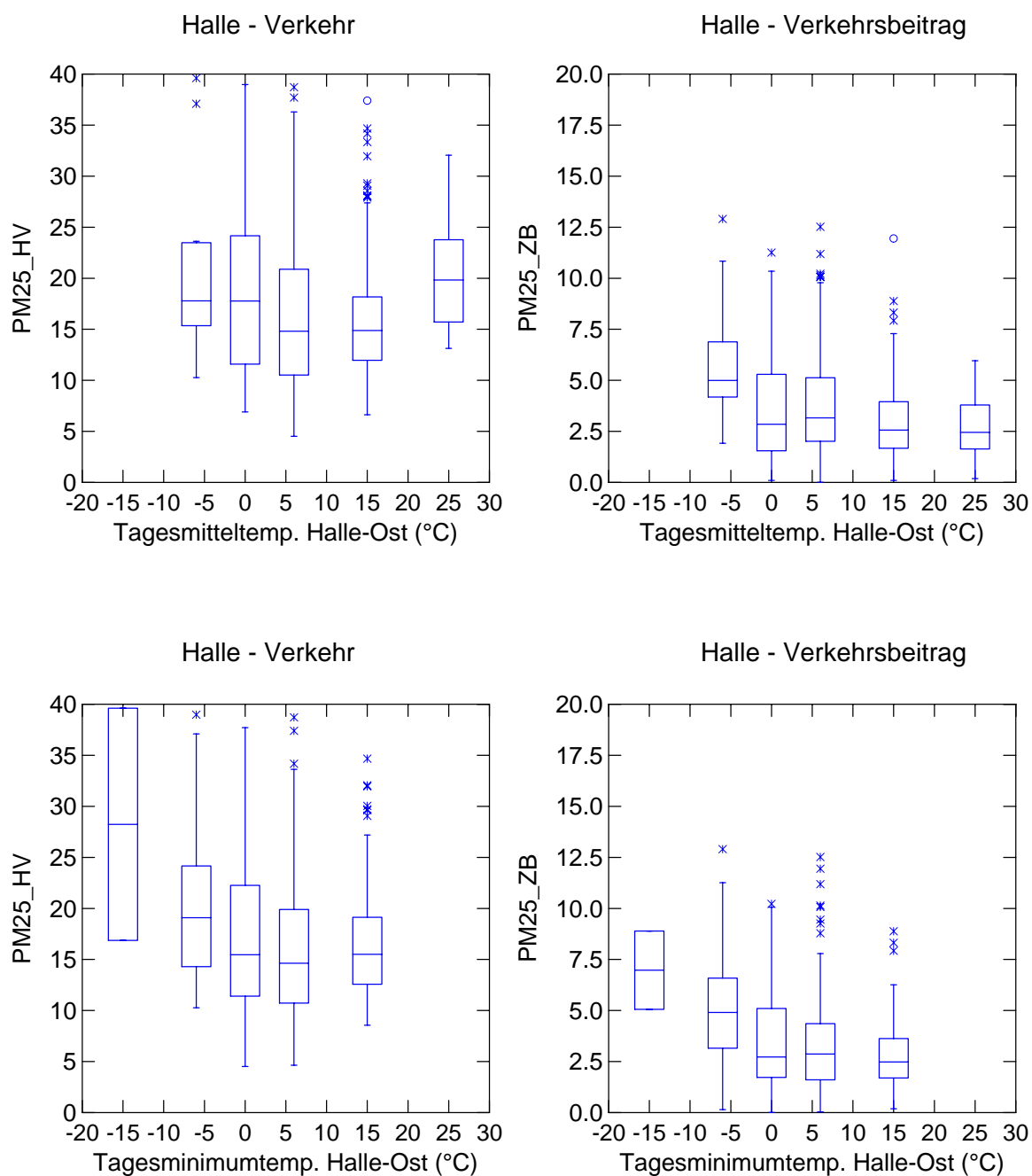


Abb. 5.11: Box-Plots der PM2.5-Gesamtbelastung und der -Zusatzbelastung (Halle/Verkehr minus Halle/Ost) in Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur (oben) und der Tagesminimumtemperatur (unten). Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertezeitraum 2002 bis 2004.

### 5.1.7 Einfluss des Luftdruckes

Der Zusammenhang zwischen PM10- bzw. PM2.5-Konzentrationen und Luftdruck an der Station Halle-Verkehr ist in der **Abb. 5.12** dargestellt. Er zeigt, dass mit zunehmendem Luftdruck auch die PM10-Konzentrationen (Gesamtbelastung) ansteigen. Bei PM2.5 ist es ebenfalls so.

Im Sommer ist hoher Luftdruck meist mit intensiver Sonneneinstrahlung (hohe Temperaturen) verbunden. Im Winter können Hochdruckwetterlagen mit trockener, kalter Luft (niedrige Minimumtemperaturen) und Sonneneinstrahlung oder mit feuchter Luft und Nebel verbunden sein. Temperatur, Feuchte, Inversion und Luftdruck sind deshalb stark miteinander und mit der PM10- bzw. PM2.5-Gesamtbelastung korreliert.

Die PM10- aber auch PM2.5-Zusatzbelastung zeigt interessanterweise keine eindeutig ansteigende Tendenz mit ansteigendem Luftdruck. Einerseits wird durch die mechanische Turbulenz im Straßenraum der Einfluss abgemildert, andererseits ist der Luftdruck (Wetterlage) mit bevorzugten Windrichtungen verbunden, die wiederum mit der Strömungssituation an der Messstelle korreliert sind (siehe Diskussion im Abschnitt 3.3.1).

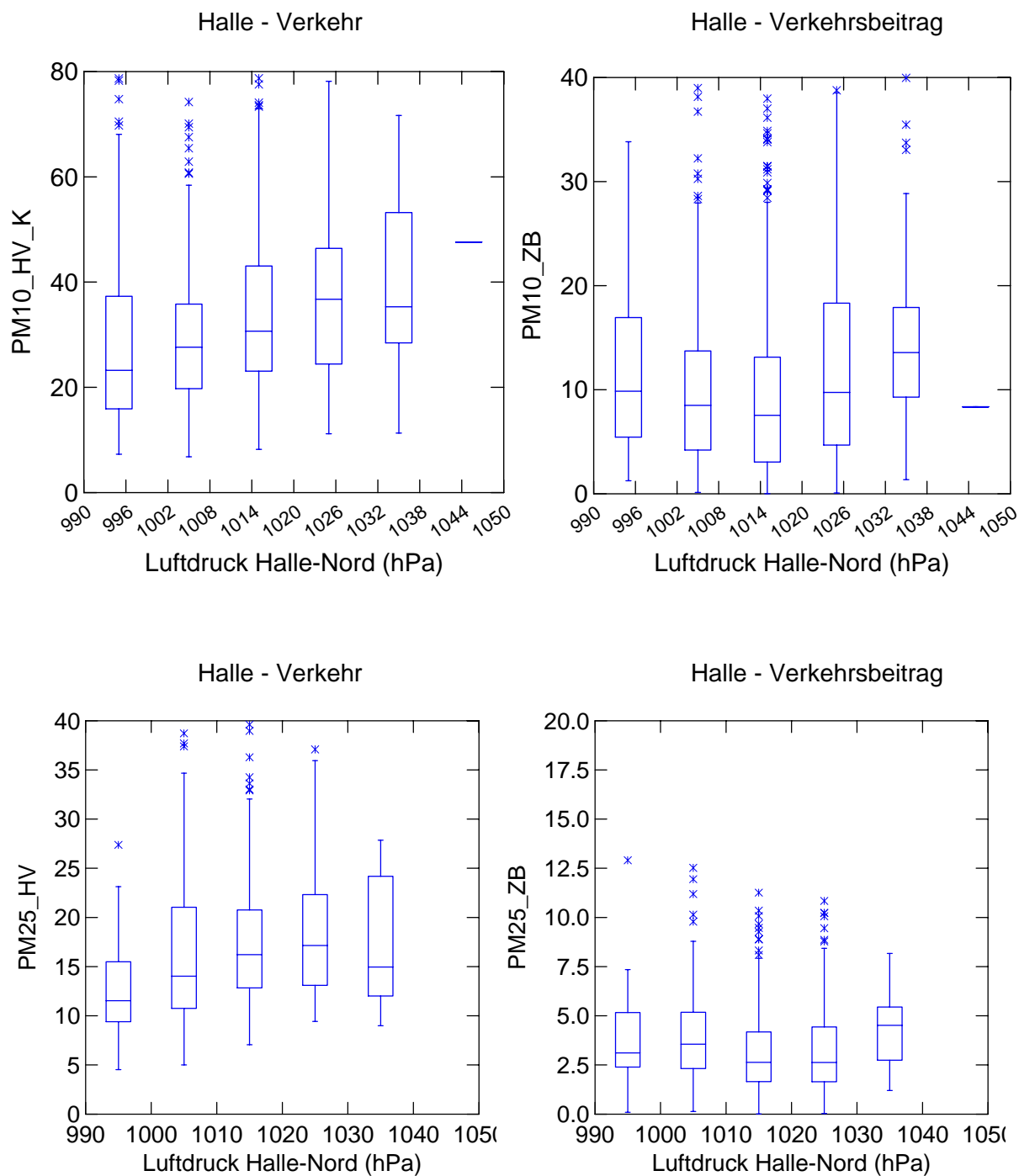


Abb. 5.12: Box-Plots der PM10- bzw. PM2.5-Gesamt- und -Zusatzbelastung (Halle/Verkehr minus Halle/Ost) in Abhängigkeit vom Luftdruck. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertezeitraum 2002 bis 2004

### 5.1.8 Einfluss der relativen Feuchte

Der Zusammenhang zwischen PM10- bzw. PM2.5-Konzentrationen und relativer Luftfeuchte an der Station Halle-Verkehr ist in der **Abb. 5.13** dargestellt. Er zeigt sich, dass in der PM10-Gesamtbelastung insbesondere bei hohen Luftfeuchtigkeiten kein eindeutiger Trend zu erkennen ist. Die PM2.5-Konzentrationen zeigen zu geringen und bei hohen rel. Feuchten eine zunehmende Tendenz.

Bei der PM10- aber auch der PM2.5-Zusatzbelastung wird mit zunehmender relativer Luftfeuchte bis ca. 75 % eine Zunahme der Konzentration beobachtet. Die Ursachen sind unklar. Inwieweit dies ein realer Effekt (Korrelationen von Feuchte und Wind) oder eventuell ein messtechnisches Problem darstellt konnte nicht geklärt werden.

## 5.2 Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren von meteorologischen Größen

Um den Einfluss der Windgeschwindigkeit und Windrichtung sowie Änderungen im Verkehrsaufkommen und Fahrzeugzusammensetzung auf die Höhe der Zusatzbelastungen zu eliminieren, um also ein direktes Maß für die PM10-Emissionen zu finden, wurden in einer nächsten Auswertung die tagesmittleren PM10-Emissionsfaktoren abgeleitet. Dazu wurden die über 24 h gemittelten  $\text{NO}_x$ -Emissionsdichten aus den gemessenen Verkehrsmengen (PKW, LKW) von IFEU Heidelberg (2007, siehe Teil B) berechnet und bereitgestellt. Als tagesmittlere Verkehrssituation für die  $\text{NO}_x$ -Emissionsberechnung wurde für die Merseburger Straße entsprechend der örtlichen Gegebenheiten „HVS2 (Hauptverkehrsstraße vorfahrtsberechtigt, geringe Störungen)“ angesetzt.

Der Quotient aus  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung und der  $\text{NO}_x$ -Emissionsdichte wird als Verdünnungsfaktor bezeichnet. Dividiert man den Verdünnungsfaktor durch die PM10-Zusatzbelastung erhält man die PM10-Emissionsdichte und bei weiterer Division durch die Verkehrsstärke [DTV] den PM10-Emissionsfaktor. Diese Methode wird  $\text{NO}_x$ -Tracermethode genannt. Sie legt die begründete Annahme zugrunde, dass sich die  $\text{NO}_x$ - und PM10-Emissionen in unmittelbarer Straßennähe gleichartig ausbreiten. Ausgewertet wurden  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastungen oberhalb einer angesetzten Schwelle von  $20 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$  im Tagesmittel (um die Unsicherheiten bei der Emissionsbestimmung mittels  $\text{NO}_x$ -Tracermethode zu reduzieren).

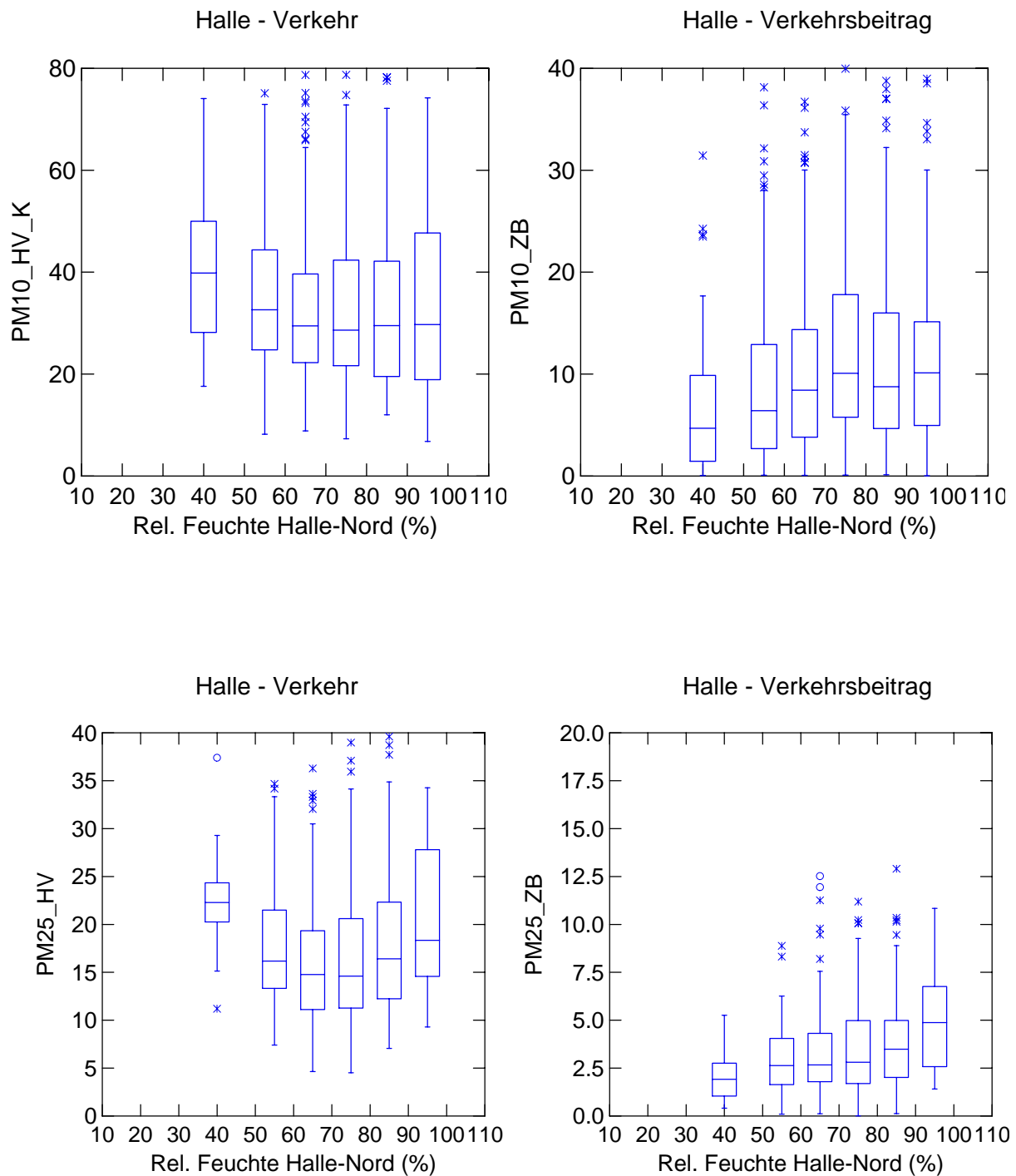


Abb. 5.13: Box-Plots der PM10-Gesamtbelastung und der -Zusatzbelastung (Halle/Verkehr minus Halle/Ost) in Abhängigkeit von der Luftfeuchtigkeit. Konzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auswertzeitraum 2002 bis 2004



Die **Abb. 5.14** zeigt den für den Auswertzeitraum 2002 bis 2004 ermittelten Wochengang der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren. Die Wochenmittelwerte betragen bei einem mittleren LKW-Anteil von 5 %

für PM10	117 mg/(km Fzg) und
für PM2.5	38 mg/(km Fzg).

Deutlich ist der Unterschied zwischen den Emissionen an Werktagen (Montag bis Freitag) und Wochenende wegen der unterschiedlichen LKW-Anteile zu erkennen.

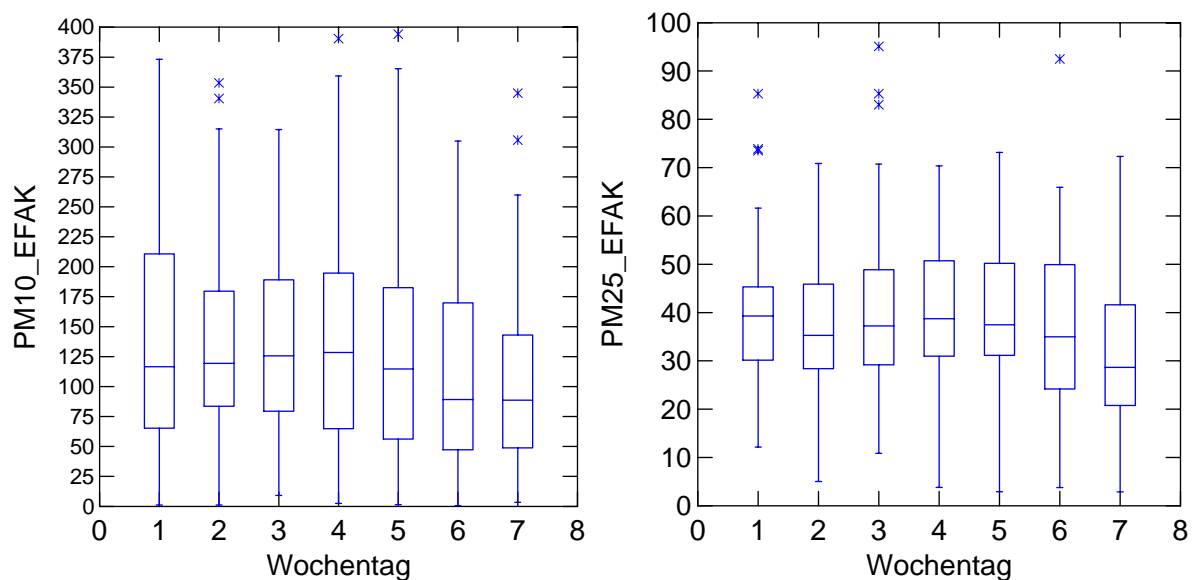


Abb. 5.14: Wochengang der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren [mg/(km Fzg)] an der Merseburger Straße in Halle. 1 = Montag; 7 = Sonntag. Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

Im Folgenden werden die abgeleiteten fahrzeugspezifischen PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren *für die Werktag* (um den Einfluss der zwischen Werktag und Wochenende unterschiedlichen Flottenzusammensetzung zu eliminieren) mit den im Abschnitt 5.1 als wichtig erkannten meteorologischen Kenngrößen korreliert.

### 5.2.1 Einfluss des Niederschlages

In der **Abb. 5.15** sind die abgeleiteten PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren (Mittelwert Montag bis Freitag) dargestellt. Um die statistischen Schwankungen insbesondere bei länger andauernden Trockenperioden zu unterdrücken, werden nur die ersten drei Tage nach dem Niederschlagsereignis betrachtet.

Bei PM10 zeichnet sich für die Tage mit Niederschlag im Mittel ein ca. 30 % geringerer Wert ab als an den trockenen Tagen. Diese Abnahme ist signifikant. Die PM10-Emissionsfaktoren an den ersten drei Tagen nach einem Niederschlagsereignis haben sich hier nicht geändert.

Beim PM2.5, der zum überwiegenden Teil die motorbedingten Partikelemissionen repräsentiert, ist dieser Effekt nicht zu verzeichnen.

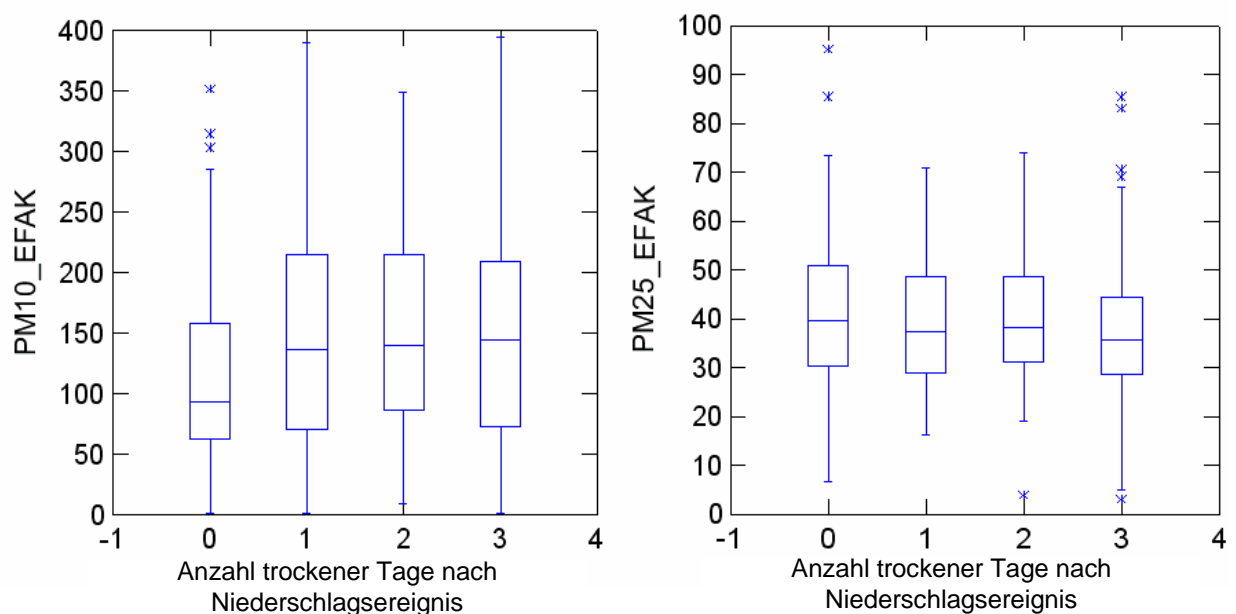


Abb. 5.15: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren für Werktage (Mittelwert Montag bis Freitag) an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von der Anzahl der trockenen Tage nach dem letzten Niederschlagsereignis. Niederschlag bei 0. Emissionsfaktoren in mg/(km Fz). Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

## 5.2.2 Einfluss der relativen Feuchte

Der Zusammenhang zwischen PM10- bzw. PM2.5-Emissionsfaktoren und relativer Luftfeuchte an der Station Halle-Verkehr ist in der **Abb. 5.16** dargestellt. Es zeigt sich, dass mit zunehmender relativer Luftfeuchte bis ca. 70% eine Zunahme der Emissionsfaktoren beobachtet wird. Die Ursachen sind unklar. Inwieweit dies ein realer Effekt (eingelagertes Wasser im aufgewirbelten Straßenstaub = kristallines Wasser) oder eventuell ein messtechnisches Problem darstellt konnte nicht geklärt werden. Eine Bindung des Staubes im Straßenraum bei hoher Luftfeuchtigkeit kann allerdings aus diesen Ergebnissen nicht abgeleitet werden.

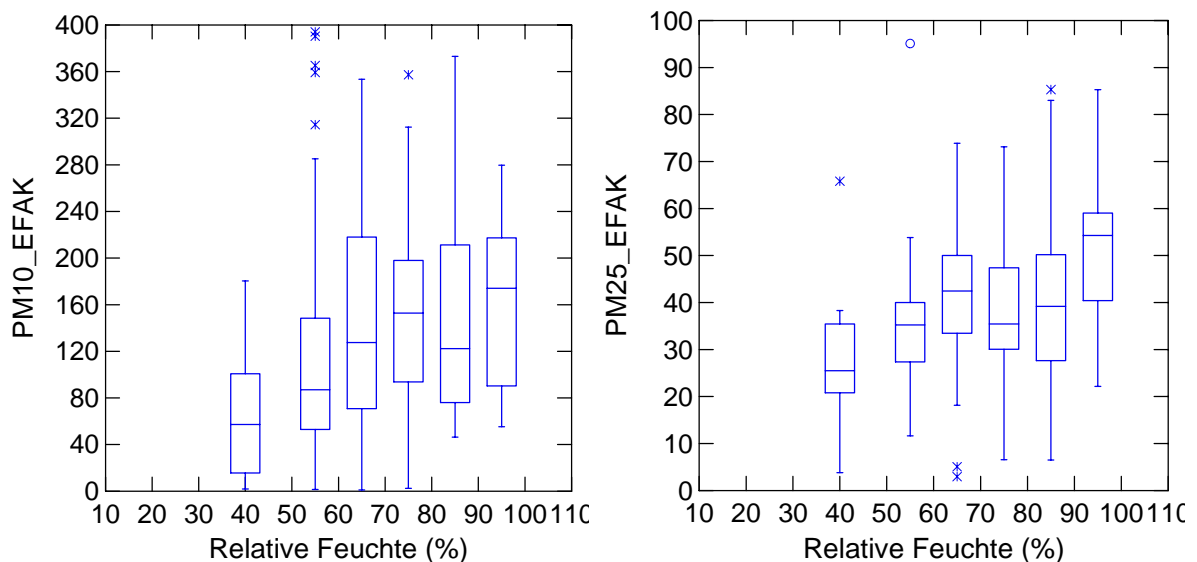


Abb. 5.16: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren für Werktage (Mittelwert Montag bis Freitag) an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von der relativen Feuchte. Emissionsfaktoren in mg/(km Fzg). Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

### 5.2.3 Einfluss der Windgeschwindigkeit

Der Zusammenhang zwischen PM10- bzw. PM2.5-Emissionsfaktoren und Überdachwindgeschwindigkeit an der Station Halle-Verkehr ist in der **Abb. 5.17a** dargestellt. Um zu vermeiden, dass Kreuzkorrelationen, z. B. zwischen Windrichtung und Windgeschwindigkeit, das Ergebnis beeinflussen wurde zusätzlich in der **Abb. 5.17b** die gleiche Auswertung nur für zwei unterschiedliche Windrichtungssektoren durchgeführt.

Es zeigt sich, dass bei diesen Emissionsfaktoren keine signifikante Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit zu beobachten ist. Dies ist auch zu beobachten, wenn man die Einteilung der Windgeschwindigkeitsklassen feiner macht (hier nicht dargestellt).

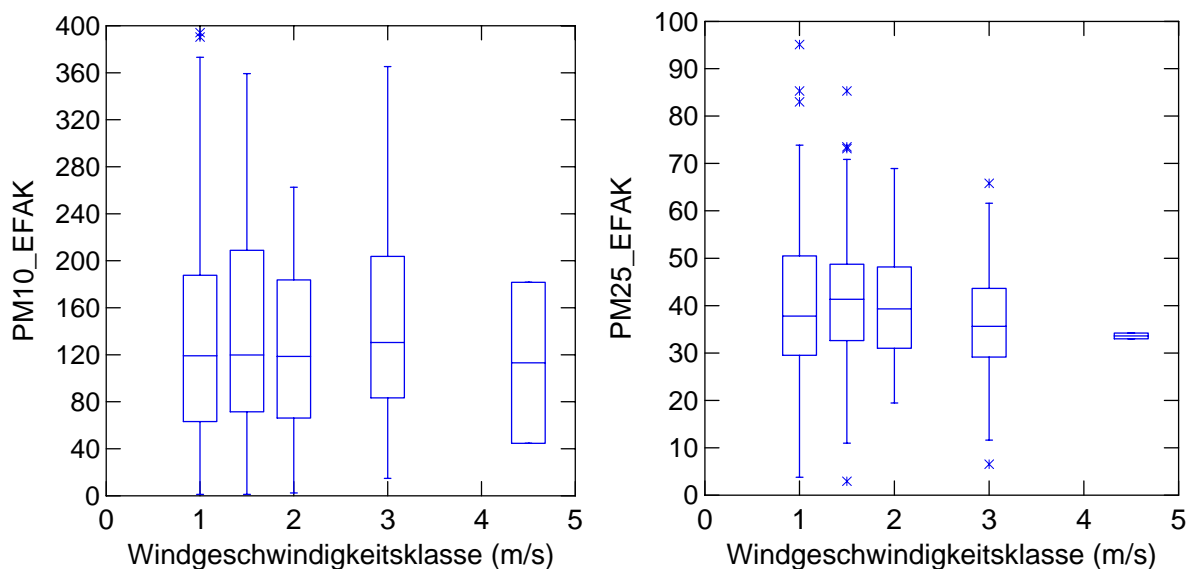


Abb. 5.17a: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren für Werktage (Mittelwert Montag bis Freitag) an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von der Überdachwindgeschwindigkeit. Emissionsfaktoren in mg/(km Fzg). Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

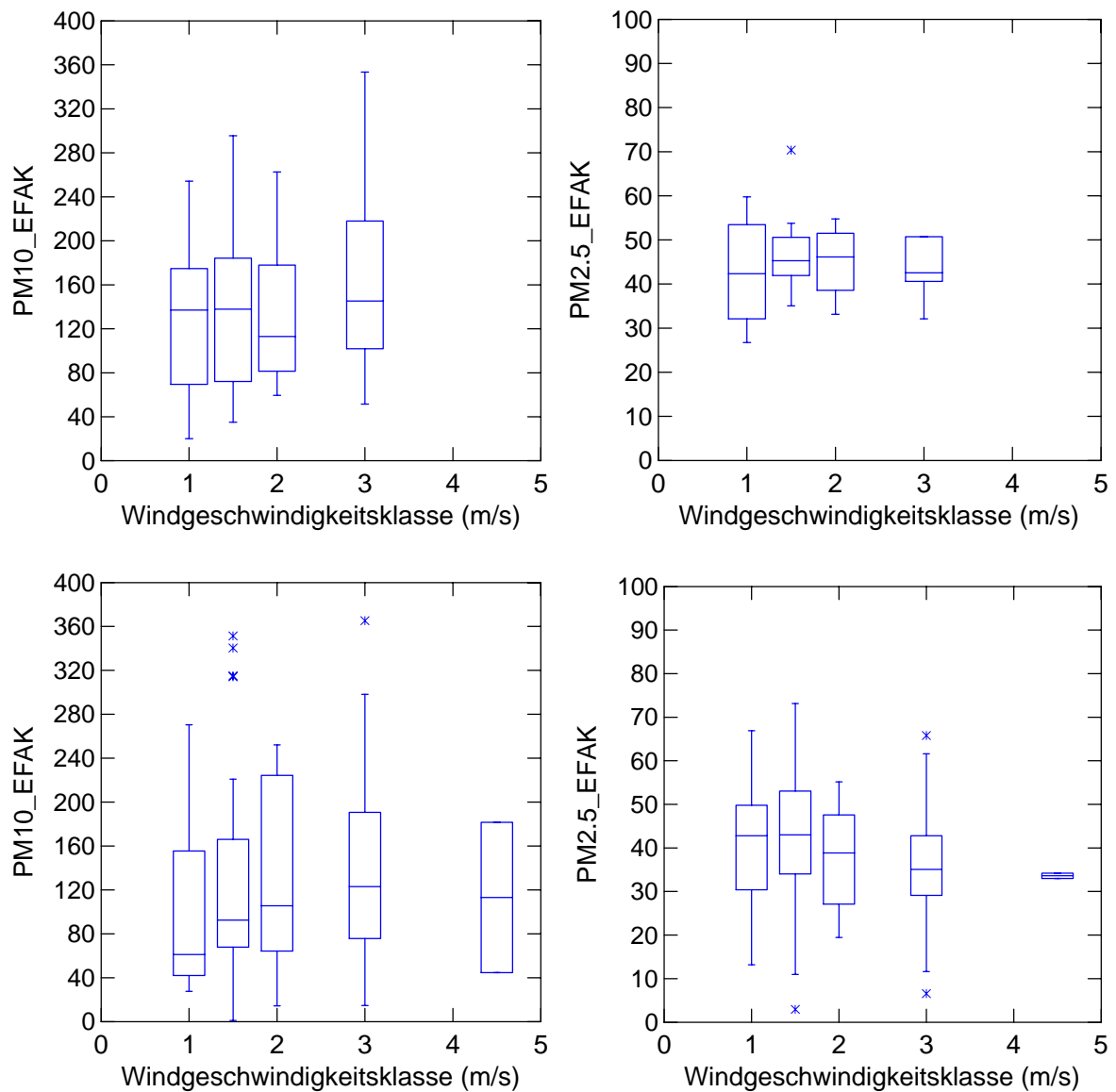


Abb. 5.17b: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren für Werktage (Mittelwert Montag bis Freitag) an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von der Überdachwindgeschwindigkeit für Windrichtungssektor 180° bis 225° (oben) sowie 225° bis 270° (unten). Emissionsfaktoren in mg/(km Fzg). Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

#### 5.2.4 Einfluss der Temperatur

Der Zusammenhang zwischen PM10- bzw. PM2.5-Emissionsfaktoren und der Tagesmitteltemperatur an der Station Halle-Verkehr ist in der **Abb. 5.18** dargestellt. Die Abhängigkeiten sind bei PM10 und PM2.5 stark unterschiedlich. Es zeigt sich, dass bei den PM2.5-Emis-

sionsfaktoren keine eindeutige Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur zu verzeichnen ist.

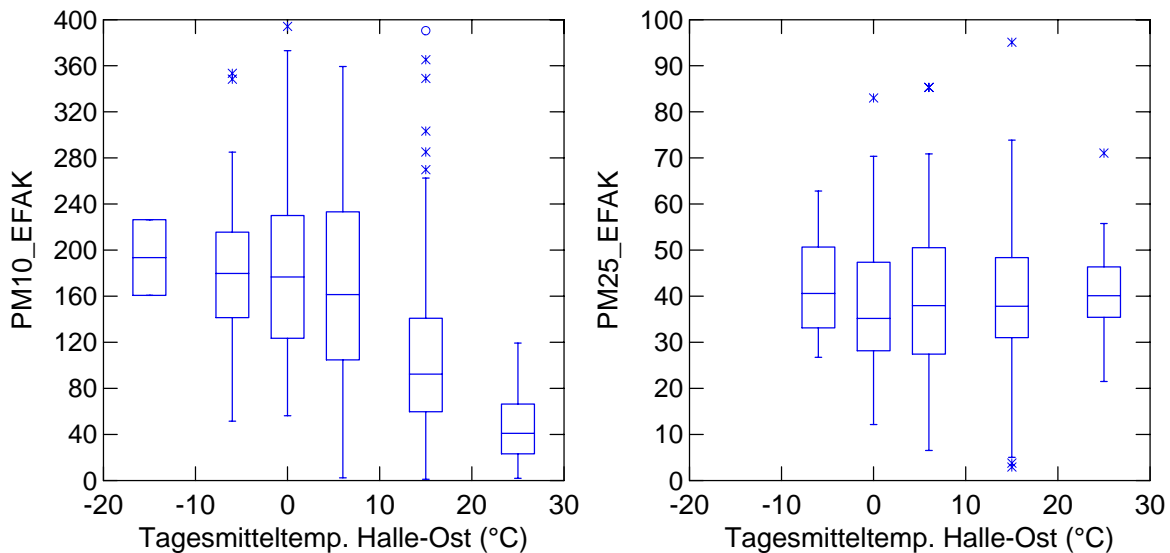


Abb. 5.18: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren für Werkstage (Mittelwert Montag bis Freitag) an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur. Emissionsfaktoren in mg/(km Fzg). Auswertezeitraum 2002 bis 2004.

Bei den PM10-Emissionsfaktoren ist bei Temperaturen über dem Gefrierpunkt eine deutliche Abnahme zu verzeichnen.

Die gleichen Relationen ergaben sich bei der Auswertung der Tagesminimumtemperaturen (hier nicht grafisch dargestellt).

Inwieweit diese Effekte real, messtechnisch oder durch Querempfindlichkeiten bedingt sind, konnte nicht geklärt werden. Im nachfolgenden Kapitel wird ein Erklärungsversuch gegeben.

### 5.2.5 Einfluss der vertikalen Austauschbedingungen und Jahreszeit

Der Zusammenhang zwischen PM10- bzw. PM2.5-Emissionsfaktoren und dem Auftreten von Temperaturinversionen als Indikator für austauscharme Wetterlagen an der Station Halle-Verkehr ist in der **Abb. 5.19** (oben) dargestellt. Die Abhängigkeiten sind bei PM10 und PM2.5, wie bereits bei den Temperaturen stark unterschiedlich. Es zeigt sich, dass bei den PM2.5-Emissionsfaktoren erwartungsgemäß keine eindeutige Abhängigkeit von den verti-

kalen Austauschbedingungen zu verzeichnen ist. Die Motoremission ist nicht von den Austauschbedingungen im Straßenraum abhängig.

Bei den PM10-Emissionsfaktoren ist an Tagen mit Inversion eine deutliche Zunahme zu verzeichnen. Da die PM10-Emissionen nicht von den Austauschbedingungen im Straßenraum abhängig sein können, überrascht dies zunächst. Da Inversionswetterlagen hauptsächlich im Winterhalbjahr auftreten, drängt sich als Erklärung auf, dass nicht die Austauschbedingungen, sondern jahreszeittypische Gegebenheiten für die Emission der groben Partikelfraktion (PM2.5 bis PM10) dafür ursächlich sind. Dies bestätigt die **Abb. 5.19** (unten). Während die PM2.5-Emissionsfaktoren unabhängig von der Jahreszeit sind, nimmt die Emission der Partikelfraktion PM2.5 bis PM10 im Winterhalbjahr deutlich (über 100 %), möglicherweise wegen Streugut und vermehrten Schmutzeinträgen auf die Straße, zu.

Dass die Austauschverhältnisse nicht die Ursache sein können zeigt neben der Tatsache, dass die PM2.5-Emissionen unabhängig davon sind, auch die **Abb. 5.20**. Dort sind die PM10-Emissionsfaktoren an Tagen mit und ohne Inversion getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahr dargestellt. Im Winterhalbjahr sind die PM10-Emissionsfaktoren, wie erwartet, von den Austauschbedingungen unabhängig und liegen jeweils deutlich (Faktor zwei) höher als im Sommerhalbjahr. Der Unterschied im Sommerhalbjahr zwischen den Emissionsfaktoren an Tagen mit und ohne Inversion ist wahrscheinlich dadurch bedingt, dass in der Übergangsphase von Winter- zu Sommerhalbjahr insbesondere während Inversionswetterlagen noch emissionsseitig „winterliche“ Bedingungen (vermehrt aufwirbelbare Materialien auf der Straße) vorliegen.

Dies könnte auch erklären, warum die PM10-Emissionsfaktoren im Unterschied zu PM2.5 bei niedrigen Tagesmitteltemperaturen (Winter) deutlich höher sind als bei hohen Temperaturen im Sommer (siehe **Abb. 5.18**).

Der hohe Anstieg der PM10-Konzentrationen während (winterlicher) austauscharmer Inversionswetterlagen wird somit sowohl von den schlechten Austauschbedingungen, als auch von deutlich höheren nicht motorbedingten PM10-Emissionen beeinflusst.

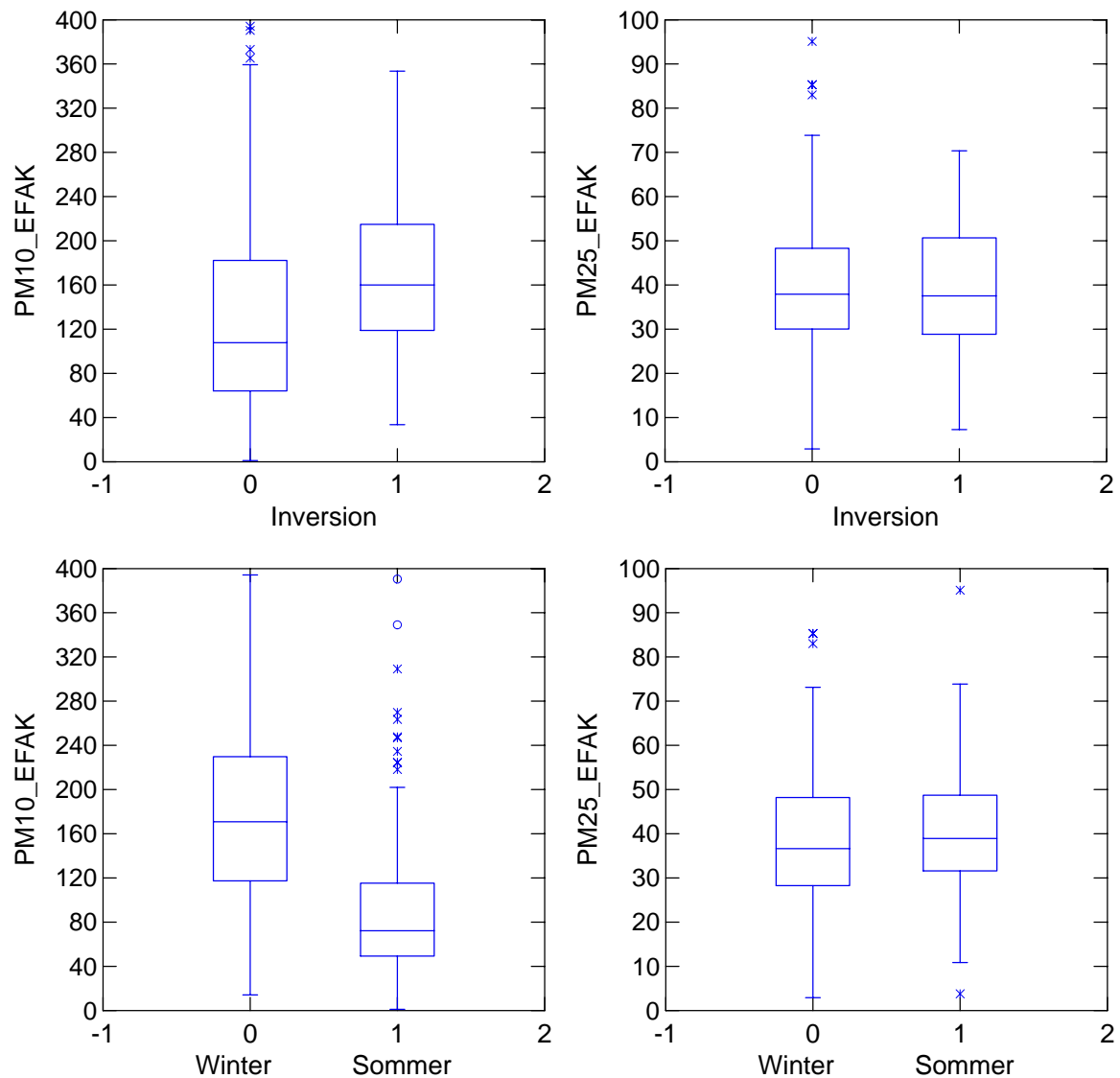


Abb. 5.19: Box-Plots der PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren für Werktage (Mittelwert Montag bis Freitag) an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von Tagen mit (Inversion = 1) und ohne (Inversion = 0) Inversion (oben) bzw. Winter- und Sommerhalbjahr (unten). Emissionsfaktoren in mg/(km Fzg). Auswertezeitraum 2002 bis 2004.



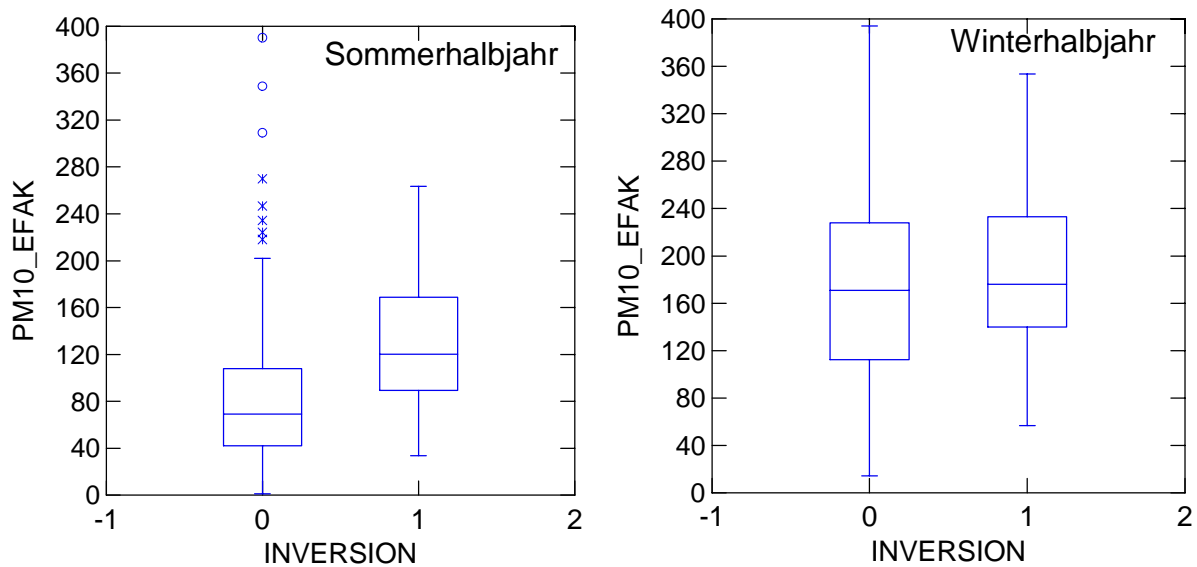


Abb. 5.20: Box-Plots der PM10-Emissionsfaktoren für Werktage (Mittelwert Montag bis Freitag) an der Station Halle/Verkehr in Abhängigkeit von Tagen mit (Inversion = 1) und ohne (Inversion = 0) Inversion für Winterhalbjahr (rechts) und Sommerhalbjahr (links). Emissionsfaktoren in mg/(km Fzg). Auswertzeitraum 2002 bis 2004.

### 5.3 Schlussfolgerungen

Es konnten an der Station Halle-Verkehr (Merseburger Straße) erwartungsgemäß deutliche Abhängigkeiten der PM10- und PM2.5-Konzentrationen von meteorologischen Parametern beobachtet werden. Dabei gibt es aber auch eine Vielzahl von Korrelationen der meteorologischen Kenngrößen untereinander, sodass aus der tendenziellen Abhängigkeit der Partikelbelastung von einer meteorologischen Kenngröße unmittelbar nicht auf dessen Ursache/Wirkungsbeziehung geschlossen werden kann.

Die stärksten meteorologischen Einflüsse auf die *PM10-Gesamtbelastungen* gehen von den vertikalen Austauschbedingungen (Indikatoren waren hier z. B. vertikaler Temperaturgradient), von der Anzahl niederschlagsloser Tage seit dem letzten Niederschlagsereignis und der Windgeschwindigkeit aus.

Die stärksten meteorologischen Einflüsse auf die *PM10-Zusatzbelastungen* (Halle Verkehr minus Halle-Ost) gehen von der Windgeschwindigkeit- und -richtung sowie von den Temperaturen aus.

Die Datenlage erlaubte es, im vorliegenden Fall mittels  $\text{NO}_x$ -Tracermethode die tagesmittleren fahrzeugspezifischen PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren für den Zeitraum 2002 bis 2004 abzuleiten. Die PM2.5-Emissionen repräsentieren dabei zum vorwiegenden Teil die Motoremissionen. Aus den Unterschieden zwischen PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren kann auf spezifische Einflüsse auf die Emission der gröberen Partikelfraktion (Aufwirbelung von Straßenstaub und Abriebe) geschlussfolgert werden.

Bei den *PM10-Emissionsfaktoren* zeichnet sich für die Werktage mit Niederschlag im Mittel ein ca. 30 % geringerer Wert ab als an den trockenen Werktagen. Diese Abnahme ist signifikant. Die PM10-Emissionsfaktoren an den ersten drei trockenen Tagen nach einem Niederschlagsereignis sind gleich, zeigen also keine Zunahme mit andauernder Trockenheit. Bei den PM2.5-Emissionen ist dieser Minderungseffekt durch Niederschlag nicht zu verzeichnen.

Die PM10-Emissionsfaktoren zeigten keine eindeutige Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit.

Während die PM2.5-Emissionsfaktoren (Motoremissionen) unabhängig von der Jahreszeit sind, nimmt die Emission der Partikelfraktion PM2.5 bis PM10 im Winterhalbjahr deutlich (über 100 %) zu. Ursachen könnten das Einbringen von Streugut und vermehrte Schmutzeinträge auf die Straße sein. Im Winterhalbjahr sind auch die PM10-Emissionsfaktoren von den Austauschbedingungen unabhängig und liegen jeweils deutlich (Faktor zwei) höher als im Sommerhalbjahr. Dieser Anstieg der PM10-Emissionen unter winterlichen Bedingungen könnte auch erklären, warum die PM10-Emissionsfaktoren im Unterschied zu PM2.5 bei niedrigen Tagesmitteltemperaturen deutlich höher sind als bei hohen Temperaturen. Der hohe Anstieg der PM10-Konzentrationen während (winterlicher) austauscharmer Inversionswetterlagen könnte sowohl von den schlechten Austauschbedingungen als auch von deutlich höheren nicht motorbedingten PM10-Emissionen beeinflusst werden.

Im Auswertzeitraum konnte für die Merseburger Straße bei einem mittleren LKW-Anteil von 5 % und einer tagesmittleren Verkehrssituation HVS2 (Hauptverkehrsstraße vorfahrtsberechtigt, geringe Störungen) bei gutem Asphaltbelag folgende Emissionsfaktoren im Wochenmittel abgeleitet werden:

für PM10                    117 mg/(km Fzg) und  
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 28 mg/(km Fzg) nach IFEU (2007)  
für PM10-Auf/Ab        89 mg/(km Fzg) bzw.  
für PM2.5                    38 mg/(km Fzg)  
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 28 mg/(km Fzg) nach (IFEU, 2007)  
für PM2.5-Auf/Ab        10 mg/(km Fzg).

## 6 AUSWERTUNG DER MESSDATEN AM JAGTVEJ

Die folgenden Ergebnisse basieren im Gegensatz zu den Auswertungen im vorangegangenen Kapitel auf der Auswertung der vorliegenden *Stundenmittelwerte*. Die Datenlage erlaubte es, insbesondere den Einfluss des Niederschlages zu untersuchen, da neben einer vorhandenen Niederschlagsmessstelle zusätzlich im Bereich der Messstelle in die Fahrbahn des Jagtvej ein Sensor zur Messung der Dicke des Wasserstandes auf der Straße eingelassen war. Daten dieses Sensors lagen ab dem 11.03.2004 vor. Die Auswertungen werden deshalb nur für das Sommerhalbjahr 2004 durchgeführt.

### 6.1 Abhängigkeit vom Niederschlag und vom Wasserstand auf der Straße

Die **Abb. 6.1** zeigt die PM10-Belastungen in Abhängigkeit von der Anzahl trockener Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis.

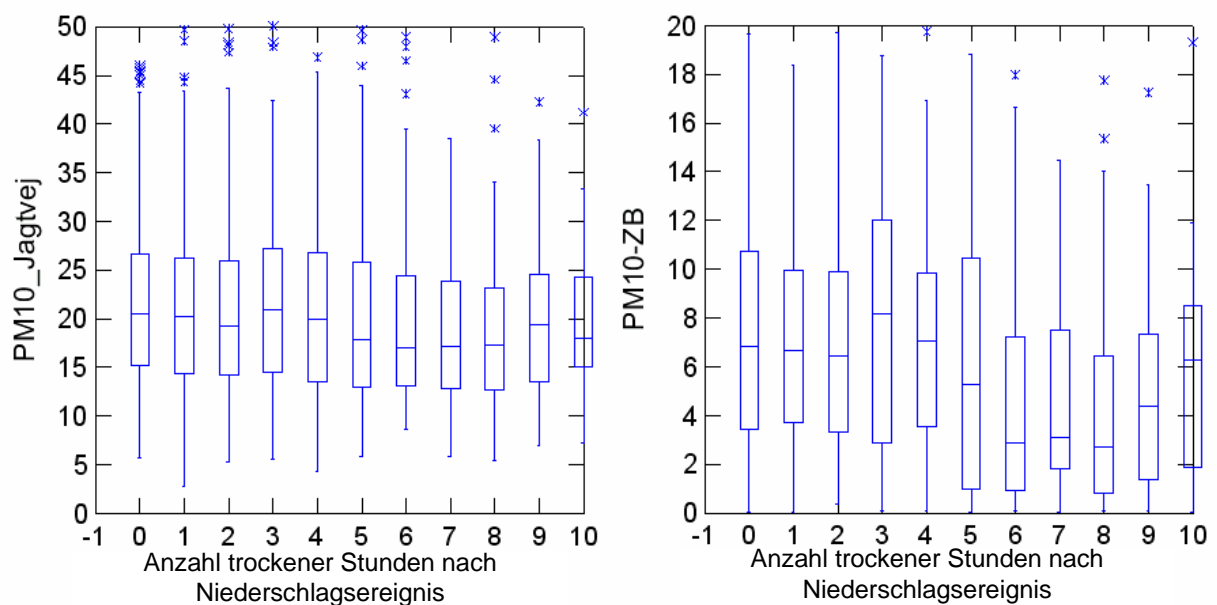


Abb. 6.1: Box-Plots der PM10-Gesamtbelastung an der Station Jagtvej (links) und die Differenzen Jagtvej minus HCO (lokaler Verkehrsbeitrag, rechts) in Abhängigkeit von der Anzahl trockener Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis für die Werktage im Sommerhalbjahr. Auswertzeitraum 2004.

Hier ist festzustellen, dass die PM10-Gesamtbelastung, aber auch die PM10-Zusatzbelastung eine uneinheitliche Tendenz zeigen. Eine Korrelation zum Regen ist für die Konzentrationen hier nicht gegeben. Der Einfluss des Regens wird von anderen Einflüssen (z. B. Ver-

kehrstagesgang, variierenden Windgeschwindigkeiten und Richtungen etc.) überlagert. Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln erläutert, kann durch die Betrachtung des Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung der Einfluss unterschiedlicher Ausbreitungsbedingungen unterdrückt und damit PM10-spezifische-Emissionseffekte sichtbar gemacht werden (NO<sub>x</sub>-Tracermethode). Dieser Quotient ist in Abhängigkeit von der Anzahl trockener Stunden in der **Abb. 6.2** dargestellt.

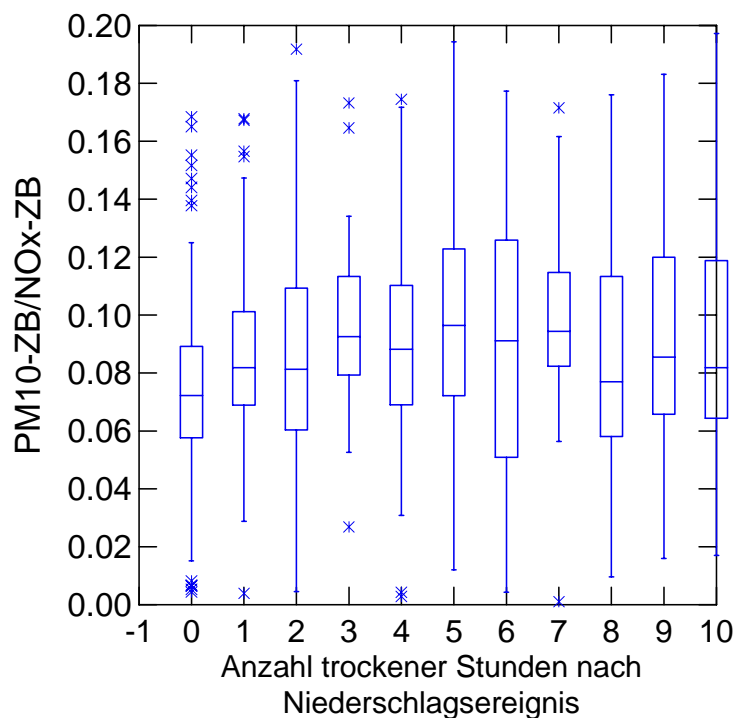


Abb. 6.2: Box-Plots des Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung an der Station Jagtvej in Abhängigkeit von der Anzahl trockener Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis für die Werktage im Sommerhalbjahr. Auswertzeitraum 2004.

Es zeigt sich deutlich, dass während des Niederschlagsereignisses dieser Quotient (und damit PM10-Emissionen) um ca. 20 % gemindert sind, danach im Mittel ca. 3 bis 5 Stunden ansteigen, um dann nach einem leichten Rückgang auf einem etwa gleichem Niveau zu bleiben. Dieser Einfluss des Niederschlages auf die PM10-Emissionen wurde bereits u. a. von Schulze (2002) beobachtet.

Dass der Minderungseffekt im Sommer im Mittel nur ca. 3 bis 5 Stunden anhält, lässt sich aus der **Abb. 6.3** ableiten. Diese zeigt den mittleren Wasserstand auf der Straße in Abhängigkeit von der Anzahl trockener Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis. Hierbei

ist festzustellen, dass nach dem Ende des Regens in den ersten drei Stunden wegen der Straßenentwässerung, der Verdunstung und dem fahrzeuginduzierten Wegsprühen bzw. Wegspritzen ein schneller Rückgang des Wasserstandes auf der Straße stattfindet und im Sommer im Mittel nach spätestens 7 Stunden die Straße komplett trocken ist.

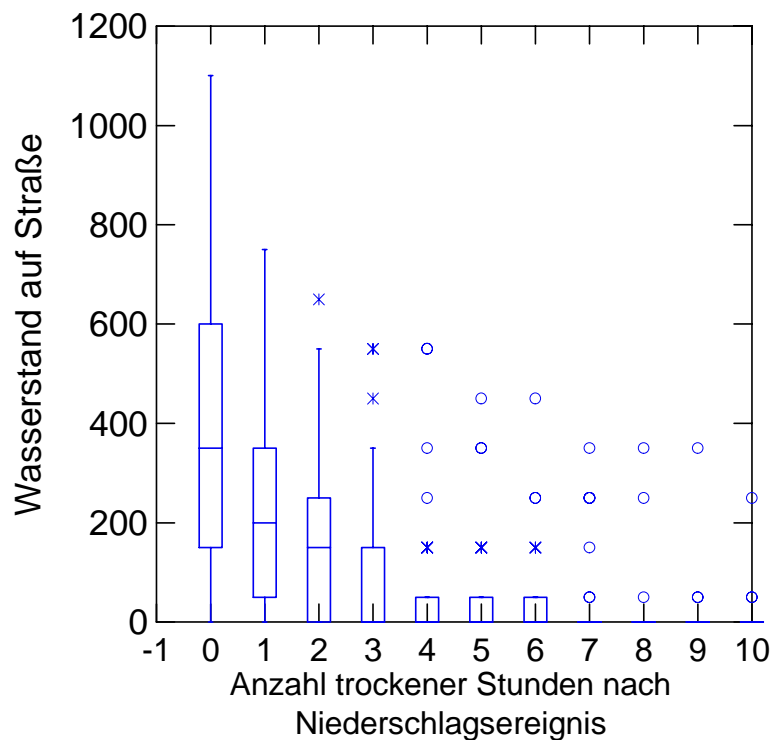


Abb. 6.3: Box-Plots des Wasserstandes [ $\mu\text{m}$ ] auf dem Jagtvej in Abhängigkeit von der Anzahl trockener Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis für die Werkzeuge im Sommerhalbjahr. Auswertzeitraum 2004.

Dass die PM<sub>10</sub>-Emissionen von der Feuchte der Straßenoberfläche abhängig sind, zeigt die **Abb. 6.4**. Dort ist der Quotient aus PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung in Abhängigkeit von der Höhe des Wasserstandes auf der Straße dargestellt. Es zeigt sich, dass der höchste Quotient (PM<sub>10</sub>-Emission) bei trockener Straße (Wasserstand = 0  $\mu\text{m}$ ) auftritt. Bereits bei 50  $\mu\text{m}$  ist ein Rückgang zu verzeichnen, der sich ab einem Wasserstand von ca. 200  $\mu\text{m}$  noch einmal verstärkt.

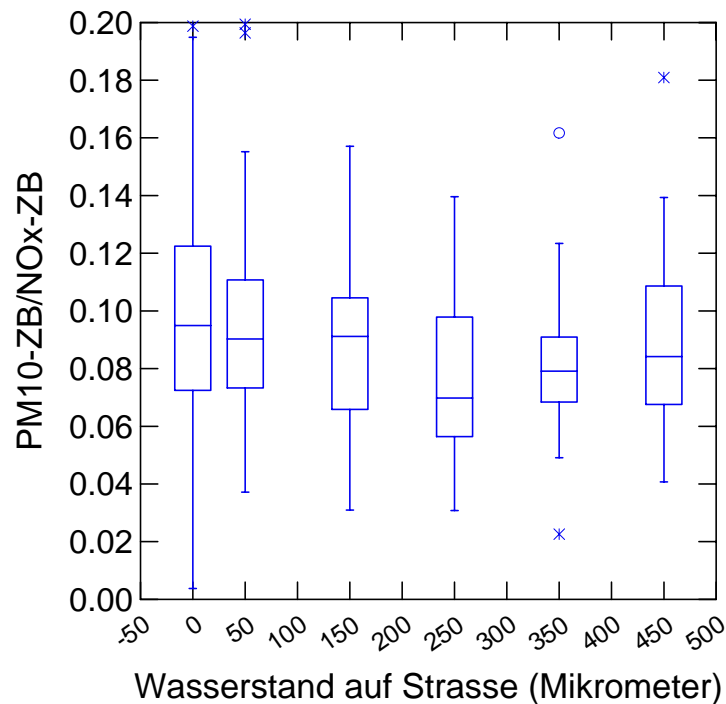


Abb. 6.4: Box-Plots des Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung an der Station Jagtvej in Abhängigkeit des Wasserstandes [µm] auf dem Jagtvej für die Werk-tage im Sommerhalbjahr. Auswertzeitraum 2004.

In der **Abb. 6.5** sind die Situationen an mehreren Tagen dargestellt. **Abb. 6.5** (oben) zeigt typische Tagesgänge für eine trockene Periode. Der Quotient aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung variiert an diesem Wochenende etwa zwischen 0.03 und 0.09 und steigt dann am Montag früh wegen des stark einsetzenden Verkehrs sprunghaft an, um am Nachmittag einen Wert von ca. 0.4 zu erreichen. Gegen Abend ist dann ein starker Rückgang zu verzeichnen.

**Abb. 6.5** (unten) zeigt Tagesgänge für eine nasse Periode. Der Quotient aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung variiert ebenfalls etwa zwischen 0.03 und 0.09. Die Fahrbahn ist wegen des häufigen Regens fast durchgängig nass. Der starke Anstieg am Nachmittag, der in der trockenen Periode für den Werktag beobachtet wurde bleibt hier aus. Dagegen wurde nach Wiedereinsetzen des Regens ein deutlicher Rückgang festgestellt.

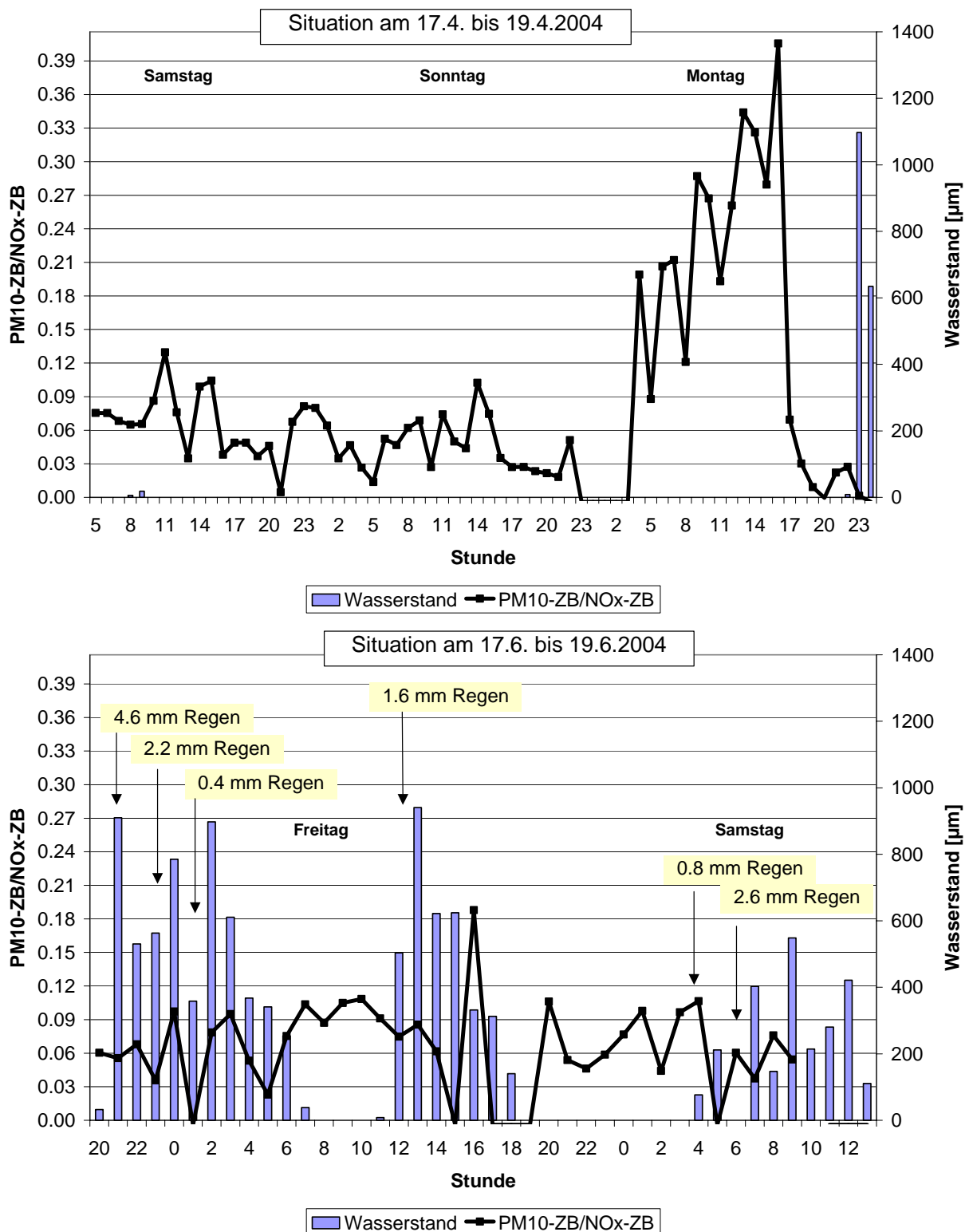


Abb. 6.5: Tagesgänge des Quotienten aus  $PM_{10}$ - und  $NO_x$ -Zusatzbelastung sowie die Höhe des Wasserstandes auf dem Jagtvej. Man vergleiche die Quotienten insbesondere am trockenen Werktag (oben) mit nassem Werktag (unten).



## 6.2 Einfluss der Windgeschwindigkeit

Der Zusammenhang zwischen den PM10-Zusatzbelastungen bzw. des Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung und der Überdachwindgeschwindigkeit ist in der **Abb. 6.6** dargestellt. Es zeigt sich, dass erwartungsgemäß die Zusatzbelastung mit zunehmender Windgeschwindigkeit abnimmt. Im Quotienten der Zusatzbelastungen, welcher ein Maß für PM10-spezifische Emissionseinflüsse ist, stellt sich keine eindeutige Abhängigkeit ein. In der Windgeschwindigkeitsklasse 1.5 m/s (1.4 bis 1.8 m/s) deutet sich eine leichte Erhöhung an.

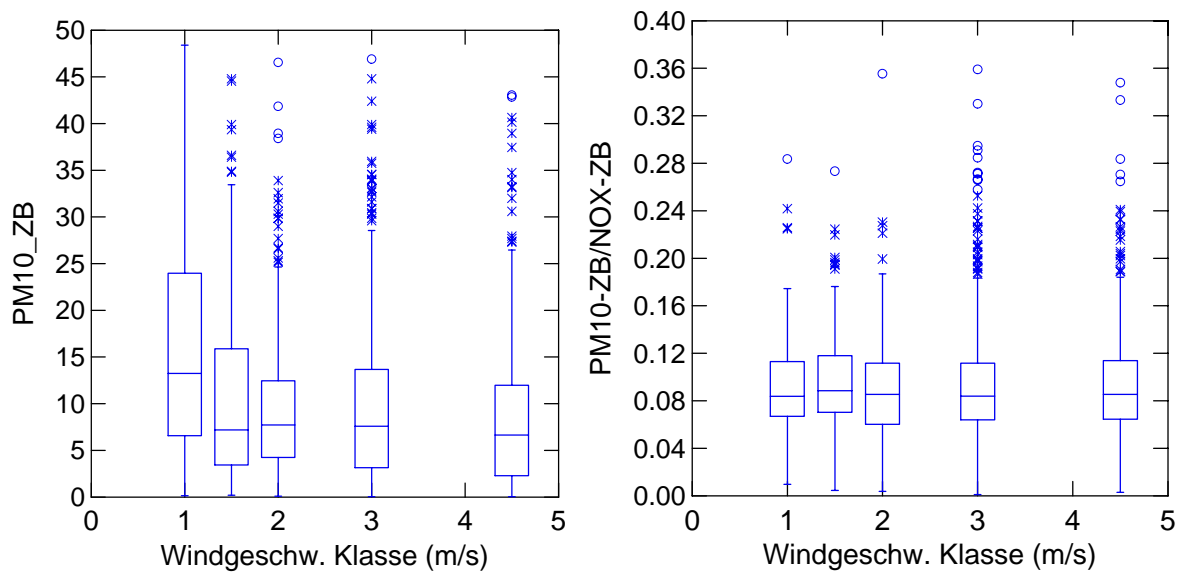


Abb. 6.6: Box-Plots der PM10-Zusatzbelastung (links) und des Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung (rechts) an der Station Jagtvej in Abhängigkeit von der Überdachwindgeschwindigkeit für die Werktage im Sommerhalbjahr. Auswertzeitraum 2004.

Um auszuschließen, dass dies durch Querkorrelationen zur Windrichtung bzw. zum Niederschlag bedingt ist, wurde diese Auswertung unter den Bedingungen „trockene Fahrbahn“ und Wind aus dem „Windrichtungssektor 80° bis 120°“ (Queranströmung, Messstelle in Lee) bzw. „Windrichtungssektor 180° bis 220°“ (Längsanströmung) wiederholt. Dies ist in der **Abb. 6.7** dargestellt.

Es ist in dieser Auswertung keine eindeutige Abhängigkeit zu erkennen.

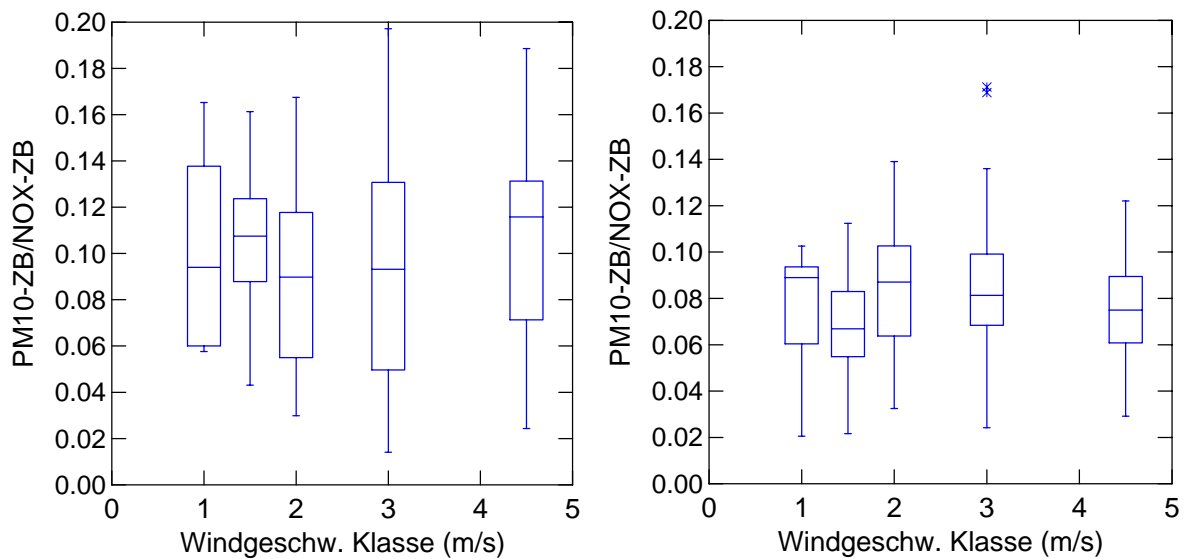


Abb. 6.7: Box-Plots des Quotienten aus PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung bei Queranströmung (links) bzw. Längsanströmung (rechts) jeweils bei trockener Fahrbahn an der Station Jagtvej in Abhängigkeit von der Überdachwindgeschwindigkeit für die Werktage im Sommerhalbjahr. Auswertzeitraum 2004.

#### Fazit:

Der Wasserstand auf der Straße beeinflusst die PM10-Zusatzbelastungen und die PM10-Emissionen. Nach einem Regenereignis trocknet die Fahrbahn des Jagtvej im Sommer im Mittel nach ca. 7 Stunden ab. Ein Minderungseffekt ist im Mittel ca. 3 bis 5 Stunden zu beobachten.

Es konnte keine Abhängigkeit des Quotienten der PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen, als Maß für PM10-spezifische Emissionsverhältnisse, von der Windgeschwindigkeit bei trockener Fahrbahn festgestellt werden.

## 7 ZUSAMMENFASSUNG

Das Gesamtziel dieses Forschungsprojektes bestand darin, die Kenntnisse auf dem Gebiet der straßenverkehrsbedingten PM10-Emissionen und -Immissionen, in Abhängigkeit von relevanten Einflussgrößen wie Meteorologie, Straßenzustand sowie Fahrzeuggeschwindigkeiten auszubauen.

Im Rahmen der Umsetzung des Projektes erfolgte zunächst eine weltweite Literaturrecherche. Auf Basis von Immissionsmessdaten an 3 Straßenabschnitten (B 10 bei Karlsruhe, Merseburger Straße in Halle und Jagtvej in Kopenhagen) wurde der Einfluss meteorologischer Parameter auf die PM<sub>x</sub>-Konzentrationen bzw. -Emissionen untersucht.

### 7.1 Einfluss meteorologischer Parameter

#### Literaturlauswertung

Meteorologische Größen haben einen großen Einfluss auf die an Messstationen gemessenen PM10-Konzentrationen. Dies gilt insbesondere auch an verkehrsbeeinflussten Messstellen. Dort ist der meteorologische Einfluss auf die PM10-Konzentrationen deutlich größer als z. B. bei NO<sub>x</sub>. Dies liegt zum Einen an den deutlich größeren Anteil der PM10-Hintergrundbelastung (50 bis 70 %) an der z. B. in einer Straßenschlucht gemessenen Gesamtbelastung als bei NO<sub>x</sub> (20 bis 40 %). Zum Anderen liegt dies an der Emissionsstruktur (bei PM10 ein hoher Anteil an diffusen Quellen) und zum Anderen an den stofflichen Eigenschaften (PM10 = Partikel, NO<sub>x</sub> = Gas). Diese Einflüsse machen sich in einer deutlich stärkeren kurzzeitigen Variation (von Stunde zu Stunde bzw. Tag zu Tag) bemerkbar. Es gibt aber beim PM10 auch stärkere Schwankungen im Jahresmittel als bei anderen gasförmigen Schadstoffe.

Wichtigste meteorologische Einflussgrößen sind nach der Literaturlauswertung die Windverhältnisse, die Niederschlagshäufigkeit (weniger die Menge) und insbesondere die Länge von Trockenperioden und die thermische Schichtung (Inversion, Mischungsschichthöhe).

Der Einfluss der thermischen Schichtung innerhalb einer Straßenschlucht ist durch die mechanische Turbulenz infolge der Fahrzeugbewegungen und der Gebäudeumströmung stark unterdrückt, spielt aber für die Hintergrundbelastung (regional, städtisch) eine entscheidende Rolle. Da deren Einfluss auf die Hintergrundbelastung insbesondere mit der Wechselwirkung

zu anderen Größen, wie Temperatur, Globalstrahlung, Luftdruck etc., derzeit modelltechnisch nur unzureichend beschrieben werden kann, muss für Wirkungsanalysen (Einfluss Fahrzeuggeschwindigkeit, Einfluss Fahrbahnzustand etc.) die Hintergrundbelastung von der in der Straßenschlucht gemessenen Gesamtbelastung separiert werden. Der verbleibende lokale Verkehrsbeitrag muss dann möglichst unter Berücksichtigung der im Untersuchungszeitraum gemessenen Windverteilung in einem möglichst großen Mittelungszeitraum (idealerweise ein Jahr, mindestens mehrere Monate) analysiert werden.

Da z. B. die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen deutlich von verkehrlichen Variationen und ebenfalls von mechanischen (Wind) und thermischen Ausbreitungsbedingungen (Stabilität) beeinflusst werden, werden die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen häufig als Tracer für diese Einflussgrößen verwendet. Der Quotient aus  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen weist dann auf  $\text{PM}_{10}$ -spezifische Emissions- bzw. -Ausbreitungsbedingungen hin.

Für kleine Mittelungszeiten (z. B. Tagesmittelwerte) können Zusatzbelastungen, an den der Einfluss von verkehrlichen Parametern untersucht werden sollen, nur miteinander verglichen werden, wenn die meteorologischen Bedingungen im Mittelungszeitraum und einigen Tagen zuvor gleich waren.

#### Eigene Auswertungen von Messdaten

Umfangreiche Datenauswertungen konnten für die B 10 bei Karlsruhe, die Merseburger Straße in Halle und den Jagtvej in Kopenhagen in Verbindung mit jeweils repräsentativen städtischen Hintergrundmessstellen durchgeführt werden. Die Datenlage erlaubte sowohl das Studium des Einflusses der Gesamtbelastung, der Zusatzbelastung (Verkehrsstation minus städtischem Hintergrund) sowie der mittels  $\text{NO}_x$ -Tracermethode abgeleiteten  $\text{PM}_{10}$ - bzw.  $\text{PM}_{2.5}$ -Emissionen. Da die umfangreichsten Datenauswertungen an der Merseburger Straße durchgeführt werden konnten und die Ergebnisse an den anderen beiden Straße ähnliche Ergebnisse zeigten, werden im folgenden stellvertretend die Resultate für die Merseburger Straße erläutert.

Es konnten erwartungsgemäß deutliche Abhängigkeiten der  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen von meteorologischen Parametern beobachtet werden. Dabei gibt es aber auch eine Vielzahl von Korrelationen der meteorologischen Kenngrößen untereinander, sodass aus der tendenziellen Abhängigkeit der Partikelbelastung von einer meteorologischen Kenngröße unmittelbar nicht auf dessen Ursache/Wirkungsbeziehung geschlossen werden kann.

Die stärksten meteorologischen Einflüsse auf die *PM10-Gesamtbelastungen* gehen von den vertikalen Austauschbedingungen (Indikator war hier z. B. der vertikale Temperaturgradient), von der Anzahl niederschlagsloser Tage seit dem letzten Niederschlagsereignis und der Windgeschwindigkeit aus.

Die stärksten meteorologischen Einflüsse auf die *PM10-Zusatzbelastungen* gehen von der Windgeschwindigkeit- und -richtung sowie von den Temperaturen aus.

Bei den *PM10-Emissionsfaktoren* zeichnet sich für die Werktage mit Niederschlag im Mittel ein ca. 30 % geringerer Wert ab als an den trockenen Werktagen. Diese Abnahme ist signifikant. Die *PM10-Emissionsfaktoren* an den ersten drei trockenen Tagen nach einem Niederschlagsereignis sind gleich, zeigen also keine Zunahme mit andauernder Trockenheit. Bei den *PM2.5-Emissionen* ist dieser Minderungseffekt durch Niederschlag nicht zu verzeichnen.

Eine Bindung des Staubes im Straßenraum bei hoher Luftfeuchtigkeit konnte nicht festgestellt werden.

Während die *PM2.5-Emissionsfaktoren* (Motoremissionen) unabhängig von der Jahreszeit sind, nimmt die Emission der Partikelfraktion *PM2.5* bis *PM10* im Winterhalbjahr deutlich (über 100 %) zu. Ursachen könnten das Einbringen von Streugut und vermehrte Schmutzeinträge auf die Straße sein. Im Winterhalbjahr sind auch die *PM10-Emissionsfaktoren*, wie erwartet, von den Austauschbedingungen unabhängig und liegen jeweils deutlich (Faktor zwei) höher als im Sommerhalbjahr. Dieser Anstieg der *PM10-Emissionen* unter winterlichen Bedingungen könnte auch erklären, warum die *PM10-Emissionsfaktoren* im Unterschied zu *PM2.5* bei niedrigen Tagesmitteltemperaturen deutlich höher sind als bei hohen Temperaturen. Der hohe Anstieg der *PM10-Konzentrationen* während (winterlicher) austauscharmer Inversionswetterlagen könnte somit sowohl von den schlechten Austauschbedingungen als auch von deutlich höheren nicht motorbedingten *PM10-Emissionen* beeinflusst sein.

Am Jagtvej konnten mittels Sensor auch die Höhe des Wasserstandes auf der Fahrbahn untersucht werden. Hierbei konnte festgestellt werden, dass der Wasserstand auf der Straße die Höhe der *PM10-Zusatzbelastungen* und die der *PM10-Emissionen* beeinflusst. Nach einem Regenereignis trocknet die Fahrbahn des Jagtvej im Sommer im Mittel nach ca. 7 Stunden komplett ab. Ein Minderungseffekt in den Emissionen ist im Mittel ca. 3 bis 5 Stunden nach dem Regenereignis zu beobachten.

Es konnte am Jagtvej keine Abhängigkeit des Quotienten der PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen, als Maß für PM10-spezifische Emissionsverhältnisse, von der Windgeschwindigkeit bei trockener Fahrbahn festgestellt werden.

## 7.2 Abgeleitete Emissionsfaktoren

Im Auswertzeitraum 2002 bis 2004 konnten für die Merseburger Straße bei einem mittleren LKW-Anteil von 5 % und einer tagesmittleren Verkehrssituation „HVS2 (Hauptverkehrsstraße vorfahrtsberechtigt, geringe Störungen)“ bei gutem Asphaltbelag mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode folgende Emissionsfaktoren im Wochenmittel abgeleitet werden:

für PM10	117 mg/(km Fzg) und
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 28 mg/(km Fzg)	
für PM10-Auf/Ab	89 mg/(km Fzg) bzw.
für PM2.5	38 mg/(km Fzg)
nach Abzug der motorbedingten Emissionen von 28 mg/(km Fzg)	
für PM2.5-Auf/Ab	10 mg/(km Fzg).

## 8 LITERATUR

- Anke, K., Sähn, E., Klinger, M. (2002): Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen. Fraunhofer Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme Dresden, Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Geologie Sachsen, September 2002.
- Anke, K., Sähn, E., Klinger, M. (2004a): Auswertung der Immissions- und Verkehrsdaten an der BAB A5 (Kenzingen, Holzhausen) mit Screeningfunktionen. Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, März 2004.
- Anke, K., Sähn, E., Klingner, M. (2004b): Statistische Quellgruppenanalyse für die PM<sub>10</sub>-Belastung in sächsischen Ballungsräumen. Fraunhofer Institut, Verkehrs- und Infrastruktursysteme. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Mai 2004.
- Anke, K., Klingner, M., Sähn, E., Wolf, U. (2005): Intensität und Nachwirkung meteorologischer Einflussfaktoren auf die PM<sub>10</sub>-Konzentration. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Januar/Februar 2005, Springer-VDI-Verlag, S. 41-48.
- BAST (2005): PM<sub>10</sub>-Emissionen an Außerortsstraßen mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
- BAST (2006b): PM<sub>x</sub>-Belastungen an BAB. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (Baum, A., Hasskelo, H., Becker, R., Weidner, W.), Verkehrstechnik Heft V 137. ISBN 3-86509-449-x. Bergisch Gladbach, März 2006.
- Baumbach, G., Dreher, W., Pesch, P. (2006): Identifikation von Feinstäuben aus dem Verkehr - Ergebnisse aus einem Stuttgart-Neckartor-Projekt -. Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart - ALS, Jahresbericht 2006, Fachthema: Verkehr und Luftreinhaltung.
22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft -

- 
22. BImSchV). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2007 Teil I Nr. 25, ausgegeben zu Bonn am 12. Juni 2007.
- Bruckmann, P., Wurzler, S., Mildenerger, K. (2006): Die Episode hoher Staubkonzentrationen in Januar und Februar 2006. Landesumweltamt NRW, Essen. Immissionsschutz 2/06, S. 64 - 72.
- BUWAL (2001): Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen; Umwelt-Materialien Nr. 136; ausgearbeitet durch Electrowatt Engineering AG; im Auftrag des BUWAL; Bern 2001.
- Friedrich, U (2003): Einfluss von Niederschlag auf die PM10-Schwebstaubkonzentration. Bericht des LUA Brandenburg, siehe [http://www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/de/werkstatt\\_feinstaub/download/abg/regeneinfluss\\_nauen.pdf](http://www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/de/werkstatt_feinstaub/download/abg/regeneinfluss_nauen.pdf).
- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003. [www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1](http://www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1).
- Grivas, G. Chaloulakou, A. (2006): Artificial neural network models for prediction of PM<sub>10</sub> hourly concentrations, in the Greater Area of Athens, Greece. Atmospheric Environment 40 (2006), 1216 - 1229.
- Goyal, P., Chan, A. T., Jaiswal, N. (2006): Statistical models for the prediction of respirable suspended particulate matter in urban cities. Atmospheric Environment 40 (2006), 2068 - 2077.
- Harrison, R.M., Jones, A.M., Barrowcliffe, R. (2004): Field study of the influence of meteorological factors and traffic volumes upon suspended particle mass at urban roadside sites of differing geometries. In: Atmospheric Environment 38, 6361 - 6369.
- Hoffmann, T. (2007): Statistische Modelle zur täglichen Prognose der PM10-Konzentrationen - Überblick über verfügbare Systeme, Sensitivitätsstudie und Anwendungsprogrammierung. Diplomarbeit am Lehrstuhl Physische Geografie der TU Dresden. Juni 2007.



- 
- Holst, T., Rost, J., Mayer, H. (2006a): Meteorologische Analyse der Feinstaubepisode im Januar 2006 im südöstlichen Baden-Württemberg. Meteorologisches Institut der Universität Freiburg im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, Freiburg, im Mai 2006.
- Holst, T., Rost, J., Mayer, H. (2006b): Analyse der lokalen Austauschbedingungen während der Feinstaubepisode Januar 2006. Meteorologisches Institut der Universität Freiburg im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Freiburg, im Mai 2006.
- Hörmann, S., Pfeiler, B., Stadlober, E. (2005): Analysis and Prediction of Particulate Matter PM10 for the Winter Season in Graz. AUSTRIAN JOURNAL OF STATISTICS, Volume 34 (2005), Number 4, 307 - 326.
- Hussein, T., Karppinen, A., Kukkonen, J., Härkönen, J., Aalto, P. P., Hämeri, K., Kerminen, V.-M., Kulmala, M. (2006): Meteorological dependence of size-fractionated number concentrations of urban aerosol particles. Atmospheric Environment, 40 (2006) 1427 - 1440.
- IFEU (2007): Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung, Teilbericht: Motorbedingte PM<sub>x</sub>-Emissionen. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Knörr, W. und Kutzner, F.). 13. Juli 2007. Bericht im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen.
- Janhäll, S., Olofson, F. G., Andersson, P. U., Pettersson, J. B. C., Hallquist, M. (2006): Evolution of the urban aerosol during winter temperature inversion episodes. Atmospheric Environment 40 (2006) 5355 – 5366.
- Ketzel, M. (2006): Persönliche Mitteilung von Dr. M. Ketzel (NERI, Roskilde), Juni 2006.
- Klingner, M., Sähn, E., Anke, K., Holst, T., Rost, J., Mayer, H., Ahrens, D. (2006): Reduktionspotenziale verkehrsbeschränkender Maßnahmen in Bezug zu meteorologisch bedingten Schwankungen der PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Immissionen. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 66 (2006) Nr. 7/8 - Juli/August, 326 - 334.
- Kukkonen, J., Pohjola, M., Sokhi, R.S., Luhana, L., Kitwiroon, N., Fragkou, L., Rantamäki, M., Berge, E., Ødegaard, V., Slørdal, L.H., Denby, B., Finardi, S. (2005): Analysis and

---

evaluation of selected local-scale PM10 air pollution episodes in four European cities: Helsinki, London, Milan and Oslo. *Atmospheric Environment* 39, 2759-2773.

Lenschow, P., Abraham, H.J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J.-D., Reichenbacher, W. (2001): Some ideas about the sources of PM10, *Atmospheric Environment* 35 (1001) 23-33.

Lohmeyer (2003a): Quantifizierung der PM10-Emissionen durch Staubaufwirbelungen und Abrieb von Straßen auf Basis vorhandener Messdaten. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe unter Mitarbeit von UMEG Karlsruhe und IFEU Heidelberg. Projekt 1772, Februar 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Umwelt und Verkehr, Stuttgart. Herunterladbar unter [www.lohmeyer.de/literatur.htm](http://www.lohmeyer.de/literatur.htm).

Lohmeyer (2004a): FE 2.222/2002/LRB PM10-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70016-03-10, Juni 2004. Schlussbericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Lohmeyer (2004b): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. Projekt 2546, November 2004. Gutachten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Herunterladbar unter <http://www.lohmeyer.de/Literatur.htm>.

Lohmeyer (2006): Entwicklung eines Prognosemodells für Feinstaubkonzentrationen an verschiedenen Messorten des Luftüberwachungssystems Sachsen-Anhalt (LÜSA). Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70250-05-10, Juni 2006. Gutachten im Auftrag von: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Außenstelle Magdeburg.

Lutz, M. (2002): Erster Versuch einer Quellenzuordnung für PM10 in Berlin, in „PMX-Quellenidentifizierung: Methoden und Ergebnisse“, Eds. U. Quass und T.A.J. Kuhlbusch, Duisburg, 79-91.

Neto, J., Torres, P., Ferreira, F. , Boavida, F. (2005): LISBON AIR QUALITY FORECAST USING STATISTICAL METHODS.

Palmgren, F., Wahlin, P., Berkowicz, R., Ketzel, M., Illerup, J. B., Nielsen, M., Winther, M., Glasius, M., Jensen, B. (2003): Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460.

[http://www.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrappporter/rapporter/FR460.PDF](http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR460.PDF).

Sähn, E., Klingner, M. (2006): Auswirkungen ordnungsrechtlicher Verkehrsmaßnahmen auf die lokale Feinstaubbelastung unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Fraunhofer Institut Verkehrs- und Infrastruktursysteme im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Dresden, September 2006.

Schulze, E. (2002): Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin. Einfluss von Regen und Luftfeuchte auf die PM10-Emission und -Immission. Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geografin.

Weber, S., Kuttler, W., Weber, K. (2006): Flow characteristics and particle mass and number concentration variability within a busy urban street canyon. *Atmospheric Environment* 40 (2006) 7565 – 7578.

Zhao, H., Zheng, C. (2006): Monte Carlo solution of wet removal of aerosols by precipitation. *Atmospheric Environment* 40 (2006) 1510 - 1525.

## **Teil B1:**

# **Motorbedingte PMx-Emissionen**

Wolfram Knörr  
Frank Kutzner

ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH  
Heidelberg

---

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Hintergrund</b> .....	<b>341</b>
<b>2</b>	<b>Aktualisierung der Flottenzusammensetzung</b> .....	<b>343</b>
2.1	Neue Emissionsfaktoren des HBEFA 2.1.....	343
2.2	Aktualisierte Flottenzusammensetzung in TREMOD 4.....	344
2.3	Einfluss der geänderten Flottenzusammensetzung auf die Emissionen.....	346
2.4	PKW-Flottenzusammensetzung an den Messorten.....	347
<b>3</b>	<b>Ergänzung der Emissionsfaktoren</b> .....	<b>349</b>
3.1	EC-Gehalt der Partikelemissionen.....	349
3.2	Ableitung von PM-Emissionsfaktoren für Otto-Pkw.....	349
3.2.1	Einflussfaktoren.....	350
3.2.2	Abschätzung auf Basis vorhandener Messdaten.....	351
3.3	Emissionsfaktoren für Tempo 30-Zonen.....	351
<b>4</b>	<b>Berechnung der Emissionen</b> .....	<b>353</b>
4.1	B10 bei Karlsruhe.....	354
4.2	Bergstraße in Dresden.....	354
4.3	Bergstraße in Erfurt.....	356
4.4	Berliner Straße in Nauen.....	357
4.5	Lützener Straße in Leipzig.....	357
4.6	Merseburger Straße in Halle.....	358
<b>5</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>359</b>
<b>Anhang 1</b>	<b>Bestandsanpassung</b> .....	<b>361</b>
<b>Anhang 2</b>	<b>PM-Emissionsfaktoren für Otto-Pkw</b> .....	<b>362</b>

## 1 Hintergrund

In zahlreichen Bundesländern wurden die seit dem 1.1.2005 gültigen Grenzwerte der 22. BImSchV für PM<sub>10</sub> überschritten. Dies fand besonders an verkehrsnahen Messstellen statt. Somit besteht großer Handlungsbedarf zur Reduktion der Schadstoffkonzentrationen.

Der genaue Einfluss zahlreicher Faktoren (Straßenzustand, meteorologische Parameter und Fahrzeuggeschwindigkeit) auf die Höhe der Immission ist bisher nicht hinreichend bekannt. Für eine effektive Maßnahmenplanung ist eine genauere Kenntnis dieser Faktoren notwendig.

In diesem Forschungsprojekt sollen deshalb der Einfluss der oben genannten Faktoren auf die Höhe der Immissionskonzentration genauer untersucht werden. Der hier vorliegende Teilbericht beschreibt die Ableitung der motorbedingten NO<sub>x</sub>- und PM-Emissionen.

### Arbeitspunkte und Vorgehen

In der vom Ingenieurbüro Lohmeyer durchgeführten Studie werden zahlreiche Ansätze verwendet, um den Einfluss der verschiedenen Faktoren auf die Immissionskonzentration genauer zu untersuchen. Bei einigen dieser Ansätze – insbesondere der so genannten „NO<sub>x</sub>-Tracer-Methode“ [Lohmeyer (2003), Lohmeyer (2004)] – sind Emissionsberechnungen der Auspuffemissionen des motorisierten Straßenverkehrs notwendig.

Das IFEU-Institut führt im Rahmen dieser Studie Emissionsberechnungen mit TREMOD [IFEU (2005)] bzw. dem Handbuch Emissionsfaktoren [INFRAS (2004)] durch. Damit ist gewährleistet, dass aktuelle Erkenntnisse bei der Entwicklung der motorbedingten Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in das Projekt einfließen.

Auf Basis der von Büro Lohmeyer bzw. der TU Dresden gelieferten Verkehrsdaten führt IFEU eine Berechnung der Abgasemissionen des Kraftfahrzeugverkehrs von NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> und EC (elementarem Kohlenstoff) durch.

Die von Büro Lohmeyer bzw. der TU Dresden aufbereiteten Verkehrsdaten beinhalten eine Differenzierung der Verkehrsmengen (Fahrzeuge/Zeiteinheit an einer Stelle)

- nach Fahrzeugart (Pkw, Schwere Nutzfahrzeuge, Leichte Nutzfahrzeuge)
- und Verkehrssituation (analog den Verkehrssituationen des Handbuchs Emissionsfaktoren).

Auf dieser Basis werden die mittleren motorbedingten Emissionen (g/Jahr) des jeweiligen untersuchten Abschnittes ermittelt.

### Flottenzusammensetzung

Die Fahrzeugflotte setzt sich aus Fahrzeugen unterschiedlichen Alters und Emissionsverhalten zusammen. Diese Zusammensetzung hängt sehr dynamisch von den Randbedingungen (z.B. Förderung von Dieselpartikelfiltern, Steuerunterschiede Otto- und Dieseldieselfkraftstoff) und damit dem Verhalten der Kfz-Nutzer ab. In TREMOD wird diese Zusammensetzung laufend entsprechend der aktuellen Studien und Statistiken aktualisiert.

Für die Berechnungen der Emissionen soll die aktuellste verfügbare Version der Bestandeszusammensetzungen in TREMOD verwendet und durch evtl. lokal verfügbare spezielle Daten ergänzt werden.

### **Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel**

Die Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel werden in TREMOD laufend fortentwickelt. Dabei werden die Ergebnisse von nationalen als auch internationalen Messprogrammen berücksichtigt. Schon heute zeigen sich Unterschiede in der Höhe der Emissionsfaktoren aus dem „Handbuch Emissionsfaktoren“ und der aktuellsten Version von TREMOD.

Für die Berechnungen soll die aktuellste verfügbare Version der Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und Dieselpartikel zur Ermittlung der Emissionen aller Fahrzeugklassen nach der im Handbuch Emissionsfaktoren abgelegten Systematik der Verkehrssituationen für die in den ausgewählten Straßen vorkommenden Verkehrssituationen ermittelt werden.

### **Emissionsfaktoren für Otto-Partikel und EC (Elementarer Kohlenstoff)**

Weder im Handbuch Emissionsfaktoren noch in TREMOD sind bisher Emissionsfaktoren für Otto-Partikel und EC ausgewiesen. Die bisherigen Untersuchungen berücksichtigen die Emissionen von Otto-Partikel nicht – damit kommt es evtl. zu einer Überschätzung der Wiederaufwirbelungsemissionen.

EC wird als ein guter Tracer für Partikelabgase von Kraftfahrzeugen angesehen [IFEU 2000]. Deshalb sollen zusätzlich Untersuchungen zum Emissions- und Immissionsverhalten von EC durch Büro Lohmeyer durchgeführt werden.

IFEU bearbeitet zur Ermittlung von Emissionsfaktoren zu den Emissionen von Otto-Partikeln und EC die neueste nationale und internationale Literatur bzw. startet eine entsprechende Umfrage unter den einschlägig bekannten Messinstituten. Darauf aufbauend werden die Emissionen von Otto-Partikel und EC für die ausgewählten Straßenabschnitte ermittelt.

## 2 Aktualisierung der Flottenzusammensetzung

Mit der neuen Version TREMOD 4 wurden umfangreiche Änderungen an den Basisdaten und Annahmen durchgeführt. Diese Änderungen betreffen beim Straßenverkehr fast alle Parameter, die zur Emissionsberechnung erforderlich sind. Die wichtigsten Änderungen werden im Folgenden zusammengefasst:

### 2.1 Neue Emissionsfaktoren des HBEFA 2.1

In der neuen Version des „Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1“ wurde die Datenbasis für Emissionsfaktoren umfangreich aktualisiert. Die wichtigsten Änderungen gegenüber der HBEFA-Version 1.2, die auch Basis von TREMOD 3.1 war, sind im Folgenden aufgelistet. Nähere Erläuterungen befinden sich in der HBEFA-Dokumentation [INFRAS (2004)]:

PKW:

- Emissionsfaktoren auf der Basis neuer Emissionsmessungen bis EURO 3 (Otto) bzw. EURO 2 (Diesel)
- Neue Abhängigkeiten des Kaltstartzuschlags von der Außentemperatur für Otto-Pkw EURO 2 und neue Distanzabhängigkeiten

Leichte Nutzfahrzeuge (LNF):

- Neu werden für alle Konzepte die Größenklassen „M1+N1-I“, „N1-II“ sowie „N1-III“ unterschieden (bisher: keine Unterscheidung der Größenklassen).
- Neu werden alle Emissionsfaktoren für einen mittleren Beladungsgrad von 30% (bisher: 0%) angegeben.
- Neue Emissionsmessungen bis EURO 2 (Otto) bzw. EURO 1 (Diesel).
- Neue Anhängigkeiten des Kaltstartzuschlags von der Außentemperatur für Otto-LNF EURO 2 und neue Distanzabhängigkeiten.

Motorisierte Zweiräder:

- Vollständige Überarbeitung aller Emissionsfaktoren, inklusive älterer Konzepte.
- Aufnahme der künftigen Norm EURO 3
- Neuberechnung der HC-Emissionen infolge Tankatmung und Verdampfung nach Motorabstellen

Schwere Nutzfahrzeuge (SNF)/Busse:

- Vollständige Überarbeitung aller Emissionsfaktoren, auch der älteren Konzepte.
- Neue Messungen der Motorkennfelder für EURO 1, EURO 2 und EURO 3 – in Zusammenarbeit mit COST 346 und ARTEMIS (bisher: neueste Messungen repräsentierten die Schicht „80er Jahre“).

Weitere Änderungen:

- Die Schadstoffe N<sub>2</sub>O und NH<sub>3</sub> sind neu festgelegt und abhängig von der Straßenkategorie (Autobahn, außerorts, innerorts).
- Der Einfluss schwefelfreien Kraftstoffes auf die Emissionen wurde integriert (nach Abschätzungen des Umweltbundesamtes, im HBEFA 2.1 wurde ein davon abweichender



Ansatz verwendet).

- Überarbeitung des Kraftstoffverbrauchs der PKW in Anlehnung an die Verbrauchsmessungen bzw. die CO<sub>2</sub>-Emissionen von Neufahrzeugen der letzten Jahre.

## 2.2 Aktualisierte Flottenzusammensetzung in TREMOD 4

Für das HBEFA 2.1 lagen verschiedene Basisdaten zu den aktuellen Fahrzeugbeständen und den Fahrleistungen in Deutschland zum Zeitpunkt der Erstellung im Spätjahr 2003 noch nicht vor. Diese Aktualisierungen konnten erst in TREMOD 4 berücksichtigt werden. Die wichtigsten Änderungen sind in den folgenden Abschnitten dokumentiert (weitere Details in [IFEU (2005)]).

### Fahrzeugbestände

In der TREMOD-Version 4 wurden gegenüber dem HBEFA 2.1 die Fahrzeugbestände aktualisiert. Dafür stand eine Auswertung zur Verfügung, die das Kraftfahrt-Bundesamt im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen für TREMOD durchgeführt hat. Für die einzelnen Fahrzeugkategorien ergaben sich dadurch folgende Anpassungen:

PKW:

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; bei Diesel-Pkw wird jetzt wie bei Otto-Pkw in drei Größenklassen differenziert; der Anteil an Diesel-Pkw ist nun 2003 bereits höher als bisher abgeschätzt.
- Aktualisierung der Fortschreibung im Basisszenario mit höherem Anteil der Diesel-Pkw an den Neuzulassungen und aktuellen Überlebensraten; Zukünftig weiterer Trend zur Verlängerung der Lebensdauer von Pkw aufgrund höherer Überlebensraten der Altersjahrgänge 14 bis 28.
- Berücksichtigung von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen ab 2005.

LNF:

- Differenzierung in drei Größenklassen entsprechend der Emissionsgesetzgebung
- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der neuen KBA-Daten musste insbesondere die bisher geschätzte Schichtzusammensetzung modifiziert werden.

Motorisierte Zweiräder:

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der KBA-Auswertung konnte der bisher geschätzte Anteil der 2-Takt- bzw. 4-Takt-Fahrzeuge bestimmt und der TREMOD-Datensatz aktualisiert werden. Die aktualisierten Bestandsdaten enthalten nun einen geringeren Anteil an 2-Takt-Fahrzeugen als bisher.

Schwere Nutzfahrzeuge:

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; aufgrund der KBA-Auswertung gab es geringe Verschiebungen in den Anteilen der Emissionsstandards.

Busse:

- Aktualisierung der Bestandsdaten und Schichtzusammensetzung; leider liefert die KBA-Statistik kein verlässliches Kriterium für die Aufteilung des Bestands nach Linien- und Reisebussen, so dass diese Zuordnung wie bisher geschätzt werden musste.

## Neue Fahrleistungsdaten

Die Untersuchungen zur Mobilität in Deutschland 2002 mit der darauf basierenden Fahrleistungserhebung brachten neue Erkenntnisse zur Fahrleistung der einzelnen Fahrzeugkategorien und zur Zusammensetzung der Fahrleistungen innerhalb einer Kategorie (Details siehe in [IFEU (2005)]. Auch hierzu die wichtigsten Änderungen:

PKW:

- Die Zeitreihe der Pkw-Gesamtfahrleistung wurde modifiziert; sie liegt nun ab 1995 und insbesondere ab 2000 höher als bisher, vor 1994 niedriger, entsprechend dem Verlauf in „Verkehr in Zahlen 2004/2005“
- Die mittlere Jahresfahrleistung der Pkw nach Antriebsart und Alter wurde entsprechend den Ergebnissen der Fahrleistungserhebung 2002 angepasst: Diesel-Pkw haben nun insbesondere in den Jahren ab 2000 eine höhere durchschnittliche Jahresfahrleistung als bisher. Außerdem wurde bei Otto-Pkw die durchschnittliche Jahresfahrleistung nach Fahrzeugalter angepasst, da sich aus den Erhebungen eine geringere Abhängigkeit der mittleren Fahrleistung vom Alter ergab als bisher angenommen.

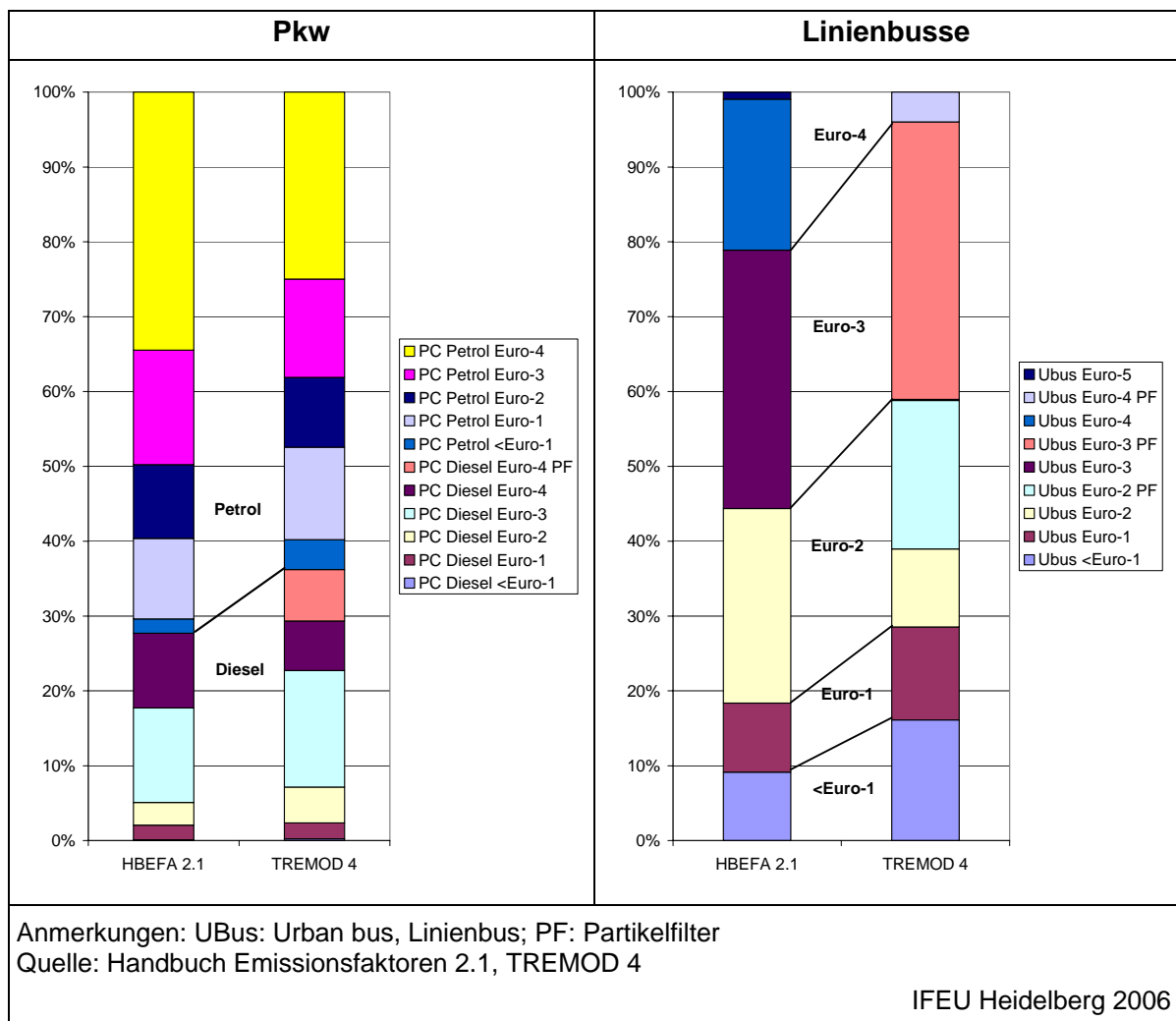
LNF und SNF:

- Die Fahrleistung wurde angepasst; bei LNF ist sie nun im Jahr 2002 höher, bei SNF geringer als bisher angenommen. Daraus ergibt sich auch eine entsprechende Anpassung in den Folgejahren.

## Ergebnisse Flottenzusammensetzung

Die Anpassung der Bestands- und Fahrleistungsdaten bewirkt bei allen Fahrzeugkategorien eine geänderte Flottenzusammensetzung. Exemplarisch sind in der folgenden Abbildung die Fahrleistungsanteile der Pkw und Linienbusse im Innerortsverkehr in Deutschland im Jahr 2006 dargestellt. Die wichtigsten Unterschiede in dem gezeigten Beispiel sind:

- Der Anteil der Diesel-Pkw an der Pkw-Fahrleistung ist in TREMOD 4 höher als im HBEFA 2.1.
- Bei Otto-Pkw haben älteren Fahrzeuge nun einen höheren Fahrleistungsanteil.
- Bei den Linienbussen haben die älteren Emissionsstandards einen höheren Anteil, allerdings wird ein hoher Anteil an Fahrzeugen mit Partikelfilter berücksichtigt.



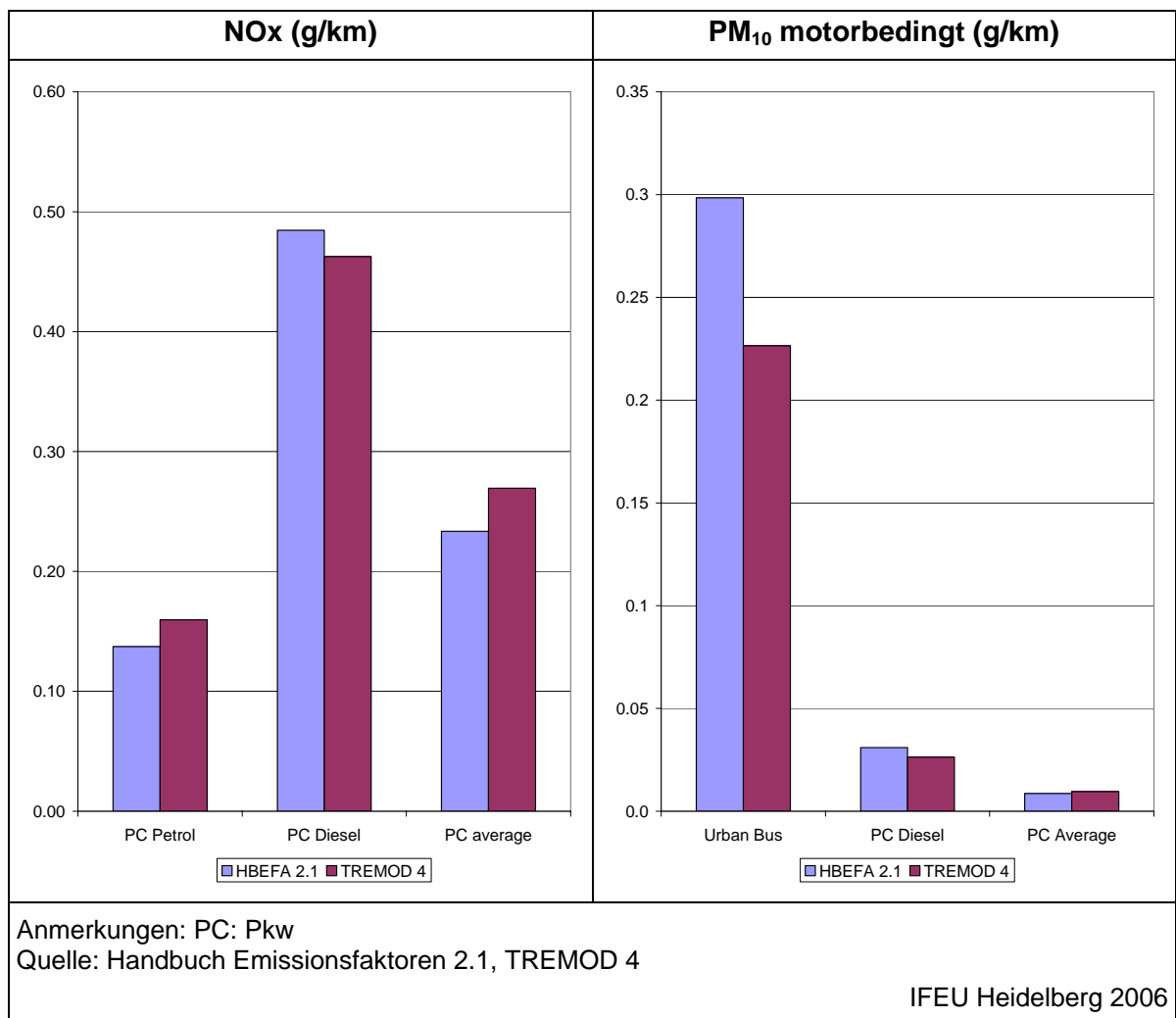
**Abb. 1 Fahrleistungsanteile im Innerortsverkehr Deutschland 2006 für Pkw und Linienbusse – TREMOD 4 im Vergleich zu HBEFA 2.1**

Für das laufende Vorhaben werden die Flottenzusammensetzungen unter Berücksichtigung aktueller Entwicklungen sowie der konkreten Situation vor Ort nochmals überprüft und ggf. modifiziert.

### 2.3 Einfluss der geänderten Flottenzusammensetzung auf die Emissionen

Die aktualisierte Flottenzusammensetzung wirkt sich unterschiedlich auf die mittleren Emissionsfaktoren aus, da sowohl Änderungen, die sich emissionserhöhend als auch Änderungen, die sich emissionsmindernd auswirken, zu berücksichtigen waren. In folgender Abbildung sind beispielhaft die mittleren Emissionsfaktoren der Pkw und Linienbusse im Innerortsverkehr in Deutschland 2006 dargestellt.

Tendenziell sind die NO<sub>x</sub>-Emissionen der Pkw im Jahr 2006 mit der aktualisierten Datenbasis etwas höher, während die PM-Emissionen der Dieselfahrzeuge aufgrund der Berücksichtigung von Fahrzeugen mit Partikelfiltern geringer sind. Allerdings wird dies im Flottendurchschnitt durch den höheren Anteil an Diesel-Pkw kompensiert.



**Abb. 2 Warme Emissionsfaktoren im Innerortsverkehr Deutschland 2006 für Pkw und Linienbusse – TREMOD 4 im Vergleich zu HBEFA 2.1**

Zusätzlich zu den warmen Emissionen muss der Kaltstarteinfluss berücksichtigt werden. Dieser ist im HBEFA in Gramm je Start ausgewiesen. In TREMOD wird der gesamte Kaltstart gleichmäßig auf den Innerortsverkehr verteilt. In dieser Untersuchung wird der Kaltstartzuschlag für jede konkrete Straßensituation abgeleitet.

## 2.4 PKW-Flottenzusammensetzung an den Messorten

Die PKW-Flottenzusammensetzung unterscheidet sich je nach Region. An Messorten in den Neuen Bundesländern beispielsweise besitzen Otto-PKW einen höheren Fahrleistungsanteil, als in den Alten Bundesländern. Mittels KBA-Bestandsdaten und Fahrleistungsanteilen aus TREMOD wurde deshalb eine Fahrleistungsanpassung für die PKW-Antriebskonzepte je Messort durchgeführt (siehe Anhang 1). Die Bestandsdaten werden vom KBA für die jeweiligen Regierungsbezirke angegeben. Für Erfurt und Nauen fehlt diese detaillierte Angabe, weshalb die Bestandsdaten für Thüringen und Brandenburg zur Berechnung herangezogen wurden. Die angesetzten Bestände beziehen sich auf den 01. Juli des jeweiligen Jahres. Da für das Jahr 2000 keine Zahlen vorlagen, wurde eine lineare Interpolation auf Basis der Werte von 1999 und 2001 durchgeführt. Für die Schätzung der regionalen Bestände im Jahre 2007 dienten die Wachstumsraten für 2006, welche

wiederum aus einer KBA-Statistik [KBA (2007)] übernommen wurden. Nach dem die Fahrleistungsanteile für jeden Messort vorlagen, konnten die PKW-Emissionsfaktoren aus TREMOD neu gewichtet werden.

### 3 Ergänzung der Emissionsfaktoren

Wie in der Einleitung erwähnt ist die Angabe von EC-Emissionen und Partikelemissionen der Otto-Pkw sinnvoll. Da das HBEFA keine Daten dazu liefert, wurden Emissionsfaktoren für diese zwei Kategorien hergeleitet. Vorgehensweise und Ergebnisse sind im Folgenden aufgeführt.

#### 3.1 EC-Gehalt der Partikelemissionen

Im Jahr 1999 wurden im Auftrag des Umweltbundesamtes bereits EC-Anteile der PM-Emissionen für den Innerortsbereich abgeleitet [ITA (1999)]. Diese wurden auf Basis aktueller Messdaten überprüft und wenn möglich korrigiert.

Studien aus dem EU-Ausland [HEI (2006)] konnten aufgrund abweichender Messverfahren, Fahrzyklen, Fahrzeugtechnologien und Kraftstoffcharakteristika nicht berücksichtigt werden. Verwertbare Messdaten lagen von [AECC (2006)] und [TNO (2003)] vor. Größtenteils konnten die in der Studie von 1999 ermittelten Werte bestätigt werden. Für Fahrzeuge mit Partikelfilter wurden Werte aus [AECC (2006)] übernommen. In Tab. 1 sind die Ergebnisse dargestellt:

**Tab. 1 EC-Gehalt an den Partikelemissionen für Innerortsbereich [eigene Darstellung in Anlehnung an ITA (1999)]**

	ECE R 15/05	Euro 2	Euro 3	Euro 4
Diesel-Pkw ohne Partikelfilter	80%	80%	80%	80%
Diesel-Pkw mit Partikelfilter	-	-	-	1%
Schwere Nutzfahrzeuge	40%	40%	40%	40%
Schwere Nutzfahrzeuge mit Partikelfilter	-	-	-	1%
Otto-Pkw	60%	60%	60%	60%

#### 3.2 Ableitung von PM-Emissionsfaktoren für Otto-Pkw

Bisher wurden Partikelemissionen von Otto-Fahrzeugen bei der Berechnung von PM-Emissionen des Straßenverkehrs größtenteils vernachlässigt. Das aktuelle Emissionsinventar der Schweiz [BUWAL (2004)] verwendet Emissionsfaktoren für Otto-Kfz (Pkw, Leichte Nutzfahrzeuge und motorisierte Zweiräder), die im Zeitverlauf abnehmen (z.B. Otto-Pkw 2000: 0,5 mg/km, 2010: 0,2 mg/km, ab 2015 0,1 mg/km). Basis dieser Werte ist der Bericht [BUWAL (2001)] sowie Angaben von ACEA und CONCAWE. Mittlerweile liegen weitere neue Untersuchungsergebnisse vor, z.B. aus dem EU-Forschungsvorhaben PARTICULATES. [LAT (2005)]. Das Handbuch Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) setzt die PM-Emissionen für Otto-Pkw bisher jedoch mit Null an [INFRAS (2004)].

Grundsätzlich ist die Berücksichtigung von PM-Emissionen für Otto-Pkw aus folgenden Gründen angebracht:

- Prüfstand- und On-Road-Messungen [Norbeck (1998), EPA (1999), Kittelson (2003), LAT (2005)] zeigen, dass unter bestimmten Rahmenbedingungen die PM-Emissionen der Otto-Pkw einen signifikanten Anteil an den Gesamt-PM-Emissionen des Pkw-Verkehrs besitzen können.

- Die Nichtbetrachtung der Otto-Pkw führt bei Berechnung des Verkehrsanteils an der PM-Immissionsbelastung zu falschen Verteilungen. Die Otto-Partikel werden in diesem Fall den anderen Quellen (Dieselmotor, Brems- und Reifenabrieb, Aufwirbelung) zugeordnet und deren Emissionen damit überbewertet.

### 3.2.1 Einflussfaktoren

Die Höhe der Partikelemissionen eines Otto-Pkw hängt direkt vom Verbrennungsvorgang im Motor ab, welcher wiederum von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird. Anhand vorliegender Forschungsergebnisse werden diese Einflussfaktoren kurz diskutiert.

#### *Fahrzeugtechnologie*

Die Höhe der Partikelemissionen hängt von Baujahr und Einspritzsystem ab. Je älter das Fahrzeug ist, desto höher sind dessen PM-Emissionen. Dieser Effekt tritt besonders stark bei Fahrzeugen mit Baujahr vor 1990 auf [Norbeck (1998), EPA (1999)]. Bei neueren Modellen zeigt sich, dass direkt einspritzende Ottomotoren (DISI) mehr PM als konventionelle Ottomotoren mit homogener Gemischbildung (SI) emittieren (siehe Anhang 2). Die PM-Emissionsfaktoren der DISI-Pkw sind für Euro-3 und Euro-4 annähernd gleich [Concawe (2003)].

#### *Fahrdynamik*

Die PM-Emissionen von Otto-Pkw sind ebenfalls von der Fahrdynamik abhängig [TNO (2003)]. Hohe Beschleunigungen (vor allem beim Urban Driving Cycle) führen zu einem Anstieg der Partikel-Emissionen. Zusätzlich verursachen bei DISI-Pkw hohe Geschwindigkeitsniveaus (Artemis-Motorway) steigende Partikel-Emissionen.<sup>1</sup> Grund hierfür ist das zu niedrige Luft/Kraftstoff-Verhältnis ( $\lambda=1$ , stöchiom. Gemisch) der DISI-Motoren bei Vollast [LAT (2005)].

#### *Treibstoffqualität*

Forschungsergebnissen [LAT (2005), Hochhauser (2006)] zufolge hat der Schwefelgehalt des Treibstoffes einen vernachlässigbar kleinen Einfluss auf die PM-Emissionen von Otto-Fahrzeugen.

#### *Außentemperatur*

Die Außentemperatur hat nur bei Kaltstartvorgängen Auswirkungen auf die PM-Emissionen der Otto-Pkw [EPA (2005)]. Demnach ist die emittierte Partikelmasse bei Kaltstart größer als bei Warmstart [Kittelson (2003), TNO (2003)]. Bei DISI-Pkw ist dieser Effekt noch stärker [LAT(2004)].

#### *Öl*

Betrachtungen des BUWAL zufolge bewirkte der hohe Ölverbrauch bestimmter Otto-Pkw bis 1995 zusätzliche Partikel-Emissionen [BUWAL (2001)]. Ab dem Jahr 2000 sind diese Effekte vernachlässigbar klein.

---

<sup>1</sup> Die EU denkt deshalb über die Einführung eines Partikel-Grenzwertes für DISI-Pkw ab Euro-5 nach. [EP 2006]

### 3.2.2 Abschätzung auf Basis vorhandener Messdaten

Da kaum Daten zum Neuen Europäischen Fahrzyklus (NEDC) zur Verfügung standen, wurde die Abschätzung der Emissionsfaktoren auf Basis von Artemis-Daten (CADC) durchgeführt [siehe Anhang 2). Neben Messdaten aus [LAT (2004)] und [AECC (2006)] wurden aus Messergebnissen hergeleitete Emissionsfaktoren des aktuellen EU Emission Inventory Guidebook „Corinair“ [EEA (2006)] verwendet. Darauf aufbauend konnten die in Tab. 2 (Seite 14) dargestellten Emissionsfaktoren grob abgeschätzt werden. Für Fahrzeuge, welche aufgrund ihres Alters keine Euro-Normierung besitzen werden die Werte für Euro-1/2 angesetzt. Für Fahrzeuge mit Euro-3-Norm lagen zudem einige hohe Emissionsfaktoren aus Messungen aus [TNO (2003)] vor. Da diese Messungen mit kombinierten CADC-Fahrzyklen durchgeführt wurden, konnten die Daten nur qualitativ einfließen. Eine Ableitung von Kaltstart-Faktoren war aufgrund mangelnder Daten nicht möglich. Die Fahrleistung der direkt einspritzenden Otto-Pkw ist nach Expertenmeinung sehr gering, weshalb dieses Segment nicht weiter betrachtet wurde. Bezüglich der fahrdynamischen Aspekte waren keine weiteren Anpassungen der Faktoren nötig, da die Messdaten dies bereits abbilden.

**Tab. 2 Motorbedingte PM-Emissionsfaktoren für Otto-Fahrzeuge**

PM [mg/km]	Innerorts	Außerorts	Autobahn
< Euro 1	2,5	2,0	2,0
Euro 1	2,5	2,0	2,0
Euro 2	2,5	2,0	2,0
Euro 3	1,5	1,0	1,5
Euro 4	0,7	0,5	0,7

### 3.3 Emissionsfaktoren für Tempo 30-Zonen

Mit dem HBEFA lässt sich die Wirkung von Tempo 30-Zonen nicht berechnen, da die Emissionsfaktoren für entsprechende Verkehrssituationen nicht enthalten sind. Die Gründe dafür sind zum einen, dass die Basisemissionsfunktionen aus Fahrzyklen abgeleitet wurden, die in dem typischen Geschwindigkeits-/Beschleunigungsbereich von Tempo 30-Zonen nicht genug Werte aufwiesen um verlässliche Emissionsfaktoren ableiten zu können. Zum anderen fehlen repräsentative und systematische Fahrverhaltensuntersuchungen in ausreichender Anzahl.

Auswertungen des Umweltbundesamtes zeigen, dass das Fahrverhalten in Tempo 30-Zonen je nach Ausgestaltung sehr unterschiedlich sein kann [UBA (2006)]. Eine Emissionsminderung wird in der Regel erreicht, wenn sich durch die Verringerung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit die Geschwindigkeit verringert und das Fahrverhalten verstetigt. Das Umweltbundesamt hat den Einfluss von Tempo 30 Zonen auf die Emissionen anhand von fünf Strecken (Nebenstraßen) quantifiziert. Danach liegen die NO<sub>x</sub>-Emissionen konventioneller Otto-Pkw bei Tempo 30 gegenüber Tempo 50 um ca. 10 % niedriger (bei einer Standardabweichung von mehr als +/-10%) und bei Otto-Pkw mit geregelter Katalysator um 40% niedriger (bei einer Standardabweichung von +/-20%). Bei Diesel-Pkw war kein Unterschied feststellbar. PM-Emissionen wurden nicht quantifiziert. Eine Untersuchung des Bayrischen Landesamtes für Umweltschutz stellte für PM-Emissionen ein Minderungspotenzial von bis zu 50% fest [LFU (2001)].



Die Datenlage erlaubt also keine verlässliche Bestimmung der Emissionen in Tempo 30 Zonen. Aufgrund der vorliegenden Untersuchungen ist jedoch eine grobe Abschätzung der NO<sub>x</sub> und PM-Emissionen für eine konkrete Straßensituation möglich, wenn gleichzeitig Aussagen über das Fahrverhalten auf dieser Straße im Unterschied zu einer Tempo 50-Regelung getroffen werden können. Da nur an einer Straße (Bergstraße in Erfurt) eine Tempo-30-Regelung vorlag und die Emissionsfaktoren von den jeweiligen Verkehrssituationen vor Ort abhängig sind, sich also nicht aufgrund einer Geschwindigkeitsbeschränkung verallgemeinern lassen, werden die Annahmen und Herleitungen zu diesen Faktoren erst im folgenden Kapitel zur Berechnung der Emissionen beschrieben.

## 4 Berechnung der Emissionen

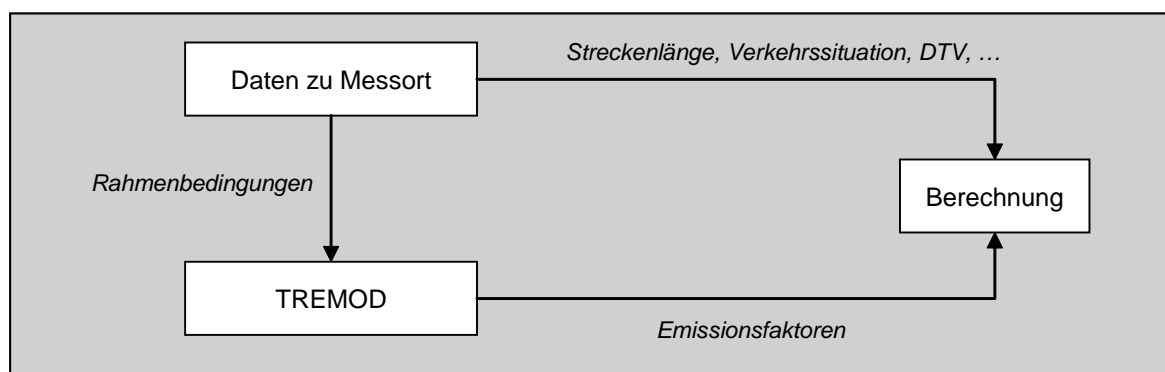
Nachdem die Flottenzusammensetzung angepasst und die Emissionsfaktoren aktualisiert wurden, konnte die konkrete Berechnung der Emissionen für jeden Messort durchgeführt werden. Zu Beginn wurden die Emissionsfaktoren TREMOD entnommen und für jeden Messort aufbereitet, da die Rahmenbedingungen stark variierten. Das betraf vor allem die Kaltstartzuschläge und Qualität der Zählzeiten, aber zum Beispiel auch die Straßenkategorie.<sup>2</sup> Einige Datensätze waren sehr detailliert (je Fahrzeugkategorie), andere stark aggregiert (nur Angabe von LV und SV). In Tab. 3 sind die Messstellen mit dem Detaillierungsgrad der gelieferten Daten zusammengefasst:

**Tab. 3 Übersicht über die Messstellen**

Messort	Detaillierungsgrad der Zählzeiten	Zeitraum
<b>B10 – Karlsruhe</b>	<b>tagesfein, je Fahrzeugkategorie</b>	<b>2003</b>
<b>Bergstraße – Dresden</b>	<b>tagesfein, je Fahrzeugkategorie und Fahrtrichtung</b>	<b>2003/2005</b>
<b>Bergstraße – Erfurt</b>	<b>tagesfein, je Fahrzeugkategorie und Fahrtrichtung</b>	<b>2005/2007</b>
<b>Berliner Straße - Nauen</b>	<b>Jahresmittel mit Aufteilung LV-SV</b>	<b>1998/2000</b>
<b>Lützener Straße – Leipzig</b>	<b>tagesfein, je Fahrzeugkategorie und Fahrtrichtung</b>	<b>2004/2006</b>
<b>Merseburger Straße – Halle</b>	<b>tagesfeine Angabe von LV und SV</b>	<b>2003-2005</b>

Entsprechend den vorliegenden Zählzeiten mussten Emissionsfaktoren je einzelner (PKW, LKW, ...) oder je aggregierter Fahrzeugkategorie (LV, SV) ermittelt werden. Anschließend konnte die Berechnung mittels Messdaten und Emissionsfaktoren durchgeführt werden. In der folgenden Abbildung sind die erwähnten Schritte dargestellt:

**Abb. 3 Allgemeine Methodik**



In der konkreten Berechnung wurden die Emissionsfaktoren mittels der Fahrleistungsanteile der Fahrzeugkategorien an Fahrtrichtung, Stunde, Tag, Woche und Jahr gewichtet. Danach wurde, je nach gewünschtem Ergebnis, entweder die Gesamtbelastung für ein Jahr oder nur die spezifischen Emissionen je Fahrzeugkategorie angegeben. In den fol-

<sup>2</sup> Die B10 bei Karlsruhe hat Autobahn-Charakter, im Gegensatz zu den anderen Straßen.

genden Unterkapiteln werden die Berechnungsmethodik und die Ergebnisse separat für jede Messstelle vorgestellt.

#### 4.1 B10 bei Karlsruhe

Für die Berechnung der Jahresbelastung 2003 wurden 36 Tagesgänge ausgewertet. Ein Sonnabend-Datensatz (28.06.2003) konnte aufgrund unvollständiger Angaben nicht berücksichtigt werden. Die Kaltstartemissionen wurden als vernachlässigbar angesehen, da es sich um eine Fernverkehrsstraße handelt. Da die Verkehrssituationen denen einer Autobahn entsprechen, mussten die Werte für den EC-Gehalt an den Partikelemissionen überprüft werden. Da momentan zu wenig verwertbare Forschungsergebnisse vorliegen, wurden die Innerorts-Faktoren für die Berechnung der EC-Emissionen übernommen. Einzelte Messdaten zu EC-Emissionen im PKW-Bereich (AECC, TNO) der oberen Euro-Stufen zeigen, dass diese Annahmen im richtigen Bereich liegen.

Nach der Aufbereitung der Daten erfolgte die Zuordnung der Verkehrssituationen zu Stunden und Wochentag. Die Verkehrssituationen der drei Tage (18.6. und 13/14.7.) in denen besondere Rahmenbedingungen herrschten wurden ebenfalls einbezogen. Anschließend wurden die Emissionsfaktoren für die Klassen Schwerverkehr SV und Leichtverkehr LV anhand der relativen Anteile der einzelnen Fahrzeugkategorien am Verkehrsaufkommen jeder Stunde bestimmt. Diese Faktoren je Stunde wurden wiederum über die Art des Tages (Werktag, Sonnabend, Sonntag) gemittelt, bezüglich des DTV gewichtet und zu Emissionsfaktoren je Klasse (LV, SV) und Tag-Kategorie (WT, SA, SO) zusammengefasst. Da es sich um ein Schaltjahr handelt, wurden die jeweiligen Emissionsfaktoren über 251 Werktage (davon je 1 Tag AB\_BAU2 bzw. AB\_STGO), 52 Sonnabende, sowie 62 Sonnt- und Feiertage (davon 1 Tag AB\_BAU2) hochgerechnet. Die Kfz-Anzahl wurde dazu über den mittleren DTV der jeweiligen Tag-Kategorie bestimmt. Für den Werktag mit der Verkehrssituation AB\_STGO wurde der halbe Werktag-DTV angesetzt. Die spezifischen Emissionsfaktoren wurden abschließend über die angesetzten DTV-, Tages- und Längewerte zurückgerechnet.

**Tab. 4: Ergebnis der Berechnung motorbedingte Emissionen B10 Karlsruhe 2003**

B10 Karlsruhe 2003	Tage	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[#]	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Werktag</b>	251	0,100	67315	12664	1,317	2644	0,041	81	0,024	49
<b>Sonnabend</b>	52	0,100	55160	3010	0,721	218	0,029	9	0,020	6
<b>Sonn- &amp; Feiertag</b>	62	0,100	52317	1201	0,601	199	0,027	9	0,020	7

#### 4.2 Bergstraße in Dresden

Ziel der Berechnung war die Darstellung der gesamten und spezifischen Emissionen für drei Abschnitte, getrennt nach LV und SV für 2003, 2005 mit den jeweiligen Verkehrssituationen und für das Jahr 2005 mit den Verkehrssituationen aus dem Jahr 2003. Für die Berechnung der Jahresbelastung 2005 wurden der durchschnittliche jährliche Wochengang 2005, der Tagesgang 2006, die Verkehrssituationen 2006<sup>3</sup> und die TREMOD-Emissionsfaktoren für 2005 genutzt. Die Kaltstartemissionen wurden mit Null angesetzt,

<sup>3</sup> Die Verkehrssituationen in 2006 und 2005 wurden als identisch angenommen.

da es sich um einen Autobahnzubringer in Nähe des Stadtrandes handelt. Der Tagesgang 2006 diente zur Gewichtung der Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugkategorien innerhalb der jeweiligen Stunde und der anschließenden Zusammenfassung in die Kategorien Leichtverkehr LV (PKW+ LNF+ KR + Sonstige) und Schwerverkehr SV (BUS + SZ + LZ + LKW). Diese Verteilungen wurden für das Jahr 2005 übernommen. Danach wurden mit Hilfe des Wochenganges 2005 zuerst gemittelte Emissionsfaktoren in Emissionen pro Stunde, Kilometer und Fahrzeug berechnet. Anschließend erfolgte eine Gewichtung der Emissionsfaktoren nach dem Anteil der einzelnen Stunden am DTV. Darauf basierend konnten mittels Summierung die Emissionen pro Tag, Kilometer und Fahrzeug angegeben werden. Da teilweise mehr Auswärtsverkehr vorlag und die Länge der Abschnitte je Richtung unterschiedlich war, mussten zusätzlich die Anteile des jeweiligen Richtungsverkehrs am DTV ermittelt und mit der Abschnittslänge gewichtet werden. Die gewichteten Emissionsfaktoren wurden anschließend abschnittsfein zusammengefasst. Für die Berechnung der täglichen Emissionen im Jahresdurchschnitt wurde der durchschnittliche DTV für das gesamte Jahr 2005 angesetzt, weil dieser Wert gegenüber dem auch vorliegenden Februar-Juni-Wert den leicht ansteigenden Verkehr auf der Bergstraße besser abbildet. Der berechnete Emissionsfaktor in Emissionen pro Tag und Kfz wurde abschließend auf das Jahr hochgerechnet. Auf Basis dieses Wertes erfolgte eine Rückrechnung auf den spezifischen Emissionsfaktor.

**Tab. 5: Motorbedingte Emissionen Bergstraße Dresden 2005**

Bergstraße Dresden 2005	Länge [km]	DTV		NOx		PM		EC	
		LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Abschnitt 2</b>	0,312	18844	1204	0,821	1871	0,026	59	0,014	33
<b>Abschnitt 3</b>	0,318	18844	1204	0,922	2143	0,030	70	0,018	42
<b>Abschnitt 4</b>	0,341	18844	1204	1,072	2672	0,036	89	0,021	53
<b>Gesamt</b>	<b>0,970</b>	<b>18844</b>	<b>1204</b>	<b>0,942</b>	<b>6686</b>	<b>0,031</b>	<b>218</b>	<b>0,018</b>	<b>128</b>

Um die Jahresbelastung für 2003 zu berechnen mussten aufgrund der wenigen Daten verschiedene Annahmen getroffen werden. Es wurde die gleiche Verteilung der Fahrzeugkategorien innerhalb der Klassen LV und SV für die einzelnen Stunden des Tages angenommen wie in 2005. Die Verteilung des DTV innerhalb eines Abschnittes auf die zwei Richtungen wurde ebenfalls übernommen. Dadurch konnten die Emissionsfaktoren für die Klassen LV und SV ermittelt und regionale Gegebenheiten berücksichtigt werden. Neu übernommen wurden lediglich die Emissionsfaktoren aus TREMOD für das Jahr 2003, die Verkehrssituationen für die Bergstraße in 2001<sup>4</sup> und der durchschnittliche Februar-Juni DTV für 2003 in die Rechnung.

**Tab. 6: Motorbedingte Emissionen Bergstraße Dresden 2003**

Bergstraße Dresden 2003	Länge [km]	DTV		NOx		PM		EC	
		LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Abschnitt 2</b>	0,312	16570	2030	1,490	3152	0,049	104	0,025	52
<b>Abschnitt 3</b>	0,318	16570	2030	1,746	3765	0,057	123	0,030	64
<b>Abschnitt 4</b>	0,341	16570	2030	1,893	4375	0,055	126	0,028	65
<b>Gesamt</b>	<b>0,970</b>	<b>16570</b>	<b>2030</b>	<b>1,715</b>	<b>11291</b>	<b>0,054</b>	<b>353</b>	<b>0,028</b>	<b>182</b>

<sup>4</sup> Die Verkehrssituationen in 2001 und 2003 wurden als identisch angenommen.

Um den Einfluss der veränderten Verkehrssituation abschätzen zu können war eine dritte Berechnung nötig. Hierzu wurden alle Daten und Annahmen der 2005-Berechnung und die Verkehrssituationen aus 2001 übernommen. Ein Hauptteil des Tagesganges wurde 2003 mit IO-Kern gefahren, während 2005 IO-HVS2 vorlag. Die Ergebnisse zeigen, dass auch durch den verbesserten Verkehrsfluss Emissionen eingespart werden konnten. Diese Minderung fällt allerdings nicht sehr hoch aus. Bei NOx liegt die Minderung beim Emissionsfaktor bei ca. 4%. Das deckt sich mit den Unterschieden bei den Emissionsfaktoren der Verkehrssituationen (Schwerverkehr liegt 3-6% bei IO-HVS2 unter IO-Kern bei NOx).

**Tab. 7: Motorbedingte Emissionen Bergstraße Dresden 2005 (mit Verkehrssituationen aus 2001)**

Bergstraße Dresden 2005 <sup>VS01</sup>	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Abschnitt 2</b>	0,312	18844	1204	0,862	1964	0,029	66	0,016	37
<b>Abschnitt 3</b>	0,318	18844	1204	1,001	2325	0,035	81	0,020	47
<b>Abschnitt 4</b>	0,341	18844	1204	1,079	2689	0,033	81	0,019	48
<b>Gesamt</b>	<b>0,970</b>	<b>18844</b>	<b>1204</b>	<b>0,984</b>	<b>6978</b>	<b>0,032</b>	<b>229</b>	<b>0,019</b>	<b>132</b>

### 4.3 Bergstraße in Erfurt

Ziel der Berechnung war die Darstellung der gesamten Emissionen und der Emissionsfaktoren für die Jahre 2005 und 2007 je Abschnitt: Es wurden für beide Jahre identische Verkehrssituationen und DTV-Werte angenommen, so dass nur der neue Fahrzeugbestand zu veränderten Emissionen führte.

Vor der eigentlichen Rechnung wurden Emissionsfaktoren für die spezielle Straßensituation mittels TREMOD-Daten abgeleitet. Zum einen wurden die Kaltstartemissionen zu 100% auf die warmen Emissionsfaktoren aufgeschlagen, da es sich um eine Straße im Stadtzentrum handelt. In einem weiteren Schritt wurden Faktoren für die durchschnittliche Steigung von 4,7% hergeleitet. Hierfür wurde zwischen den Faktoren für 4% und 6% interpoliert. Da mit „IO\_Kern\_T30“ und „IO\_HVS4\_T30“ Verkehrssituationen am Messort vorlagen, für die keine Emissionsfaktoren in HBEFA zur Verfügung stehen, mussten eigene Annahmen getroffen werden. Dazu wurden die bereits erwähnten Daten des UBA und des bayerischen LfU herangezogen [UBA (2006), LfU (2001)]. Die UBA-Daten wurden nicht verwendet, da sie keine Angaben zu PM-Emissionen enthalten. Da die Verkehrssituationen „Kern“ und „HVS4“ mit starken Störungen charakterisiert sind, wurde die Differenz der Emissionsfaktoren, die das LfU für die Verkehrssituationen „50 km/h Rechts vor Links“ und „30 km/h Rechts vor Links“ ermittelt hat, zugrunde gelegt. Danach könnten sich die Emissionen von NOx und PM beim Übergang von T50 auf T30 in innerstädtischen Situationen mit starken Störungen um 50% verringern. Mithilfe dieses Minderungsfaktors wurden die Emissionsfaktoren für die neuen Verkehrssituationen ermittelt und in die Emissionsberechnung übertragen. Verkehrszählungen der TU Dresden lagen lediglich für einen Werktag vor. Für die Ermittlung der Emissionen für einen durchschnittlichen Wochentag wurden die Werte für den Werktag um 5% gemindert. Dieser Faktor basiert auf Annahmen, welche im Luftreinhalteplan Erfurt getroffen wurden. Die ermittelten Werte wurden abschließend auf das Jahr hochgerechnet.

**Tab. 8: Motorbedingte Emissionen Bergstraße Erfurt 2005**

Bergstraße Erfurt 2005	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Abschnitt 3</b>	0,103	13753	205	0,436	229	0,019	10	0,014	7
<b>Abschnitt 4</b>	0,103	13753	205	0,506	265	0,023	12	0,017	9
<b>Gesamt</b>	<b>0,206</b>	<b>13753</b>	<b>205</b>	<b>0,471</b>	<b>494</b>	<b>0,021</b>	<b>22</b>	<b>0,016</b>	<b>16</b>

**Tab. 9: Motorbedingte Emissionen Bergstraße Erfurt 2007**

Bergstraße Erfurt 2007	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Abschnitt 3</b>	0,103	13753	205	0,382	200	0,015	8	0,011	6
<b>Abschnitt 4</b>	0,103	13753	205	0,443	232	0,019	10	0,014	7
<b>Gesamt</b>	<b>0,206</b>	<b>13753</b>	<b>205</b>	<b>0,412</b>	<b>433</b>	<b>0,017</b>	<b>18</b>	<b>0,012</b>	<b>13</b>

#### 4.4 Berliner Straße in Nauen

In die Berechnung der Jahresbelastung 2000 wurden der durchschnittliche jährliche DTV 2000, die vorliegende Verkehrssituation LSA3 und die jeweiligen TREMOD-Emissionsfaktoren einbezogen. Aufgrund der hohen Anteile des Durchgangverkehrs wurden keine Kaltstart-Faktoren aufgeschlagen. Der Anteil der leichten Nutzfahrzeuge (LNF) am DTV konnte über den DTV des Lieferverkehrs ermittelt werden, welcher sich aus Schwerverkehr und leichten Nutzfahrzeugen zusammensetzt.

Die Anteile der Fahrzeugkategorien am DTV wurden zur Gewichtung und Zusammenfassung der Emissionsfaktoren genutzt. Der berechnete Emissionsfaktor in Emissionen pro Tag und Kfz wurde abschließend auf das Jahr (Schaltjahr mit 366 Tagen) hochgerechnet. Auf Basis dieses Wertes erfolgte eine Rückrechnung auf den spezifischen Emissionsfaktor. Für die Berechnung des Jahres 1998 wurden die gleichen Verkehrssituationen angenommen wie in 2000. Die Emissionsfaktoren aus TREMOD und der durchschnittlichen DTV wurden für das Jahr angepasst.

**Tab. 10: Motorbedingte Emissionen Berliner Straße Nauen 1998**

Berliner Straße Nauen 1998	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Gesamt</b>	<b>0,100</b>	<b>17215</b>	<b>1385</b>	<b>1,424</b>	<b>967</b>	<b>0,066</b>	<b>45</b>	<b>0,036</b>	<b>24</b>

**Tab. 11: Motorbedingte Emissionen Berliner Straße Nauen 2000**

Berliner Straße Nauen 2000	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Gesamt</b>	<b>0,100</b>	<b>16820</b>	<b>1280</b>	<b>1,253</b>	<b>830</b>	<b>0,055</b>	<b>37</b>	<b>0,031</b>	<b>21</b>

#### 4.5 Lützener Straße in Leipzig

Für die Berechnung der Jahresbelastung 2006 wurde der durchschnittliche jährliche DTV 2006 und der Tagesgang 2006 mit den entsprechenden Verkehrssituationen und TREMOD-Emissionsfaktoren verwendet. Faktoren für neue Verkehrssituationen (bspw. 87%Kern/ 13%STGO) wurden aus bereits vorliegenden Emissionsfaktoren hergeleitet. Die Kaltstart-Faktoren wurden mit Hilfe von TREMOD berechnet und auf den Emissionsfaktor der jeweiligen Fahrzeugart aufgeschlagen. Der Tagesgang 2006 diente zur Gewichtung der Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugkategorien innerhalb der jeweiligen Stunde und der anschließenden Zusammenfassung in die Kategorien Leichtverkehr LV

(PKW + LNF) und Schwerverkehr SV (LZ + LKW). Da kein Wochengang vorlag, wurden die einzelnen Emissionsfaktoren auf Basis der DTV-Anteile gewichtet und zu einem Tageswert aggregiert. Anschließend wurden die Anteile des jeweiligen Richtungsverkehrs am DTV ermittelt und mit der Abschnittslänge multipliziert. Mittels Summierung konnte dann ein absoluter Emissionswert für einen Tag pro Abschnitt und Fahrzeug berechnet werden. Für den absoluten Emissionswert über alle Fahrzeuge wurde der DTV für das Jahr 2006 angesetzt, welcher die schwer einzuschätzenden DTV-Schwankungen aufgrund der Bauarbeiten im Frühjahr jedoch nicht abbildet. Der berechnete Emissionsfaktor in Emissionen pro Tag und Kfz wurde abschließend mit 365 multipliziert. Auf Basis dieses Wertes erfolgte eine Rückrechnung auf den spezifischen Emissionsfaktor in Emissionen pro Kilometer. Für die Berechnung des Jahres 2004 wurden die gleichen Verkehrssituationen und relativen Anteile der Fahrzeugkategorien innerhalb einer Stunde und eines Tages angenommen wie in 2006. Neu übernommen wurden lediglich die Emissionsfaktoren aus TREMOD für das Jahr 2004 inklusive neuer Kaltstartfaktoren und des durchschnittlichen DTV für 2004.

**Tab. 12: Motorbedingte Emissionen Lützener Straße Leipzig 2004**

Lützener Straße Leipzig 2004	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Abschnitt 1</b>	0,230	25800	1100	0,770	1738	0,035	79	0,023	52
<b>Abschnitt 2</b>	0,250	25800	1100	0,665	1633	0,028	70	0,019	47
<b>Abschnitt 3</b>	0,206	25800	1100	0,760	1538	0,035	70	0,023	47
<b>Gesamt</b>	<b>0,686</b>	<b>25800</b>	<b>1100</b>	<b>0,729</b>	<b>4909</b>	<b>0,032</b>	<b>218</b>	<b>0,022</b>	<b>146</b>

**Tab. 13: Motorbedingte Emissionen Lützener Straße Leipzig 2006**

Lützener Straße Leipzig 2006	Länge	DTV		NOx		PM		EC	
	[km]	LV	SV	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]	[g/km]	[kg/a]
<b>Abschnitt 1</b>	0,230	19630	770	0,689	1179	0,030	52	0,020	35
<b>Abschnitt 2</b>	0,250	19630	770	0,587	1093	0,025	46	0,017	31
<b>Abschnitt 3</b>	0,206	19630	770	0,678	1040	0,030	46	0,020	31
<b>Gesamt</b>	<b>0,686</b>	<b>19630</b>	<b>770</b>	<b>0,649</b>	<b>3313</b>	<b>0,028</b>	<b>144</b>	<b>0,019</b>	<b>97</b>

#### 4.6 Merseburger Straße in Halle

Für die Merseburger Straße wurden die Emissionen für jeden einzelnen Tag berechnet. Zur Ableitung der Kaltstartzuschläge wurden die Anteile des Binnen-, Ziel- und Quell-, sowie des Durchgangsverkehrs genutzt. Für den Binnenverkehr wurde der Kaltstart mit 100%, für den Quell- und Zielverkehr mit 50% und für den Durchgangsverkehr mit 0% angesetzt. Demzufolge wurde der Kaltstartfaktor zu 78,5% auf den Warmfaktor aufgeschlagen. Anschließend wurden die Emissionsfaktoren der Verkehrssituation, dem Tag und der Fahrzeugkategorie zugeordnet. Da den ganzen Tag nur eine Verkehrssituation vorlag, konnten die Emissionsfaktoren direkt (ohne Gewichtung) für den DTV angesetzt werden. Die Emissionen beziehen sich auf einen Abschnitt von 100 m. Die Ergebnisse der Emissionsberechnung wurden in einer Excel-Datei übergeben.

## 5 Literatur

- AECC (2006):** Bosteels, D. et al.: Regulated and Non-regulated Emissions from Modern European Passenger Cars. SAE Technical Papers. 2006-01-1516. Detroit 2006.
- BUWAL (2001):** Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen; Umwelt-Materialien Nr. 136; ausgearbeitet durch Electrowatt Engineering AG; im Auftrag des BUWAL; Bern 2001.
- BUWAL (2004):** Luftschadstoffemissionen des Straßenverkehrs 1980 bis 2030; INFRAS im Auftrag des BUWAL; BUWAL-Schriftenreihe Nr. 355; Bern 2004.
- BUWAL (2001):** Kropf, R.: Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Bern 2001.
- Concawe (2003):** Emissions from modern gasoline vehicles. Concawe Review, Vol. 12, Nr. 1, April 2003, S. 11-13.
- EEA (2006):** EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2006. Online im Internet: <http://reports.eea.europa.eu/EMEP/CORINAIR4/en/B710vs5.0.pdf>.
- EP (2006):** European Parliament: Type approval of motor vehicles with respect to emissions and access to vehicle repair information. P6\_TA-PROV (2006)0561. Strasbourg, 13. Dezember 2006.
- EPA (1999):** K. T. Knapp et al.: Central Carolina Vehicle Particulate Emission Study. Washington 1999. Online im Internet: <http://www.crcao.com/reports/recentstudies00-02/e-54/E-54epafinal.pdf>.
- HEI (2006):** Schauer, J. J. et al.: Characterization of metals emitted from motor vehicles. Health Effects Institute Research Report. Nr. 133. Boston, 2006.
- Hochhauser (2006):** Hochhauser, A. M. et al.: Impact of fuel sulfur on gasoline and diesel vehicle emissions, SAE Technical Papers. 2006-01-3370. Toronto 2006.
- IFEU (1999):** Immissionsbezogener Wirkungsvergleich für Kraftfahrzeuge mit Otto- und Diesel-Antrieb" im Rahmen einer Fortführung des UBA-Forschungsvorhabens "Durchführung eines Risikovergleichs zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen"; IFEU zusammen mit ITA Hannover et al., im Auftrag des Umweltbundesamtes (UFOPLAN Nr. 216 04 001/1); Dezember 1999.
- IFEU (2000):** Mögliche Diskrepanzen bei der Bestimmung von Partikeln. Untersuchung zum Zusammenhang zwischen Emissionsberechnung und Immissionskonzentration; eine Studie für das Ministerium für Umwelt und Verkehr von Baden Württemberg; Heidelberg, März 2000.
- IFEU (2005):** Aktualisierung Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 - 2030, Software TREMOD – Transport Emission Model, Version 4.1; IFEU Heidelberg im Auftrag des Umweltbundesamtes; UFOPLAN-Nr. 204 45 139; Dessau/Heidelberg 2005.
- INFRAS (2004):** Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1, Software und Dokumentation. INFRAS in Zusammenarbeit mit IFEU, TU Graz und RWTÜV. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft Bern und der Umweltbundesämter Berlin und Wien; Bern/Heidelberg/Graz/Essen 2004.
- ITA (1999):** Durchführung eines Risikovergleichs zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen Fraunhofer Institut für Toxikologie & Aerosolforschung ITA Hannover zusammen mit IFEU Heidelberg, Medizinisches Institut für Umwelthygiene der Universität Düsseldorf und Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe Freiburg; UBA Forschungsvorhaben 216 04 001/1; UBA-Berichte 2/99; Berlin 1999.
- KBA (1998-2005):** Statistische Mitteilungen. Reihe 2: Kraftfahrzeuge Jahresband. ISSN 0943 – 1489. Flensburg.
- KBA (2007):** Fahrzeugzulassungen. Bestand, Emissionen, Kraftstoffe am 01. Januar 2007. Online im Internet: [http://www.kba.de/Abt3\\_neu/FZ/Bestand/Themen\\_jaehrlich\\_pdf/B\\_Emissionen\\_Kraftstoffe\\_2007.pdf](http://www.kba.de/Abt3_neu/FZ/Bestand/Themen_jaehrlich_pdf/B_Emissionen_Kraftstoffe_2007.pdf).



- 
- Kittelson (2003):** Gasoline Vehicle Exhaust Particle Sampling Study. 9<sup>th</sup> DEER Conference. August 2003. Online im Internet: <http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/829821-SQYKH6/native/829821.pdf>.
- LAT (2004):** Ntziachristos, L. et al: Overview of the European "PARTICULATES" Project on the Characterization of Exhaust Particulate Emissions From Road Vehicles: Results for Light-Duty Vehicles. SAE Technical Papers. 2004-01-1985.
- LAT (2005):** PARTICULATES: Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles; Project funded by the European Community under the 'Competitive and Sustainable Growth' Programme (1998-2002); Final Publishable Report. Thessaloniki 2005. Online im Internet: [http://www.lat.eng.auth.gr/particulates/deliverables/Particulates\\_D16.pdf](http://www.lat.eng.auth.gr/particulates/deliverables/Particulates_D16.pdf).
- LFU (2001):** Pkw-Emissionen bei 50 und 30 km/h - ein Vergleich; Bayrisches Landesamt für Umweltschutz; [http://www.bayern.de/lfu/tat\\_bericht/tb\\_200x/tb\\_2000/pkw-emissionen.pdf](http://www.bayern.de/lfu/tat_bericht/tb_200x/tb_2000/pkw-emissionen.pdf).
- Lohmeyer (2003):** Quantifizierung der PM10-Emissionen durch Staubaufwirbelungen und Abrieb von Straßen auf Basis vorhandener Messdaten. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe unter Mitarbeit von UMEG Karlsruhe und IFEU Heidelberg. Projekt 1772, Februar 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Umwelt und Verkehr, Stuttgart. Online im Internet <http://www.lohmeyer.de/literatur.html>.
- Lohmeyer (2004):** Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. Projekt 2546, November 2004. Gut-achten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Online im Internet: <http://www.lohmeyer.de/literatur.html>.
- Millbrook (2006):** Stones, P. et al.: The Effects of emerging vehicle technologies on certain vehicle emissions not currently regulated. Report and Associated Data. June, 2006.
- Norbeck (1998):** J. M. Norbeck et al.: Measurement of Primary Particulate Matter Emissions from Light-Duty Motor Vehicles. CRC Project No. E-24-2. Riverside 1998. Online im Internet: <http://www.cert.ucr.edu/research/pubs/98-ve-rt2a-001-fr.pdf>.
- Ricardo (2005):** Andersson, J.: UK Particle Measurement Programme (PMP) Phase 3 Light Duty Inter-Laboratory Validation Exercise: Testing at Ricardo. May, 2005.
- TNO (2003):** P. Hendriksen et al.: Evaluation of the environmental impact of modern passenger cars on petrol, diesel, automotive LPG and CNG. Delft 2003.
- UBA (2006):** Tempolimit – Außerorts und Innerorts;  
<http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/verkehrsplan/tempolimit/tempolimit.htm>.

## Anhang 1 Bestandsanpassung

Tab. 14 Anteil der PKW-Antriebsarten an Bestand und Innerorts-Fahrleistung [KBA (1998-2005), KBA (2007)]

Jahr	Region	Bestand zum 01.07. (KBA), ab 2001 zum 01.01.		Bestand zum 01.07. (TREM0D)		Anteil an Fahrleistung	
		Benzin	Diesel	Benzin	Diesel	Benzin	Diesel
1998	Karlsruhe	1194539	200581	1194539	200581	80.30%	19.70%
1999	Karlsruhe	1207060	205428	1207060	205428	78.90%	21.10%
2000	Karlsruhe			1216059	214068	78.06%	21.94%
2001	Karlsruhe	1234056	231348	1234343	244097	74.57%	25.43%
2002	Karlsruhe	1234629	256845	1228423	269190	71.98%	28.02%
2003	Karlsruhe	1222217	281534	1216352	293492	70.44%	29.56%
2004	Karlsruhe	1210486	305450	1203386	319370	66.50%	33.50%
2005	Karlsruhe	1196286	333289	1192570	352068	64.11%	35.89%
2006	Karlsruhe	1188854	370846	1185139	389625	61.60%	38.40%
2007	Karlsruhe	1180709	397519	1176636	410855	60.18%	39.82%
1998	Brandenburg	1149744	103887	1149744	103887	88.34%	11.66%
1999	Brandenburg	1181646	109156	1181646	109156	87.33%	12.67%
2000	Brandenburg			1196117	114884	86.70%	13.30%
2001	Brandenburg	1225059	126339	1228550	133328	84.24%	15.76%
2002	Brandenburg	1232040	140317	1230375	148182	82.38%	17.62%
2003	Brandenburg	1228709	156047	1226865	165094	81.03%	18.97%
2004	Brandenburg	1225021	174140	1224670	185425	77.68%	22.32%
2005	Brandenburg	1224319	196709	1220516	207792	75.59%	24.41%
2006	Brandenburg	1216713	218875	1212910	229959	73.56%	26.44%
2007	Brandenburg	1208377	234618	1204209	242489	72.38%	27.62%
1998	Halle	372126	27798	372126	27798	90.16%	9.84%
1999	Halle	379066	29052	379066	29052	89.25%	10.75%
2000	Halle			381178	30553	88.65%	11.35%
2001	Halle	385402	33556	383790	35396	86.28%	13.72%
2002	Halle	382177	37235	379707	39584	84.38%	15.62%
2003	Halle	377236	41932	375572	44268	82.99%	17.01%
2004	Halle	373908	46604	372003	49773	79.75%	20.25%
2005	Halle	370097	52942	368947	55925	77.67%	22.33%
2006	Halle	367798	58908	366648	61891	75.76%	24.24%
2007	Halle	365278	63145	364018	65263	74.64%	25.36%
1998	Thüringen	1093216	96279	1093216	96279	88.60%	11.40%
1999	Thüringen	1111444	101881	1111444	101881	87.41%	12.59%
2000	Thüringen			1117299	107519	86.68%	13.32%
2001	Thüringen	1129010	118796	1126816	125537	83.89%	16.11%
2002	Thüringen	1124622	132278	1119338	139967	81.83%	18.17%
2003	Thüringen	1114053	147655	1110083	155785	80.38%	19.62%
2004	Thüringen	1106113	163914	1099488	173732	76.93%	23.07%
2005	Thüringen	1092863	183550	1089468	193892	74.77%	25.23%
2006	Thüringen	1086074	204234	1082679	214575	72.69%	27.31%
2007	Thüringen	1078633	218923	1074912	226268	71.49%	28.51%
1998	Dresden	753778	57749	753778	57749	89.93%	10.07%
1999	Dresden	774258	60011	774258	60011	89.14%	10.86%
2000	Dresden			778461	63256	88.51%	11.49%
2001	Dresden	786867	69747	784405	73839	86.04%	13.96%
2002	Dresden	781943	77930	778909	83077	84.07%	15.93%
2003	Dresden	775874	88223	774365	93896	82.58%	17.42%
2004	Dresden	772856	99569	769406	105838	79.30%	20.70%
2005	Dresden	765955	112106	763576	118422	77.27%	22.73%
2006	Dresden	761197	124739	758818	131055	75.33%	24.67%
2007	Dresden	755981	133711	753374	138196	74.21%	25.79%
1998	Leipzig	446545	38486	446545	38486	88.81%	11.19%
1999	Leipzig	453559	39757	453559	39757	87.89%	12.11%
2000	Leipzig			456466	41752	87.26%	12.74%
2001	Leipzig	462281	45741	461315	47999	84.79%	15.21%
2002	Leipzig	460349	50257	458930	53131	82.94%	17.06%
2003	Leipzig	457511	56004	457357	59288	81.60%	18.40%
2004	Leipzig	457202	62571	455735	66358	78.35%	21.65%
2005	Leipzig	454267	70144	452856	74096	76.32%	23.68%
2006	Leipzig	451445	78048	450034	82000	74.32%	25.68%
2007	Leipzig	448352	83662	446805	86469	73.17%	26.83%

## Anhang 2 PM-Emissionsfaktoren für Otto-Pkw

Abb. 4: PM-Emissionsfaktoren für DISI in verschiedenen Quellen

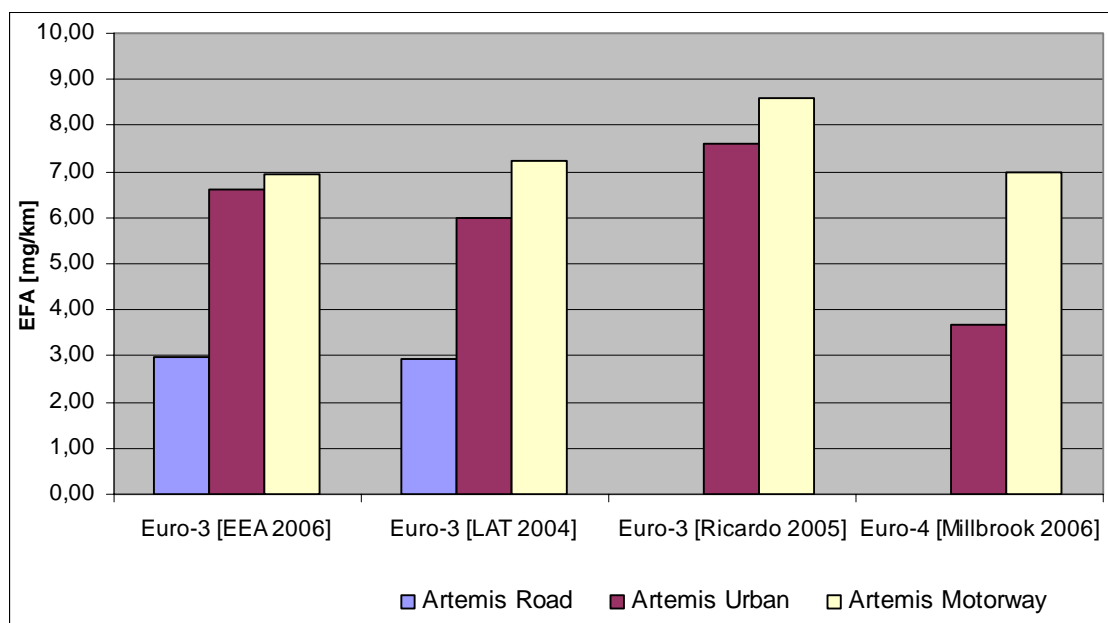


Abb. 5 PM-Emissionsfaktoren nach CAD/C in verschiedenen Quellen

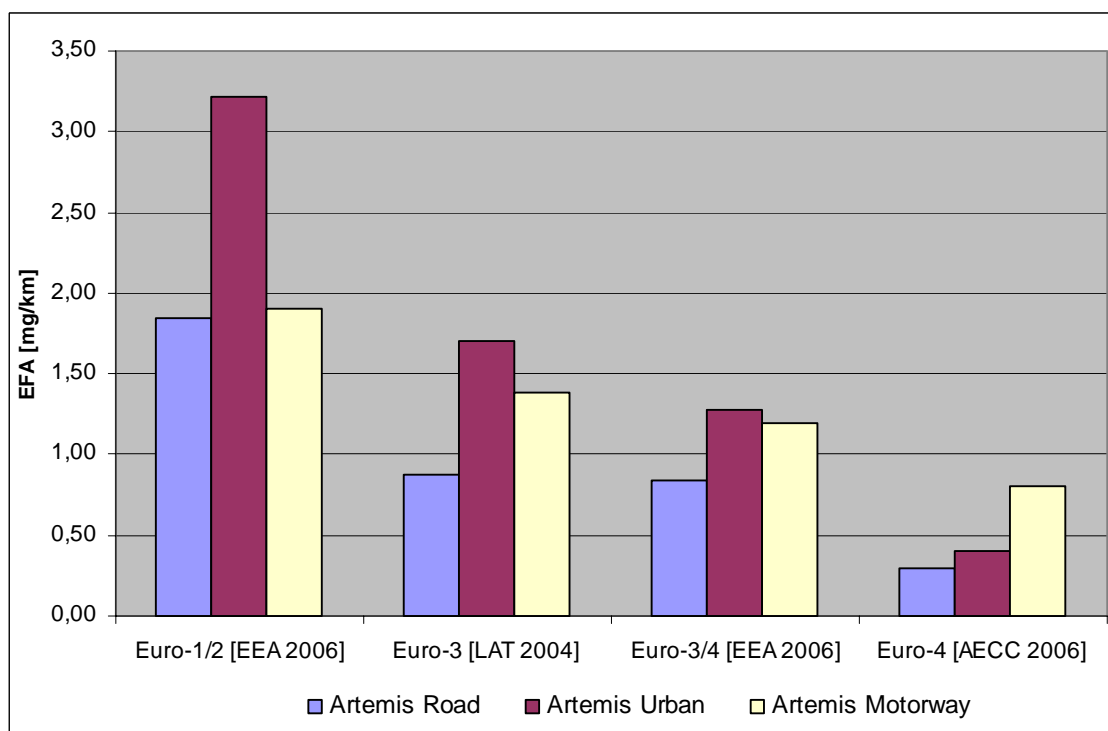
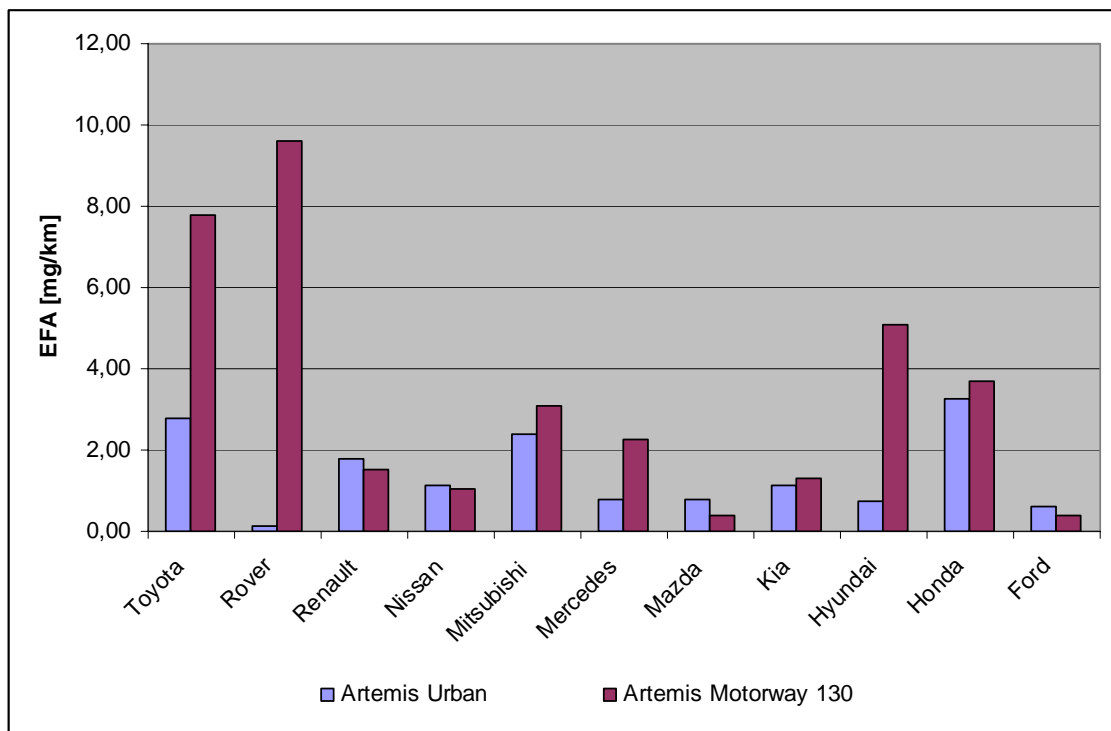


Abb. 6: PM-Emissionsfaktoren aus [Ricardo (2005)]



**Teil B2:**

**Messtechnische Erfassung von  
Verkehrssituationen und Verkehrsbelegungen  
auf städtischen Hauptstraßen**

**Bergstraße Dresden**

Udo J. Becker  
Falk Richter  
Wolfram Schmidt

Technische Universität Dresden  
Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr

---

**Inhaltsverzeichnis**

<b>1</b>	<b>Einordnung .....</b>	<b>366</b>
<b>2</b>	<b>Randbedingungen .....</b>	<b>367</b>
<b>3</b>	<b>Verkehrsstärke .....</b>	<b>368</b>
<b>4</b>	<b>Verkehrszustände.....</b>	<b>377</b>
4.1	Messmethodik .....	377
4.2	Datenaufbereitung.....	378

**Anhang**

## 1 Einordnung

(1) Für die Bestimmung der Emissionen des Straßenverkehrs ist neben den Fahrleistungen, der Zusammensetzung des jeweiligen Fahrzeugbestandes und den technischen Parametern der Fahrzeuge das Fahrverhalten eine wesentliche Eingabegröße. Für das (typische) Fahrverhalten müssen Fahrmuster gebildet werden, um die Berechnungen operationalisieren zu können. Die derzeit in der Emissionsberechnung verwendeten Emissionsfaktoren des UBA beziehen sich auf je fünf Innerorts- und Außerortsfahrmuster. Aus diesen Fahrmustern wurden für die Emissionsberechnung Linearkombinationen, die sogenannten Verkehrssituationen gebildet.

(2) Um die Emissionen auf einem bestimmten Straßenzug berechnen zu können, ist die Kenntnis der im Untersuchungszeitraum vorliegenden mittleren Verkehrssituationen und Fahrmuster erforderlich. Die bisherigen Erfahrungen mit den UBA-Emissionsfaktoren zeigen, dass gerade die Unsicherheiten im Umgang mit diesen Verkehrssituationen zu einer breiten Streuung der Berechnungsergebnisse bei verschiedenen Untersuchungen führten. Je nach (oftmals pauschaler) Einschätzung der Fahrmuster können die Ergebnisse der Emissionsabschätzungen um bis zu 50%, in Extremfällen sogar noch darüber, um den „realen Wert“ streuen. Die genaue Bestimmung der Fahrmuster ist für Emissions-/Immissionsbetrachtungen somit unverzichtbar.

(3) Vom Lehrstuhl für Verkehrsökologie an der TU Dresden wurde in den vergangenen Jahren in verschiedenen Vorher/Nachher-Untersuchungen die Emissionsentwicklung auf Dresdner Hauptstraßen vor und nach deren Ausbau untersucht. Im Rahmen der Untersuchungen wurden sowohl die positiven als auch die negativen Effekte der Ausbaumaßnahmen durch umfangreiche Erhebungen und darauf aufbauende Berechnungen weitestgehend quantifiziert und in Abschlussberichten und Veröffentlichungen<sup>1</sup> dokumentiert. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag dabei bei der Entwicklung der Luftschadstoffbelastung im Bereich der Ausbaustrecken. Im Rahmen dieser Projekte wurde eine Methodik zur Erhebung der Verkehrszustände entwickelt und mit gutem Erfolg mehrfach angewendet.

(4) Bei dem vorliegenden Teilbericht handelt es sich um eine Zuarbeit zum FE-Projekt 02.265/2005/LRB "Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen an Straßen", welches vom Ingenieurbüro Lohmeyer im Auftrag der BASt bearbeitet wird. Mit der an der TU Dresden entwickelten Methodik zur Erfassung der Verkehrszustände wurden die Verkehrssituationen auf der Bergstraße in Dresden zwischen Fritz-Löffler-Platz und Knoten Kohlenstraße am Stichtag 27.04.2006 untersucht. Als Ergebnis liegen die Verkehrssituationen nach HBEFA für die Untersuchungsstrecke für diesen Tag abschnittsbezogen und stundenfein vor.

(5) Weiterhin wurden für den Abschnitt Mommsenstraße bis Zeunerstraße die Verkehrsdaten der Pegelzählstelle des Straßen- und Tiefbauamtes Dresden spurfein und fahrzeugkategoriefein für den Messtag ausgewertet. Mit diesen Daten zu Verkehrssituationen und Verkehrsstärke liegen sehr gute Voraussetzungen für die Emissionsberechnung vor.

---

<sup>1</sup>z.B. U. Becker, F. Richter: Ist Straßenausbau Umweltschutz? in Internationales Verkehrswesen April 2002

## 2 Randbedingungen

(1) Die **Untersuchungsstrecke** wurde vom Auftraggeber vorgegeben und umfasste die Bergstraße von Fritz-Löffler-Platz bis Knoten Kohlenstraße. Das Messfahrzeug, ein Peugeot 406 mit Peiseler-Messrad, führte zwischen 6:00 Uhr und 22:00 Uhr auf der Messtrecke 50 Messfahrten durch. Zusätzlich wurden zwei Nachtfahrten um 23:15 Uhr und 23:30 Uhr durchgeführt. Gewendet wurde jeweils in der Reichenbachstraße und über die Brücke Kohlenstraße.

(2) Für die Auswertung wurde die Strecke in 4 Abschnitte geteilt, deren Abgrenzung aus Tabelle 1 hervorgeht. Als Abschnittsgrenzen wurden jeweils die Knotenmittelpunkte definiert.

Tabelle 1

<b>Abschnitt-Nr.</b>	<b>Anfang</b>	<b>Ende</b>	<b>Strecke (m) Richtung I (auswärts)</b>	<b>Strecke (m) Richtung II (einwärts)</b>
1	LSA Fritz-Löffler-Platz	LSA Fritz-Förster-Platz	269	307
2	LSA Fritz-Förster-Platz	LSA Mommsenstraße	334	289
3	LSA Mommsenstraße	LSA Nöthnitzer Straße	303	332
4	LSA Nöthnitzer Straße	Beginn Rampe Kohlenstraße	376	305
<b>1-4</b>	<b>Gesamtstrecke</b>		<b>1282</b>	<b>1233</b>

(3) Bei der Auswahl des **Untersuchungszeitpunktes** war zu berücksichtigen, dass die Verkehrsnachfrage sowohl im Wochen- als auch im Jahresverlauf Schwankungen unterliegt. Da der Monat April außerhalb der Ferienzeit „normale“ Verkehrsverhältnisse erwarten lässt und sich für eine Verkehrserhebung die „mittleren“ Werktage Dienstag, Mittwoch und Donnerstag am besten eignen, fand die Untersuchung am Donnerstag dem 27. April 2006 statt. Der beobachtete Verkehrsablauf an diesem Tag ist als normal einzuschätzen, d.h. es traten keine besonderen Ereignisse wie Unfälle oder Straßensperrungen auf.



### 3 Verkehrsstärke

- (1) Für die Erhebung der Verkehrsstärken auf der Untersuchungsstrecke lag der günstige Umstand vor, dass in ca. 50 m Entfernung vom Feinstaub-Messcontainer im Bereich zwischen Mommsenstraße und Zeunerstraße eine Pegelzählstelle (PZS) des Straßen- und Tiefbauamtes der Stadt Dresden installiert ist. Die **Pegelzählstellen** dienen der langfristigen Erhebung der Verkehrsstärke und liefern einen Dauer-„Pegel“ für KFZ, wobei nach den Fahrzeugkategorien Motorräder, PKW, PKW mit Anhänger, Kleintransporter, Busse, LKW und LZ/SZ unterschieden wird. Das Straßen- und Tiefbauamt Dresden stellte die erforderlichen Daten der Pegelzählstellen zur Verfügung. .
- (2) Es liegen die stündlichen Werte für die Verkehrsstärken der einzelnen Fahrzeugkategorien für die gesamte Woche vom 24.04.2006 bis 30.04.2006 richtungsfine vor. Aus den vom STA übergebenen Rohdaten der PZS im ASCII-Format konnten außerdem die Stundenwerte für den Untersuchungstag 27.04.2006 fahrspurfein ermittelt werden.
- (3) Die **Tagesganglinien** der Pegelzählstelle Bergstraße für den 27.04.06 sind in den Bildern 1 bis 7 und in Tabellen 2 und 3 richtungsgetreunt und fahrspurfein dargestellt. Erkennbar ist in diesen Bildern, dass die Ganglinien die für Ausfallstraßen typischen Unterschiede in Abhängigkeit von der Fahrtrichtung aufweisen. So weist die Ganglinie für PKW für die Fahrtrichtung stadteinwärts eine kurze, ausgeprägte Frühspitze auf. In der stadtauswärtigen Richtung steigt der PKW-Verkehr dagegen im Laufe des Tages recht stetig an, um dann nach der Spitzenstunde 16:00 bis 17:00 Uhr wieder abzufallen. Der SNF-Verkehr hat dagegen keine ausgeprägten Spitzenstunden, sondern verteilt sich in beiden Richtungen recht gleichmäßig über die Zeit von 5:00 bis 19:00 Uhr.
- (4) Die **Wochenganglinien** der Pegelzählstelle Bergstraße sind als Jahresmittelwerte und für die Woche der Verkehrsuntersuchung im April 2006 für KFZ und SNF richtungsgetreunt in den Bildern 8 bis 16 dargestellt.
- (5) In Bild 17 sind für die PZS Bergstraße die monatlichen DTV-Werte des Jahres 2005, also der **Jahresgang der Pegelzählstelle** dargestellt. Der Monat April liegt danach an der PZS Bergstraße mit 97,3% leicht unter dem Jahresmittelwert.
- (6) Am 26.04.2006 abends wurden auf der Bergstraße auf dem gleichen Abschnitt wie die PZS (Mommsenstraße-Zeunerstraße) die NC90-Zählplatten des Lehrstuhles für Verkehrsökologie installiert. Das Messsystem erfasst in berührungsloser Arbeitsweise die **Anzahl, Länge und Geschwindigkeit** der Fahrzeuge, die das Messsystem überfahren, und legt die Daten in einem integrierten Speicher ab. Die Ergebnisse, die die NC90-Platten lieferten, entsprechen mit hoher Genauigkeit den Werten der PZS. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass bei weiteren Untersuchungen auf die Werte der NC90-Platten zurückgegriffen werden kann.

Tabelle 2 PZS Bergstraße 27.04.2006 / Tagesgang KFZ

	einwärts				auswärts			Querschnitt
	rechts	links	Busspur	gesamt	rechts	links	gesamt	
01:00	86	40	3	129	77	25	102	231
02:00	59	24	1	84	34	11	45	129
03:00	27	19	0	46	25	6	31	77
04:00	25	9	1	35	21	3	24	59
05:00	35	14	0	49	47	11	58	107
06:00	84	50	3	137	122	45	167	304
07:00	232	244	3	479	211	141	352	831
08:00	554	648	8	1210	287	242	529	1739
09:00	672	841	12	1525	299	219	518	2043
10:00	474	514	13	1001	311	256	567	1568
11:00	439	476	9	924	303	251	554	1478
12:00	374	357	9	740	310	252	562	1302
13:00	377	343	10	730	359	302	661	1391
14:00	339	361	11	711	362	321	683	1394
15:00	357	347	8	712	466	436	902	1614
16:00	399	383	13	795	536	541	1077	1872
17:00	460	527	12	999	602	637	1239	2238
18:00	457	527	14	998	544	505	1049	2047
19:00	401	452	11	864	477	459	936	1800
20:00	383	364	11	758	382	315	697	1455
21:00	287	268	7	562	305	217	522	1084
22:00	217	174	6	397	193	90	283	680
23:00	147	99	3	249	201	99	300	549
00:00	127	75	1	203	125	58	183	386
gesamt	7012	7156	169	14337	6599	5442	12041	<b>26378</b>

Tabelle 3 PZS Bergstraße 27.04.2006 / Tagesgang Schwerverkehr

	einwärts				auswärts			Querschnitt
	rechts	links	Busspur	gesamt	rechts	links	gesamt	
01:00	8	3	0	11	11	0	11	22
02:00	5	5	0	10	2	0	2	12
03:00	11	6	0	17	7	0	7	24
04:00	6	5	0	11	5	0	5	16
05:00	8	1	0	9	15	1	16	25
06:00	15	3	1	19	34	0	34	53
07:00	25	5	1	31	42	2	44	75
08:00	52	13	1	66	39	4	43	109
09:00	48	17	3	68	47	3	50	118
10:00	33	13	1	47	54	6	60	107
11:00	51	15	2	68	47	8	55	123
12:00	39	18	2	59	53	4	57	116
13:00	34	16	2	52	50	4	54	106
14:00	40	15	1	56	45	5	50	106
15:00	37	17	0	54	48	7	55	109
16:00	40	16	3	59	38	4	42	101
17:00	38	20	4	62	45	7	52	114
18:00	34	14	4	52	33	4	37	89
19:00	39	9	2	50	33	7	40	90
20:00	14	5	2	21	19	3	22	43
21:00	22	7	2	31	23	1	24	55
22:00	12	0	0	12	8	2	10	22
23:00	6	0	0	6	11	1	12	18
00:00	6	6	0	12	8	0	8	20
gesamt	623	229	31	883	717	73	790	<b>1673</b>



Bild 4

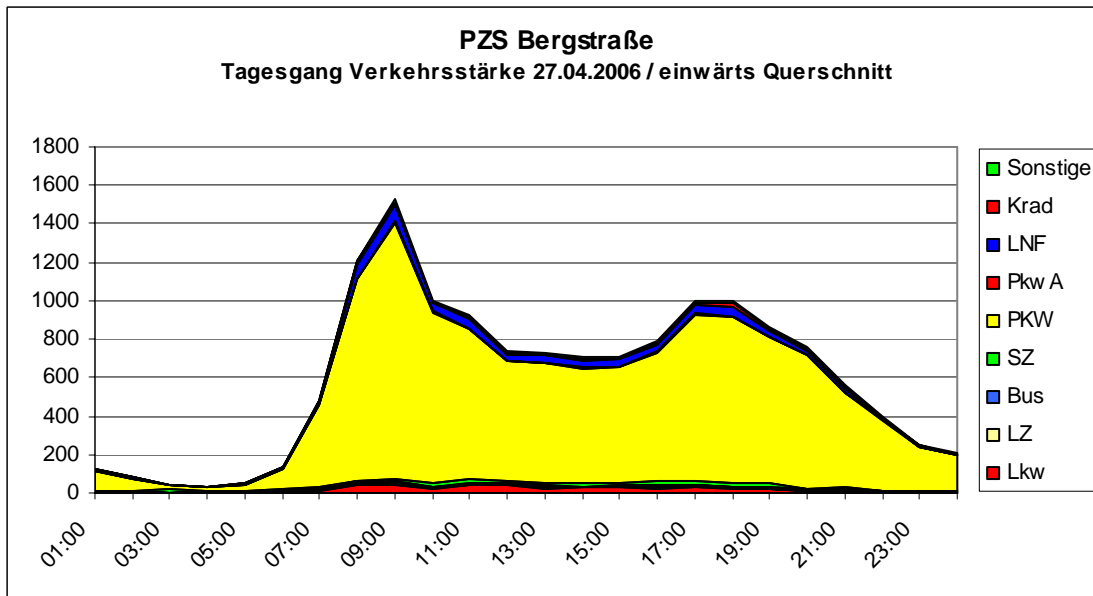


Bild 5

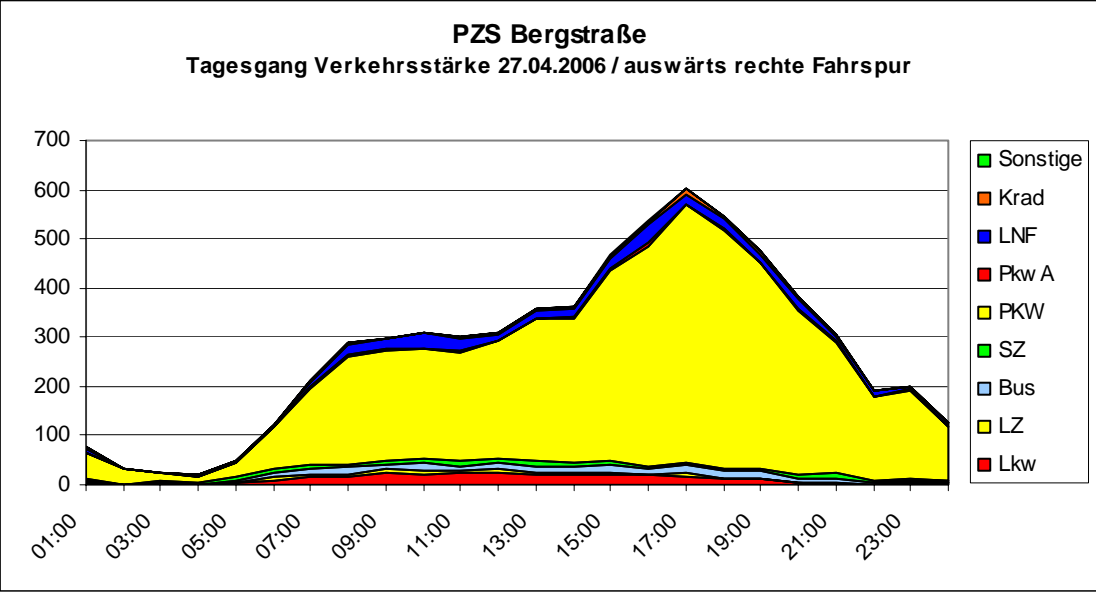


Bild 6

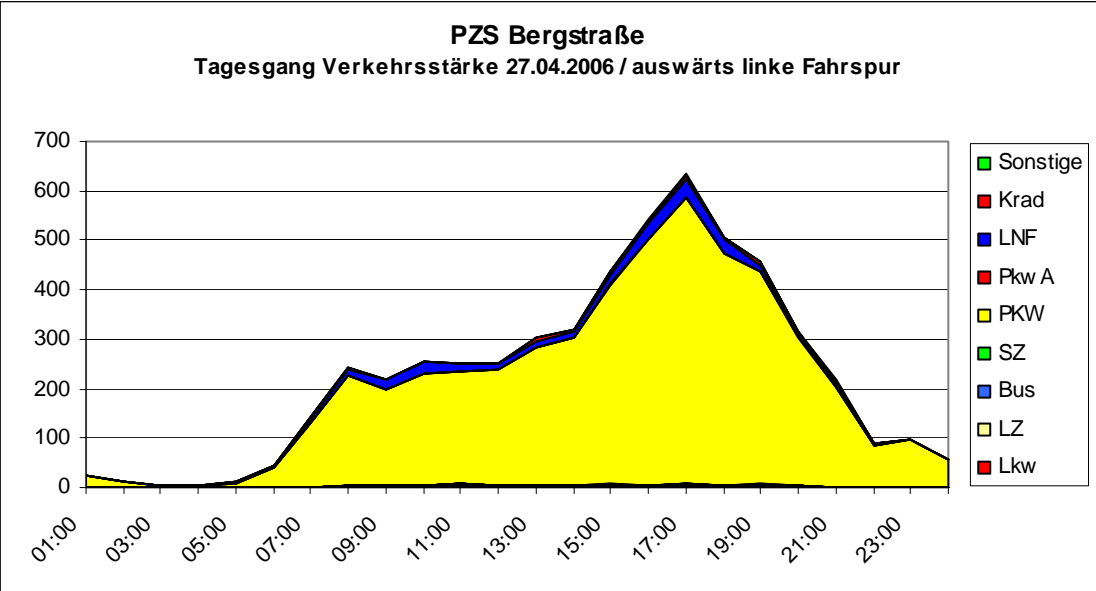


Bild 7

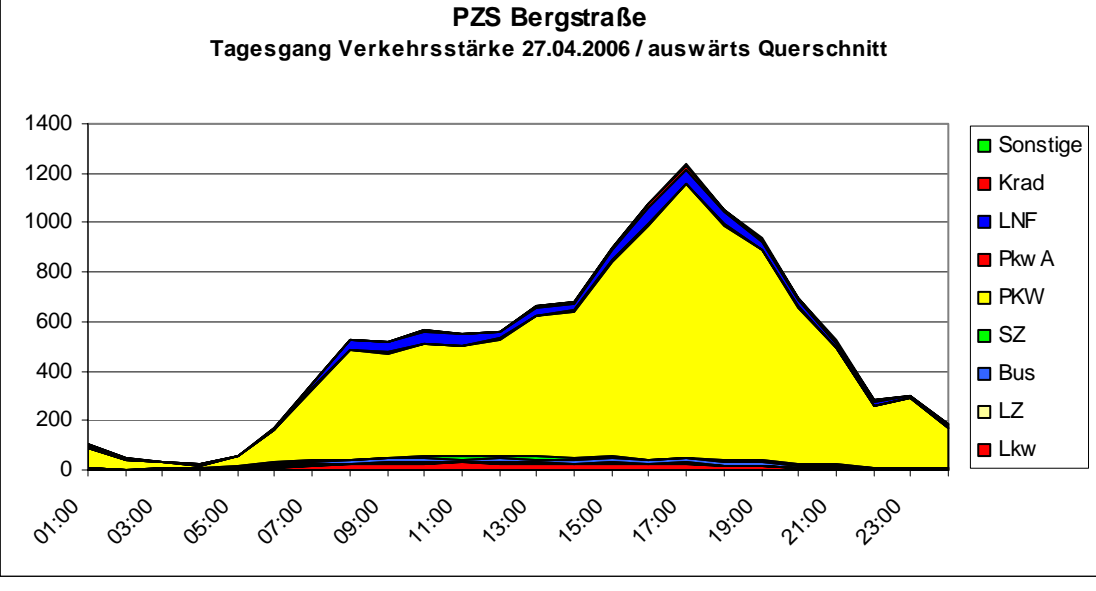


Bild 8

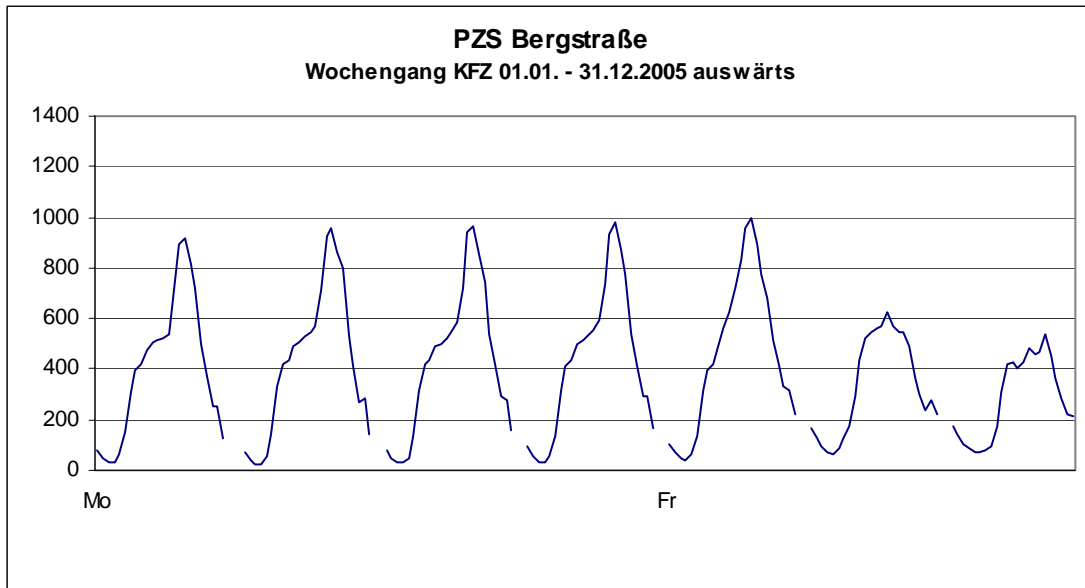


Bild 9

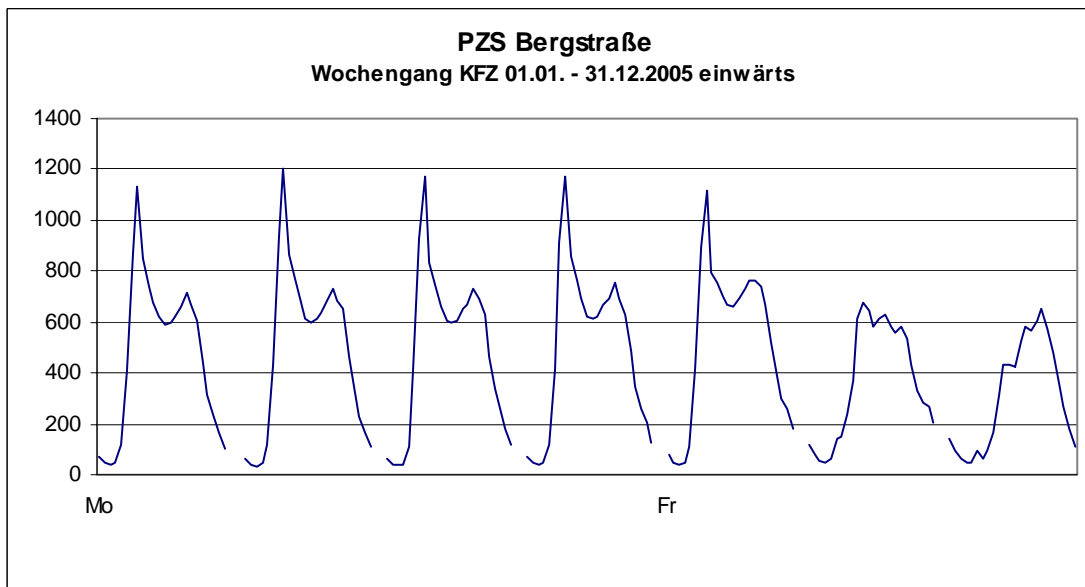


Bild 10

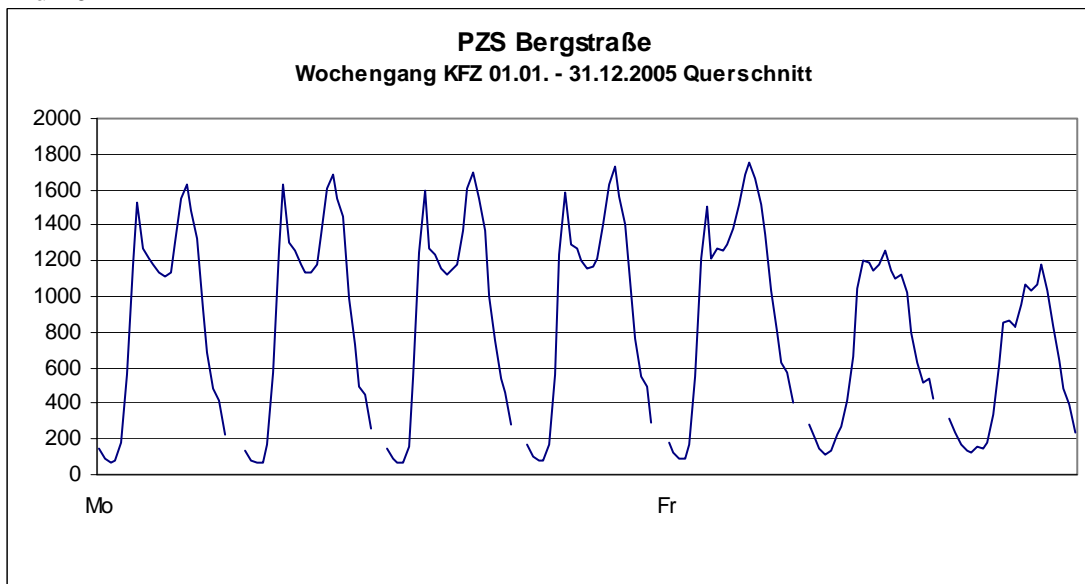


Bild 11

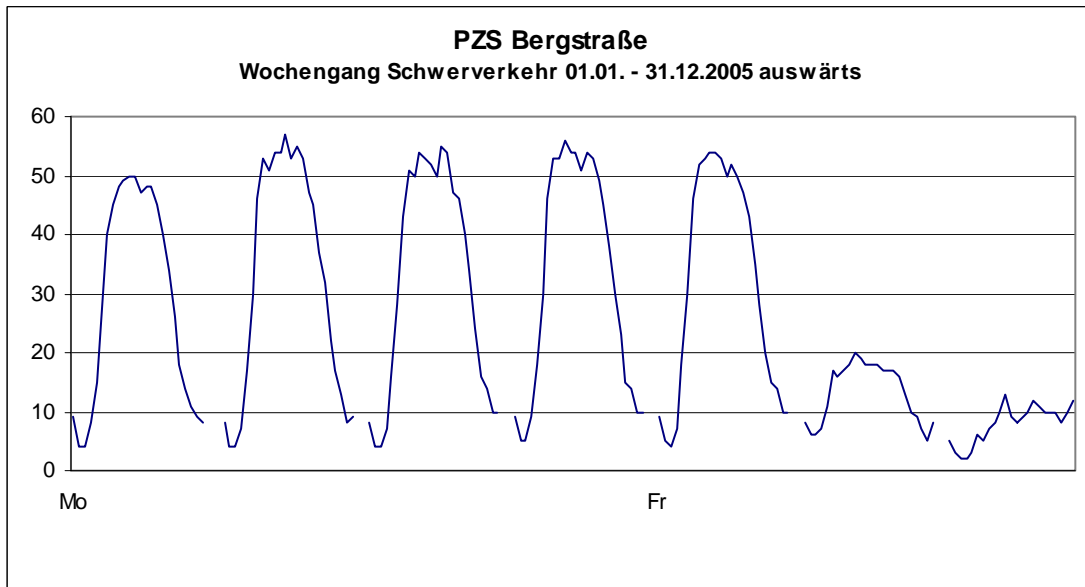


Bild 12

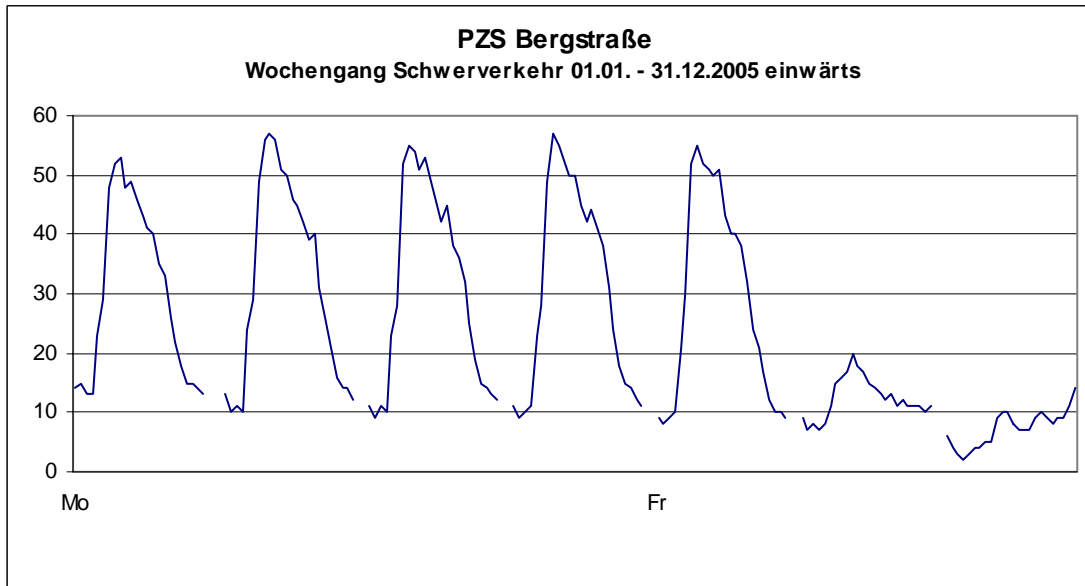


Bild 13

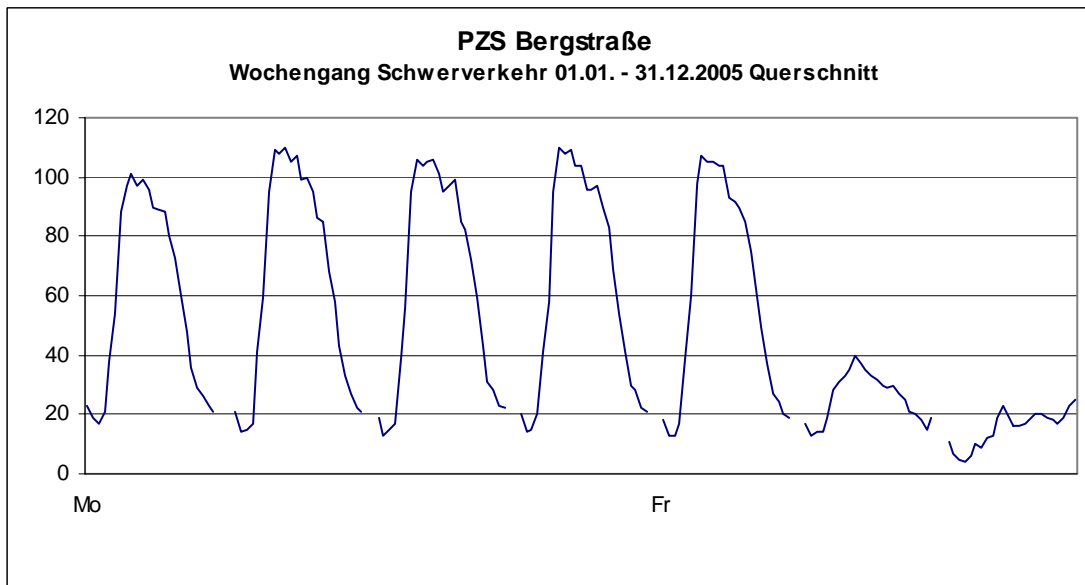


Bild 14

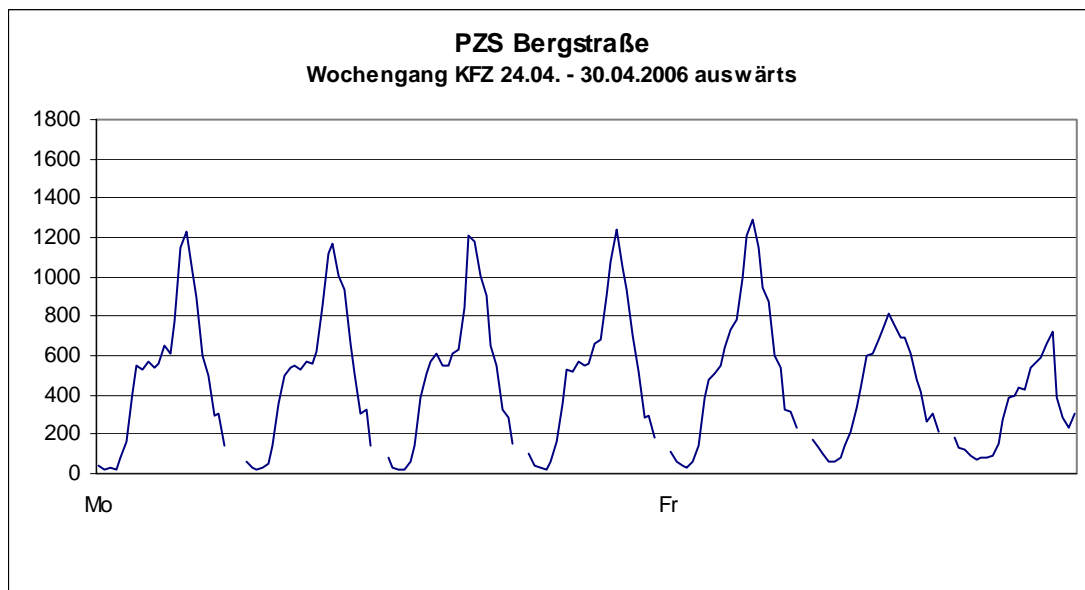


Bild 15

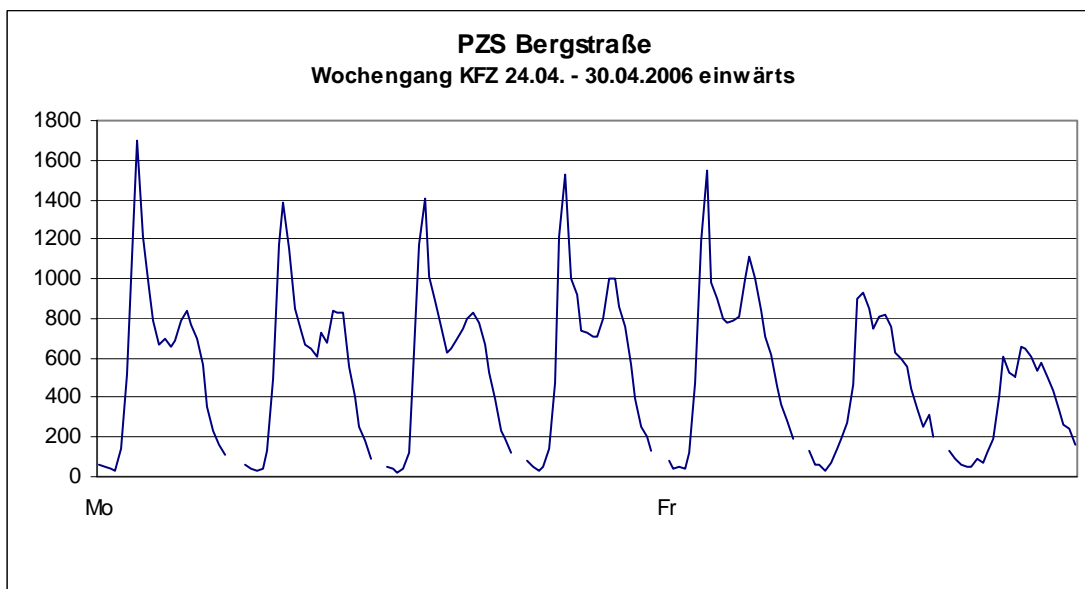


Bild 16

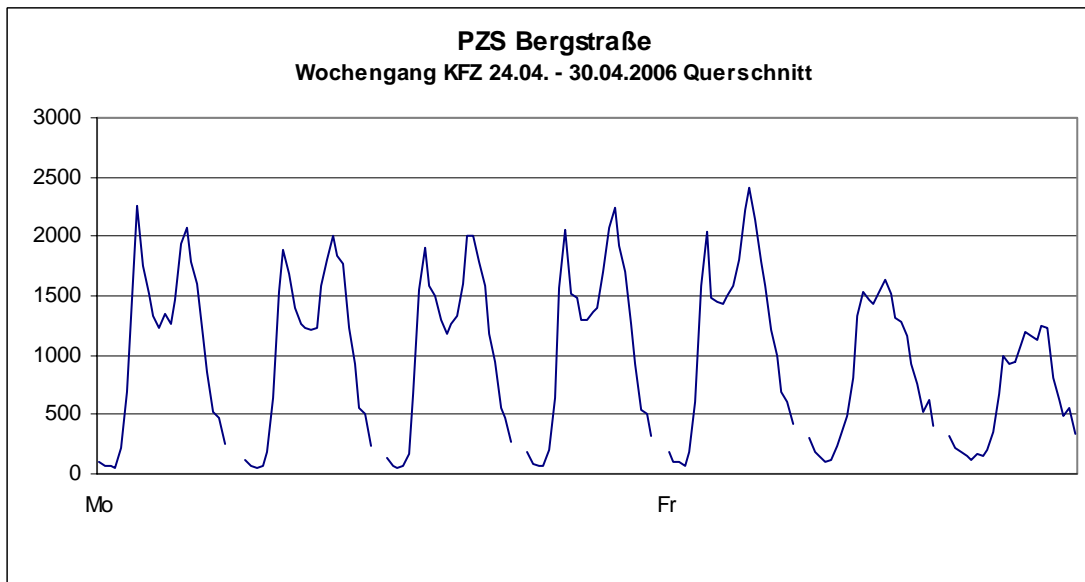
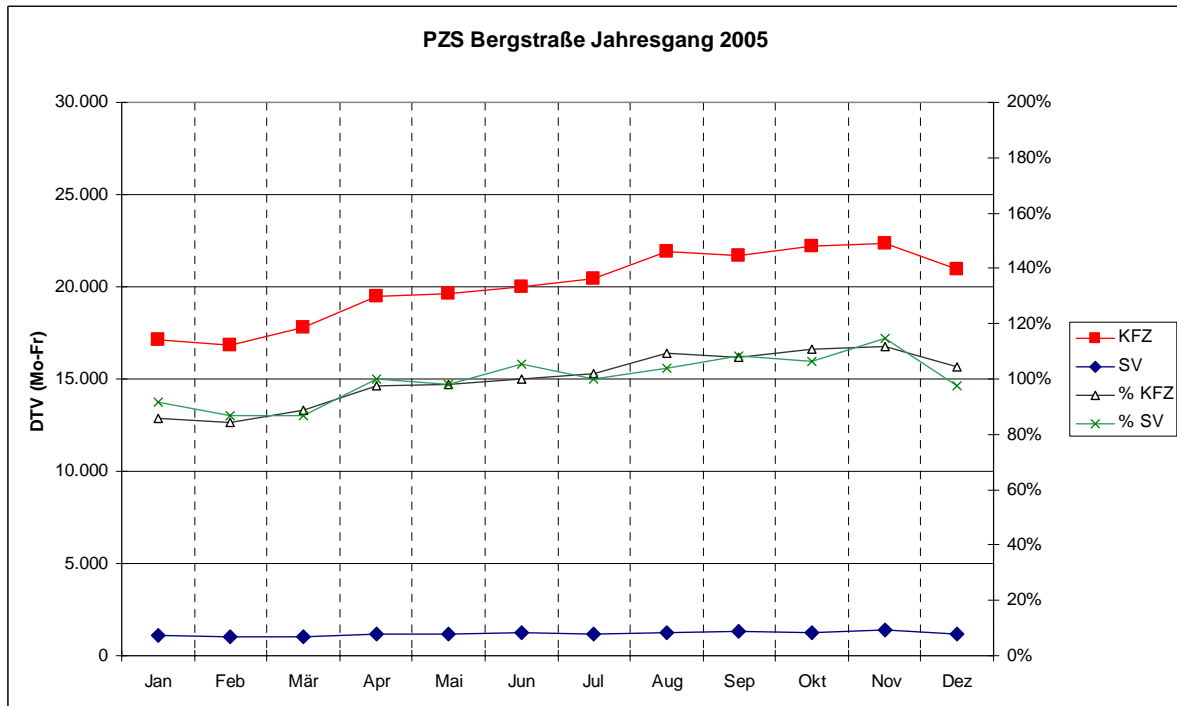




Bild 17 Jahrgang 2005 des DTV an der PZS Bergstraße



## 4 Verkehrszustände

Neben der Fahrleistung, welche aus Fahrstrecke und Fahrzeuganzahl resultiert, ist auch das **Fahrverhalten** für den Schadstoffausstoß von Kraftfahrzeugen von Bedeutung. Das Fahrverhalten der Fahrzeuge im Untersuchungsgebiet ist von den **Verkehrszuständen** abhängig, welche bei entsprechender Auslastung der Straßenkapazität mit dem Tagesgang der Verkehrsstärke Schwankungen unterliegen können.

### 4.1 Messmethodik

(1) Um die Art der unterschiedlichen Verkehrszustände im Tagesverlauf und deren zeitliche Dauer erfassen zu können, fuhr ein **Messfahrzeug** am Untersuchungstag, dem 27.04.2006 auf der Messstrecke von 6:00 bis 22:00 Uhr im Verkehr mit und zeichnete in Sekundenschritten die zurückgelegte Wegstrecke und die momentane Geschwindigkeit in Messdateien auf. Die Messdaten wurden mit dem Ziel erfasst, bestimmten Zeitbereichen auf bestimmten Streckenabschnitten bestimmte **Fahrmuster** zuzuordnen. In den Fahrmustern, welche in der Emissionsberechnung das Fahrverhalten charakterisieren, sind Fahrten, welche sich in bestimmten Kenngrößen wie Fahrgeschwindigkeiten und Haltezeitanteilen ähneln, zusammengefasst.

(2) Das Messfahrzeug war mit einem **Peiseler-Messrad** ausgestattet. Dieses System besteht aus einem Steuer- und Anzeigerät (Bild 18) und dem Radnabengeber (Bild 19). Das Messprinzip besteht darin, dass während eines bestimmten Zeitintervalls **die registrierten Wegimpulse** gezählt werden. Die Erfassung der Wegimpulse erfolgt über den Radnabengeber, der an ein nichtangetriebenes Fahrzeugrad angeschraubt wird. Das Steuer- und Anzeigerät ist ein Bordcomputer, der die registrierten Wegimpulse in eine Länge und in bestimmten Zeitschritten in eine Geschwindigkeit umrechnet. Durch die Kopplung des Bordcomputers, der nur Summenwerte festhält, mit einem zusätzlichen Computer (Laptop) können alle momentanen Messwerte (z.B. in Sekundenintervallen) direkt vom Bordcomputer übernommen und nach der Messung als Messdatei gespeichert werden. Die dazu erforderliche Software wurde am Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr entwickelt und erprobt. Die Messgenauigkeit beträgt nach vorliegenden Erfahrungen  $\pm 0,25\%$ .

(3) Die Messfahrten wurden nach der Methode des „Mitschwimmens“ (Car-floating) durchgeführt. Dabei orientiert sich der Fahrer an den jeweiligen Verkehrsbedingungen, indem er mit dem Verkehr mitschwimmt. Nach diesem Prinzip entstandene Fahrprofile reflektieren das durchschnittliche Geschwindigkeitsverhalten eines Gesamtkollektivs, die persönlichen Fahreigenschaften des Testfahrers treten dabei in den Hintergrund.

## Bilder 18 und 19 Peiseler Messsystem



(4) Das Ergebnis einer jeden Messfahrt war jeweils eine **Messdatei**. Die Gesamtheit der Geschwindigkeitswerte einer Fahrt bilden eine **Fahrkurve**, welche sich grafisch als Geschwindigkeit-Zeit-Diagramm oder Geschwindigkeit-Weg-Diagramm gut darstellen lässt.

(5) Bei Durchfahrt durch die unter Punkt 2 definierten Abschnittsgrenzen, sowie bei Anfang und Ende der Messstrecke wurden jeweils durch den Beifahrer entsprechende Tasten auf dem Laptop betätigt. Dies wurde in der Messdatei gespeichert und ermöglichte somit die **Zuordnung der Messwerte zum Streckenabschnitt**. Es war somit möglich, aus den Messfahrten die Fahrkurven der 4 einzelnen Abschnitte zu isolieren und nach Abschnitten zusammenzufassen.

#### 4.2 Datenaufbereitung

(1) Als Ergebnis der Messfahrten liegen **Gesamtfahrprofile** (v-s-Diagramme) für jede Richtung vor. In den Bildern 20 und 21 sind diese dargestellt.

(2) Aus der räumlichen Einteilung der Strecke in 4 Abschnitte in 2 Richtungen und den 24 Stunden eines Tages ergibt sich eine Matrix zu 8 Zeilen und 24 Spalten (= 192 Felder). Es bestand nun die Aufgabe, die erhobenen Daten zu den Verkehrszuständen für die Erfordernisse einer stundenfeinen Emissionsberechnung aufzubereiten, was bedeutet, dass für die 192 Felder der Matrix durch Auswertung der Fahrkurven Verkehrssituationen zu bestimmen waren.

Bild 20 Fahrprofil Bergstraße Richtung I

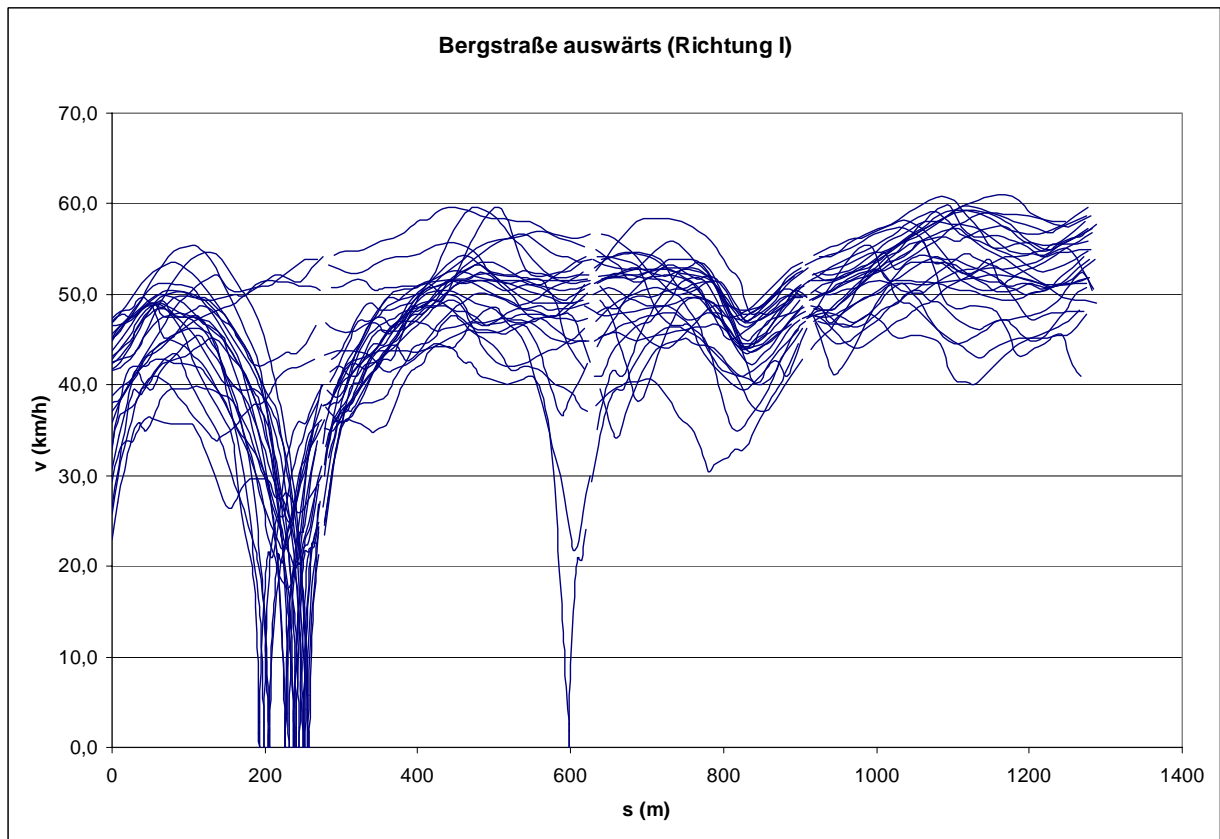
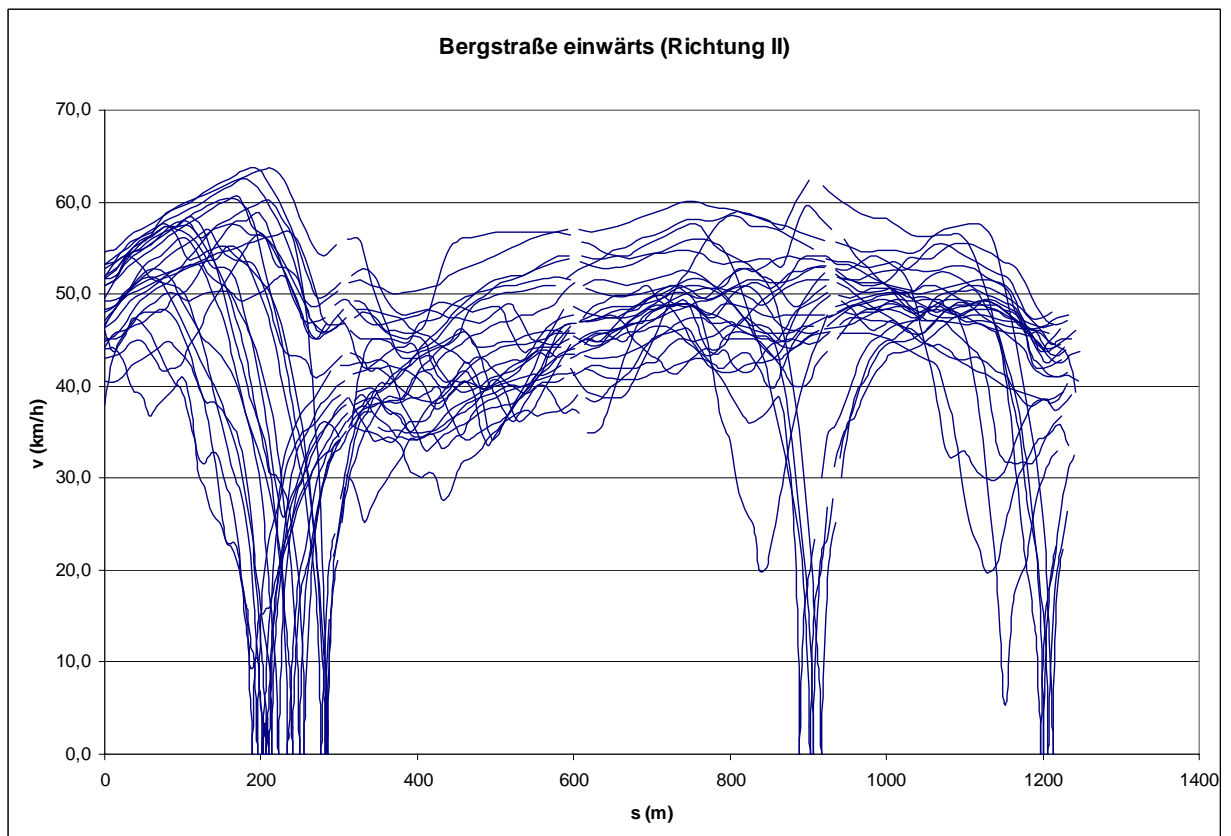


Bild 21 Fahrprofil Bergstraße Richtung II



(3) In der Emissionsberechnung nach HBEFA werden die Verkehrszustände über Verkehrssituationen beschrieben. Verkehrssituationen sind durch Merkmale eines Straßenabschnittes wie Ausbaugrad oder Kurvigkeit, aber auch durch die jeweils vorhandene Verkehrsstärke charakterisiert. Hinter einer **Verkehrssituation** steht jeweils ein bestimmtes Fahrmuster bzw. eine Linearkombination verschiedener Fahrmuster, die ihrerseits durch kinematische Größen wie Fahrgeschwindigkeiten und Produkt aus Geschwindigkeit und Beschleunigung charakterisiert sind. In Tabelle 4 sind die für die vorliegende Untersuchung in Betracht kommenden HBEFA-Fahrmuster für PKW mit ihren Kenngrößen zusammengestellt. Die in Frage kommenden HBEFA-Verkehrssituationen sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Tabelle 4 Stadtstraßen-Fahrmuster für PKW

Fahrmuster	1	2	3	4	5	6	7
<b>Anteile Konstantfahrt Stand</b>	31,8% 5,3%	23,3% 32,5%	36,6% 13,5%	26,2% 15,3%	52,2% 0,6%	27,9% 1,1%	46,2% 0,7%
<b>Reisegeschwindigkeit [km/h]</b>							
<b>Mittel</b>	18,6	19,9	32,0	37,5	46,2	60,6	58,4
<b>Q10</b>	3,7	0,0	0,0	0,0	24,5	34,4	36,5
<b>Q25</b>	9,7	0,0	14,7	10,2	38,3	50,3	50,2
<b>Q75</b>	27,2	37,2	48,2	57,4	55,8	73,9	69,1
<b>Q90</b>	32,0	45,5	54,6	71,4	63,8	81,8	76,2
<b>Std.-abw.</b>	10,9	18,5	19,8	26,9	16,1	18,8	16,0
<b>Geschwindigkeit * Beschleunigung [m/s*m/s<sup>2</sup>]</b>							
<b>Mittel</b>	-0,32	-0,28	-0,16	0,16	0,55	-0,04	-0,83
<b>Q10</b>	-6,04	-5,55	-6,86	-8,98	-5,96	-15,66	-11,33
<b>Q25</b>	-2,42	-1,81	-2,61	-3,03	-2,73	-6,18	-5,18
<b>Q75</b>	2,26	1,22	2,60	3,95	4,12	8,65	3,77
<b>Q90</b>	4,72	4,96	6,56	10,03	8,24	14,50	9,12
<b>Std.-abw.</b>	4,30	4,46	5,91	8,12	6,13	13,24	8,68
<b>überwiegende Charakterisierung</b>	Flächenquellen	Linienquellen, mit nicht koord. LSA, hohe Anbaustruktur, Kern	Linienquellen, mit nicht koord. LSA, schwache Anbaustruktur	Ortsdurchfahrten mit Engpässen	Linienquellen, vorfahrtber., schwacher Anbau, Grüne Welle > 50, angeb. OD	Landstraßen unstetig	Landstraßen eng, Linienquellen Grüne Welle > 50 OD anbaufrei

(4) Nach der an der TU Dresden entwickelten Methodik zur Bestimmung des Tagesganges der Verkehrssituationen wird nun so vorgegangen, dass jeder Stunde in jedem Abschnitt **eine Fahrkurve** zugeordnet und dann Stunden mit ähnlichen Kennwerten zusammengefasst werden. Wenn also z.B. in einem Abschnitt zwischen 08:00 Uhr und 15:00 Uhr keine signifikanten verkehrsstärkebedingten Unterschiede in den 7 Fahrkurven auftreten, dann werden diese 7 Fahrkurven **zu einem Fahrprofil** zusammengefasst und für diese die Kenngrößen Reisegeschwindigkeit, Fahrgeschwindigkeit und das Produkt aus Geschwindigkeit mal Beschleunigung bestimmt. Errechnet werden die Mittelwerte, die 10%-, 25%-, 75%-, und 90%-Percentile und die Standardabweichung. Weiterhin werden die Anteile an Standzeit und an Konstantfahrt ermittelt. Mit Hilfe dieser Kenngrößen ist es durch Vergleich mit den Kenngrößen der PKW-Fahrmuster möglich, die für den betreffenden Zeitraum am besten zutreffende Verkehrssituation auszuwählen.

(5) Im Falle der Bergstraße konnte das Vorgehen vereinfacht werden, da die Messfahrten zeigten, dass es hier keinen messbaren Tagesgang der Verkehrszustände gibt. Die Kapazität der Straße liegt nach deren vierspurigen Ausbau offenbar ganztägig deutlich über der Nachfrage, so dass auch in den Spitzenstunden keine Behinderungen auftraten. Die über den ganzen Tag zufällig auftretenden

den Standanteile sind durch die LSA bedingt. Auch die Nachtfahrten unterschieden sich in ihren Kennwerten nicht von den Fahrten in der Spitzenstunde, da die LSA Fritz-Förster-Platz und Nöthnitzer Straße ganztägig in Betrieb sind. Die Wirkungen der Abschaltung der LSA Fritz-Löffler-Platz (22:00 bis 5:00 Uhr) und Mommsenstraße (20:00 bis 6:00 Uhr) ließen sich in den Messfahrten nicht nachweisen.

(6) Das Fehlen eines Tagesganges der Verkehrszustände führt dazu, dass für die Bergstraße ganztägig gleiche Verkehrssituationen angenommen werden können. Es war also nur eine räumliche Differenzierung nach den einzelnen Abschnitten vorzunehmen. Die resultierende **Verkehrssituationstabelle** ist als Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5 Verkehrssituationstabelle

Abschnitt		Beginn	Ende	0-24Uhr
<b>R I</b>	<b>1</b>	LSA Fritz-Löffler-Platz	LSA Fritz-Förster-Platz	<b>Kern</b>
	<b>2</b>	LSA Fritz-Förster-Platz	LSA Mommsenstraße	<b>HVS 2</b>
	<b>3</b>	LSA Mommsenstraße	LSA Nöthnitzer Straße	<b>HVS 2</b>
	<b>4</b>	LSA Nöthnitzer Straße	Beginn Rampe Kohlenstraße	<b>HVS&gt;50_2</b>
<b>R II</b>	<b>4</b>	Ende Rampe Kohlenstraße	LSA Nöthnitzer Straße	<b>LSA 2</b>
	<b>3</b>	LSA Nöthnitzer Straße	LSA Mommsenstraße	<b>HVS 2</b>
	<b>2</b>	LSA Mommsenstraße	LSA Fritz-Förster-Platz	<b>HVS 4</b>
	<b>1</b>	LSA Fritz-Förster-Platz	LSA Fritz-Löffler-Platz	<b>LSA 1</b>

(7) Die Anhänge 1 bis 8 zeigen für die einzelnen Abschnitte **Formblätter**, in welchen die charakteristischen Kennwerte und die grafische Darstellung der Fahrkurve zusammengefasst sind. Daraus lassen sich alle relevanten Kenngrößen ableiten.

(8) Mit den vorliegenden Daten für die Verkehrsstärke und die Verkehrszustände können die Emissionen auf der Untersuchungsstrecke detailliert berechnet werden.

Tabelle 6 Nach HBEFA zur Verfügung stehende Verkehrssituationen

Abkürzungen	Beschreibung	Fahrmuster-Mix PKW/LNF	Fahrmuster-Mix SNF	Fahrmuster-Mix LBUS
<b>HVS&gt;50_1</b>	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, geringe Störungen	FM7	0,33*FM3+0,67*FM4	FM15
<b>HVS&gt;50_2</b>	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, mittlere Störungen	0,15*FM7+0,85*FM5	0,67*FM4+0,33*FM5	FM15
<b>HVS&gt;50_3</b>	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, starke Störungen	0,6*FM3+0,4*FM5	0,25*FM4+0,75*FM5	0,5*FM14+0,5*FM15
<b>HVS1</b>	Ortsdurchfahrt, vorfahrtberechtigt, ohne Störungen	FM7	0,33*FM3+0,67*FM4	FM15
<b>HVS2</b>	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, geringe Störungen	FM5	0,7*FM4+0,3*FM5	0,67*FM14+0,33*FM15
<b>HVS3</b>	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, mittlere Störungen	0,5*FM3+0,5*FM5	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
<b>HVS4</b>	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, starke Störungen	FM3	0,85*FM5+0,15*FM6	0,5*FM13+0,5*FM14
<b>LSA1</b>	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, geringe Störungen	0,5*FM3+0,5*FM5	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
<b>LSA2</b>	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, mittlere Störungen	0,67*FM3+0,33*FM2	0,5*FM5+0,5*FM6	0,5*FM13+0,5*FM14
<b>LSA3</b>	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, starke Störungen	0,33*FM3+0,67*FM2	0,17*FM5+0,83*FM6	FM13
<b>Kern</b>	Innerortstraßen im Stadtkern	FM2	FM6	FM13
<b>STGO</b>	Stop & Go Innerortstraßen	FM11	FM18	FM30
<b>OD</b>	Ortsdurchfahrt mit Engpässen	FM4	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
<b>STGOA</b>	Stop & Go Autobahn	FM12	FM21	FM30

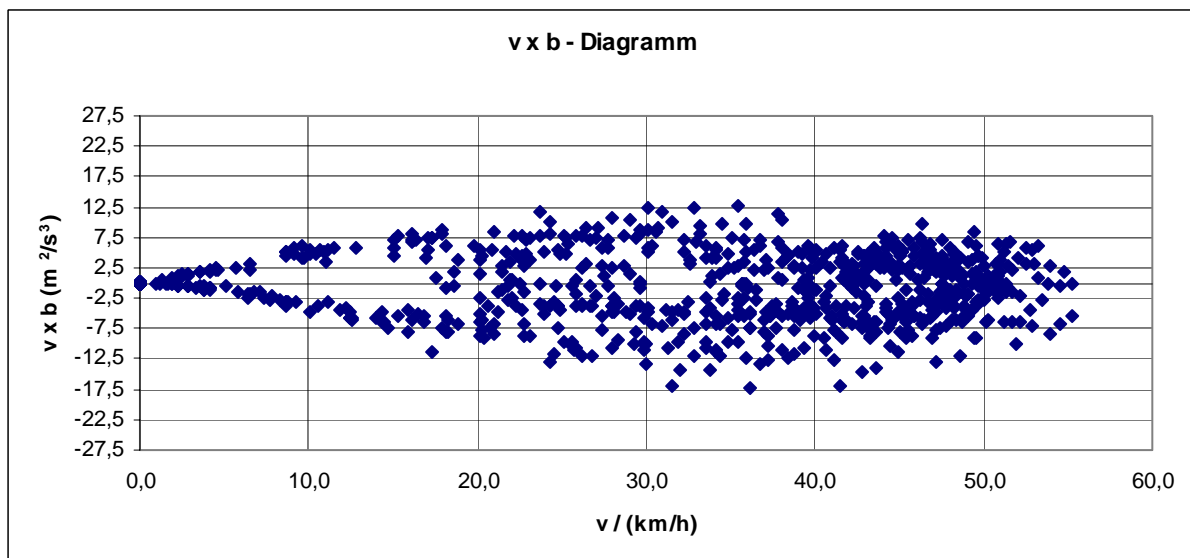
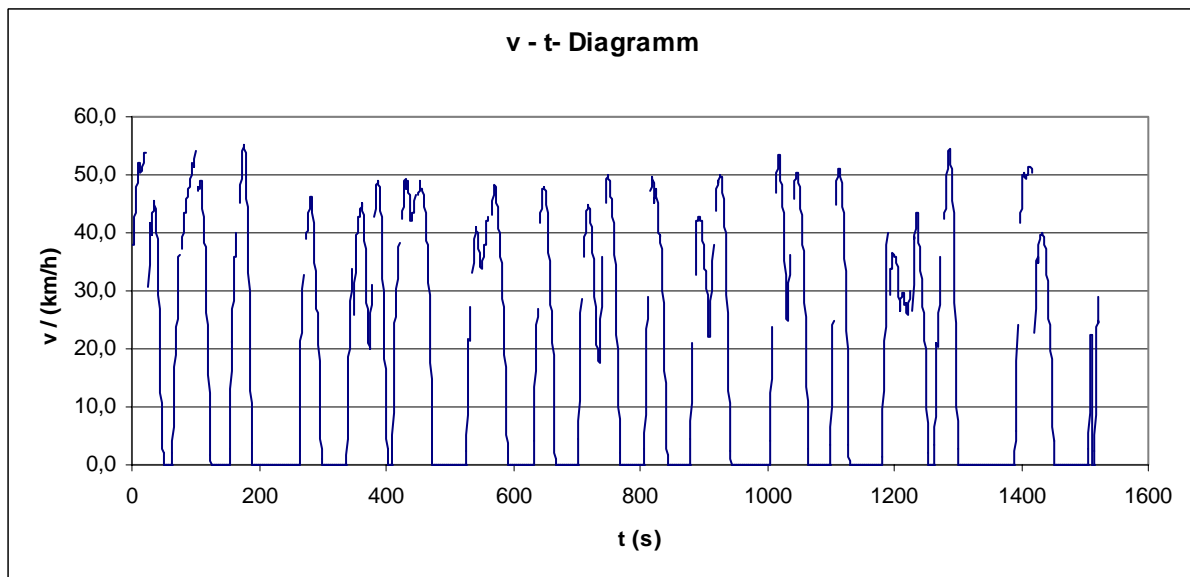
## Anhang 1

**Bergstraße Abschnitt 1 Richtung I**

zwischen Fritz-Löffler-Platz und Fritz-Förster-Platz (auswärts)

Verkehrssituation: Innerorts Kern

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	18,30	34,95	-0,40
Standardabw.	19,76	13,02	4,19
Q10	0,00	15,78	-5,83
Q25	0,00	25,80	-0,75
Q75	38,78	45,70	0,00
Q90	47,20	49,44	4,67

Konstantfahrt / %  
13,46Standanteil / %  
48,63



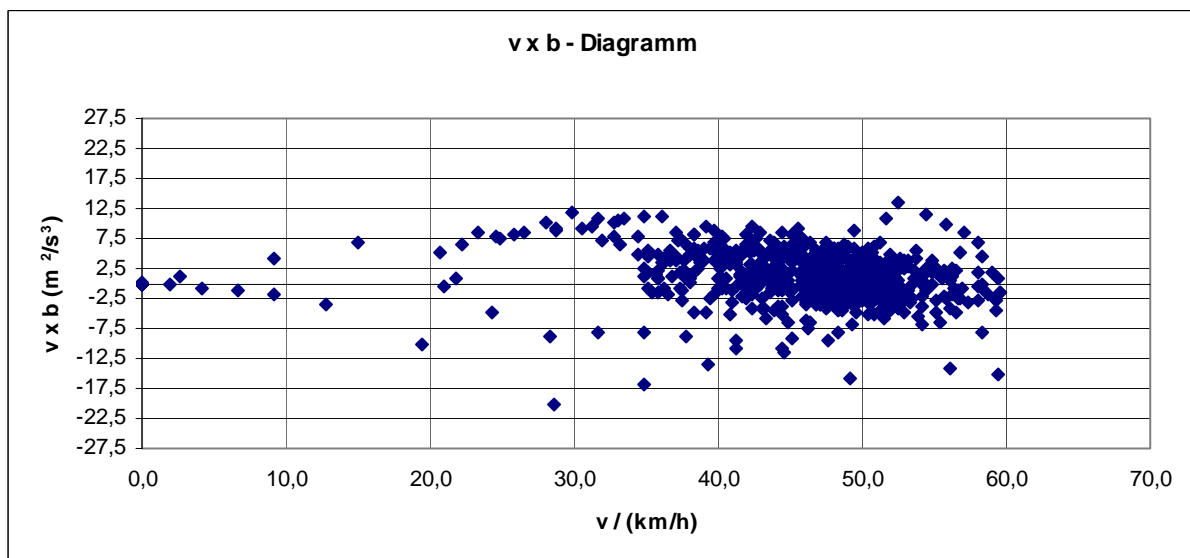
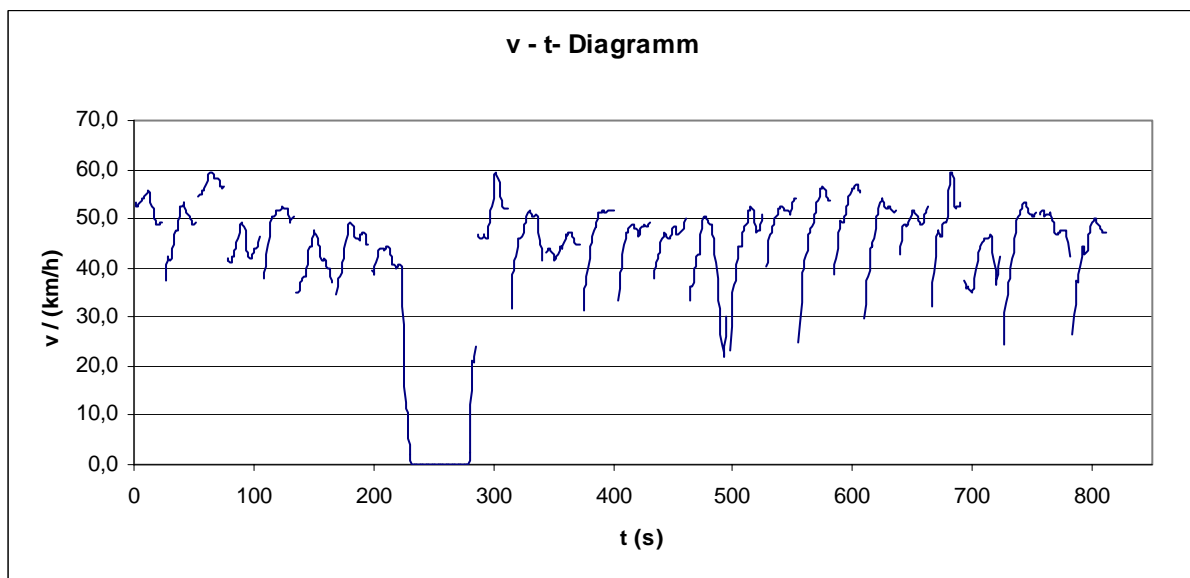
## Anhang 2

**Bergstraße Abschnitt 2 Richtung I**

zwischen Fritz-Förster-Platz und Mommsenstraße (auswärts)

Verkehrssituation: Innerorts HVS 2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	43,09	46,06	1,10	Konstantfahrt / % 62,09
Standardabw.	13,46	7,41	3,99	
Q10	31,24	37,50	-3,13	
Q25	41,53	42,60	-0,87	
Q75	50,85	50,98	3,55	Standanteil / % 6,79
Q90	53,20	53,30	5,89	



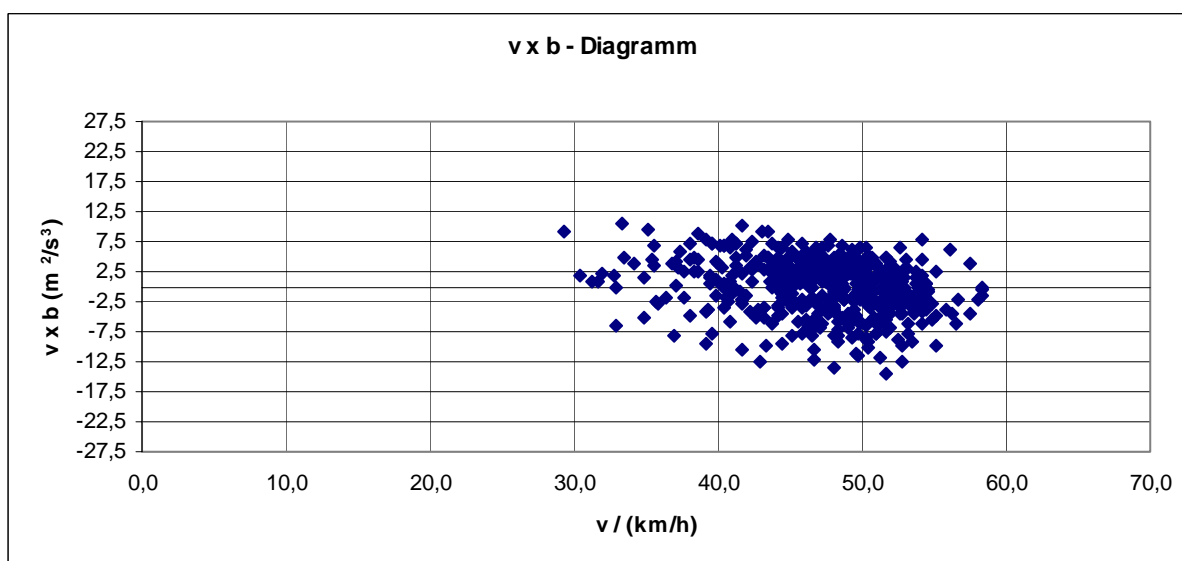
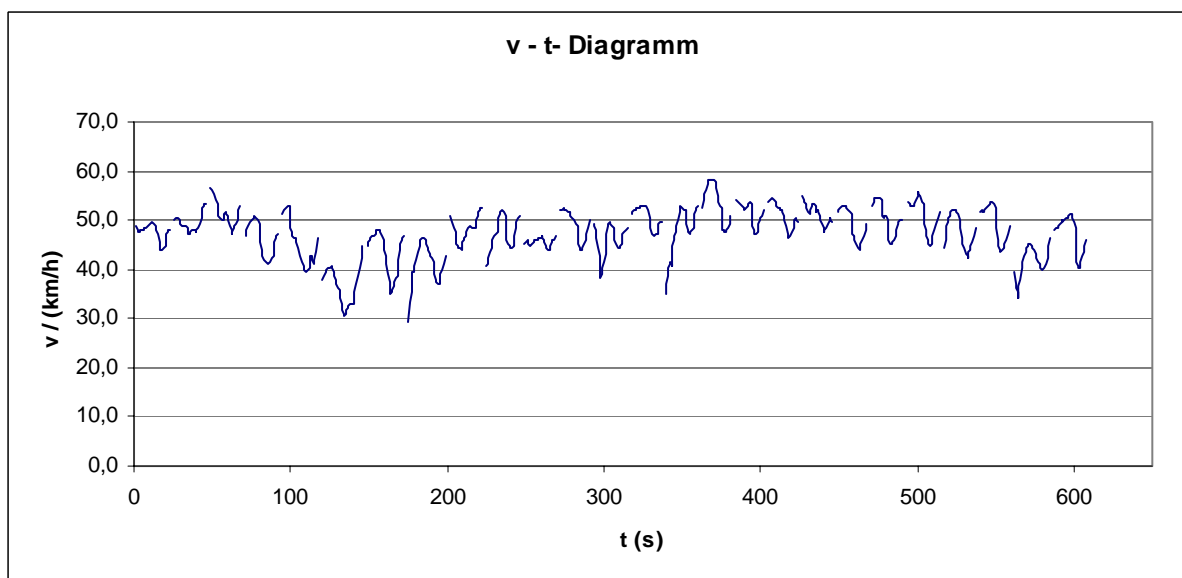
## Anhang 3

**Bergstraße Abschnitt 3 Richtung I**

zwischen Mommsenstraße und Nöthnitzer Straße (auswärts)

Verkehrssituation: Innerorts HVS 2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	47,37	47,28	0,07	Konstantfahrt / % 63,35
Standardabw.	5,04	5,11	4,38	
Q10	40,40	40,31	-5,96	Standanteil / % 0,00
Q25	44,65	44,50	-2,49	
Q75	51,15	51,20	3,18	
Q90	52,90	52,90	4,92	



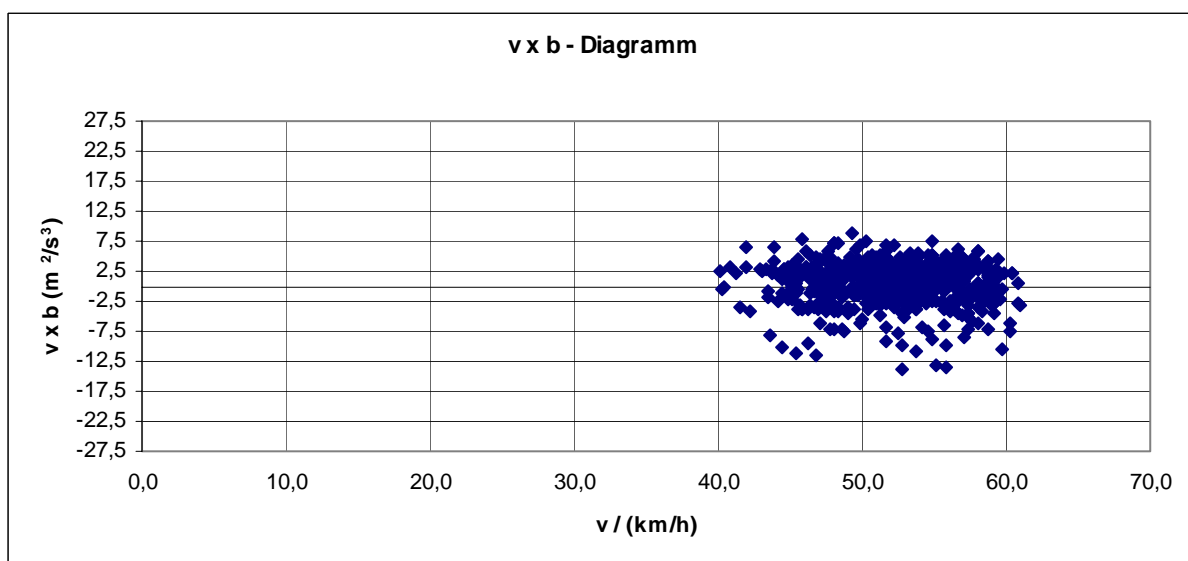
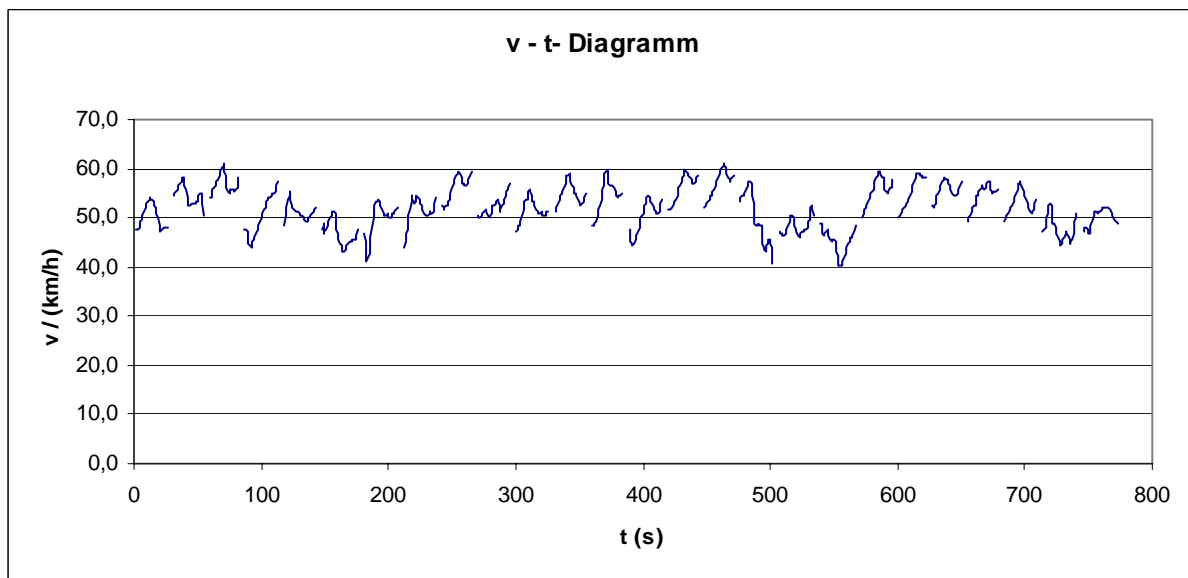
## Anhang 4

**Bergstraße Abschnitt 4 Richtung I**

zwischen Nöthnitzer Straße und Kohlenstraße (auswärts)

Verkehrssituation: Innerorts HVS &gt; 50\_2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	52,04	52,04	0,63
Standardabw.	4,26	4,26	3,36
Q10	46,10	46,10	-3,61
Q25	49,10	49,10	-1,29
Q75	55,20	55,20	2,94
Q90	57,70	57,70	4,07

Konstantfahrt / %  
83,77Standanteil / %  
0,00

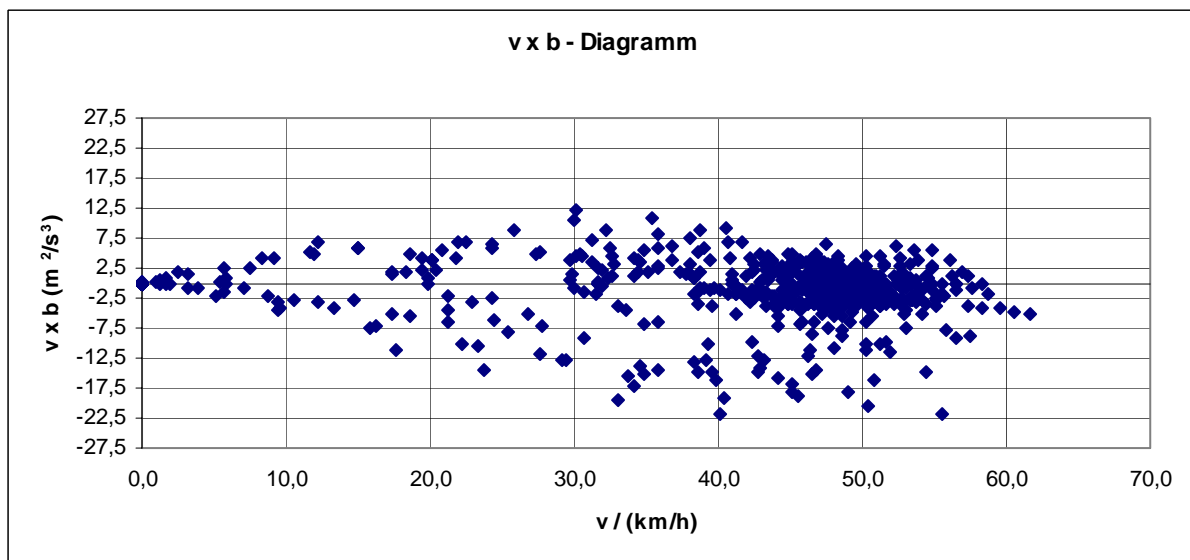
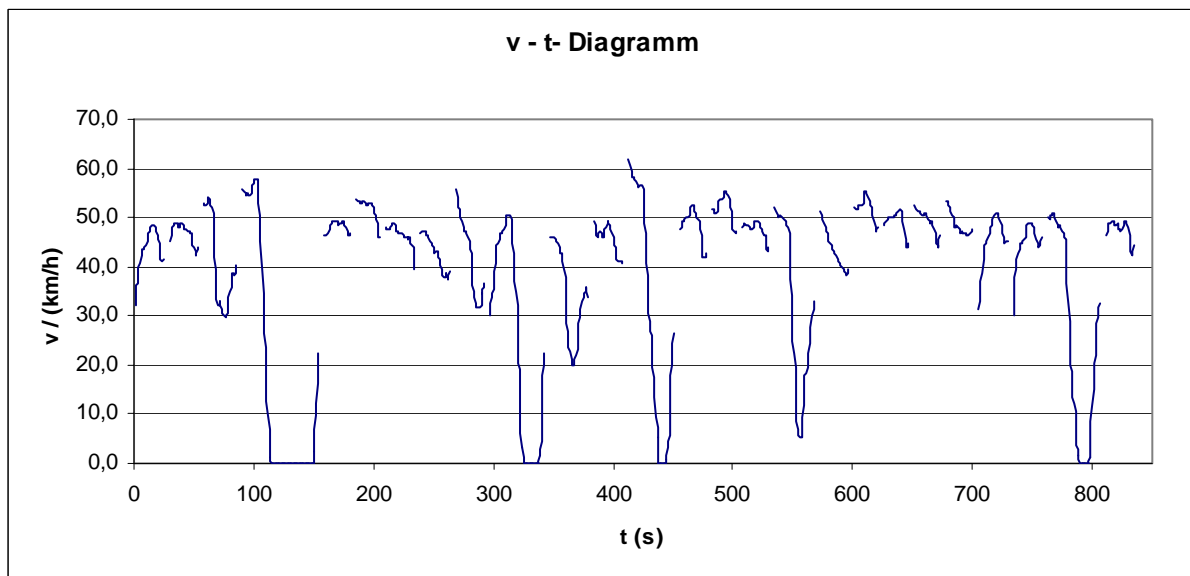
## Anhang 5

**Bergstraße Abschnitt 1 Richtung II**

zwischen Fritz-Förster-Platz und Fritz-Löffler-Platz (einwärts)

Verkehrssituation: Innerorts LSA 1

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	39,17	43,55	-1,11	Konstantfahrt / % 61,58
Standardabw.	16,47	10,92	4,62	
Q10	3,41	28,45	-5,50	
Q25	34,90	41,70	-2,65	
Q75	49,30	49,63	1,18	Standanteil / % 10,17
Q90	52,44	52,80	3,54	



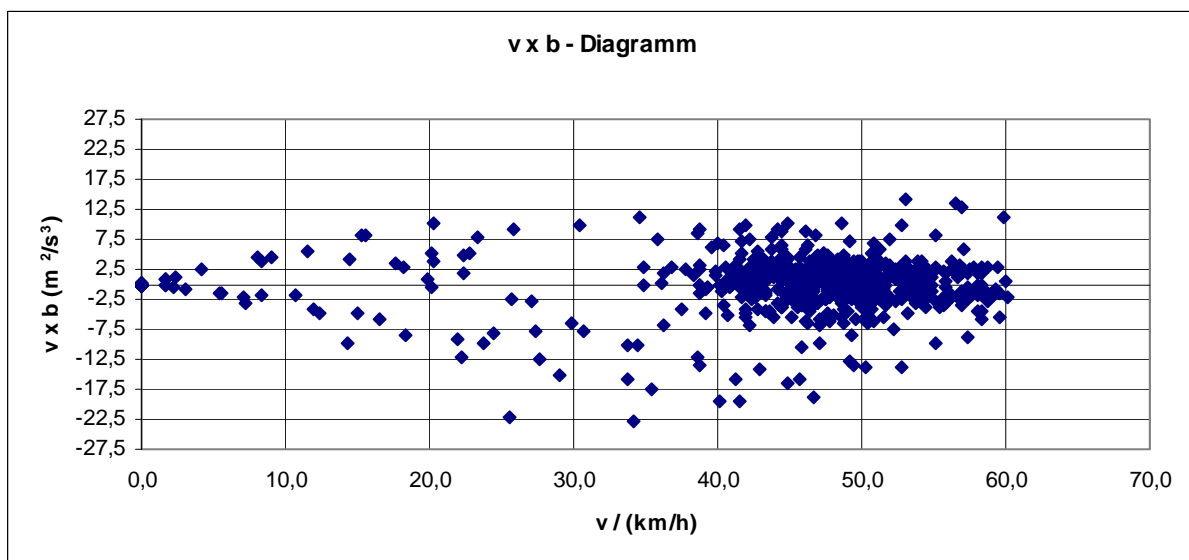
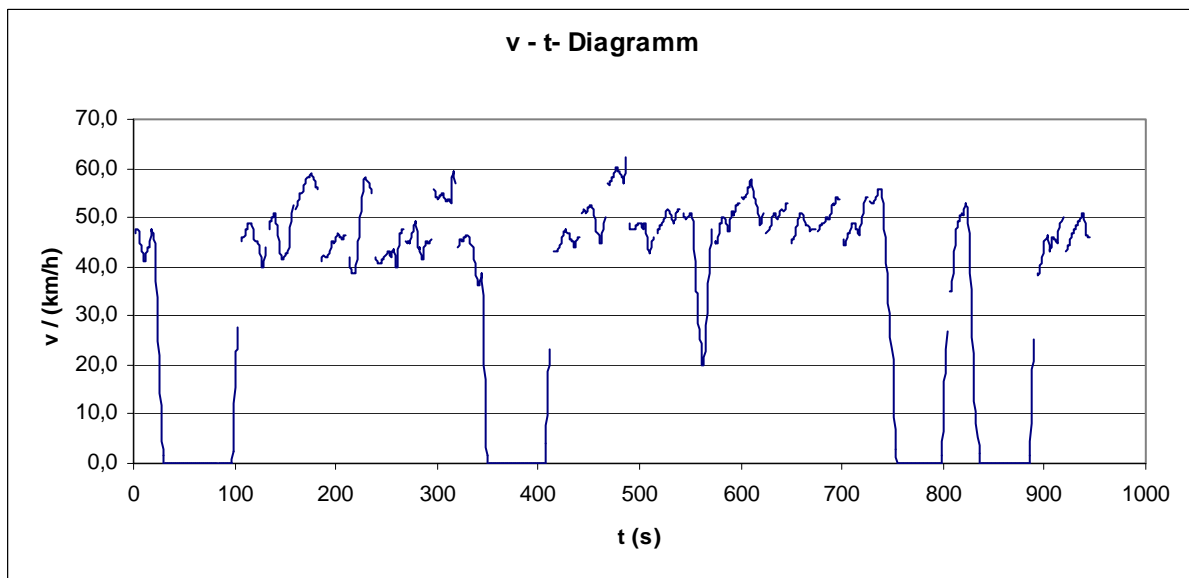
## Anhang 6

**Bergstraße Abschnitt 2 Richtung II**

zwischen Mommsenstraße und Fritz-Förster-Platz (einwärts)

Verkehrssituation: Innerorts HVS 4

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	34,20	45,76	0,01
Standardabw.	21,52	9,43	3,93
Q10	0,00	38,71	-3,77
Q25	1,70	43,80	-0,72
Q75	49,40	50,70	1,67
Q90	53,80	54,50	3,59

Konstantfahrt / %  
52,93Standanteil / %  
26,12

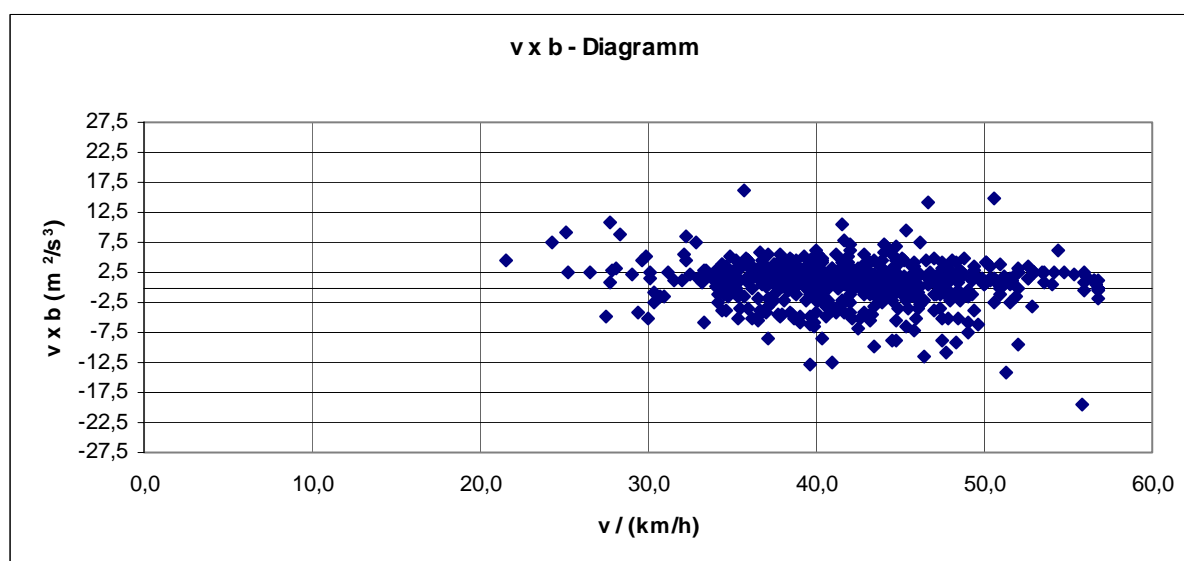
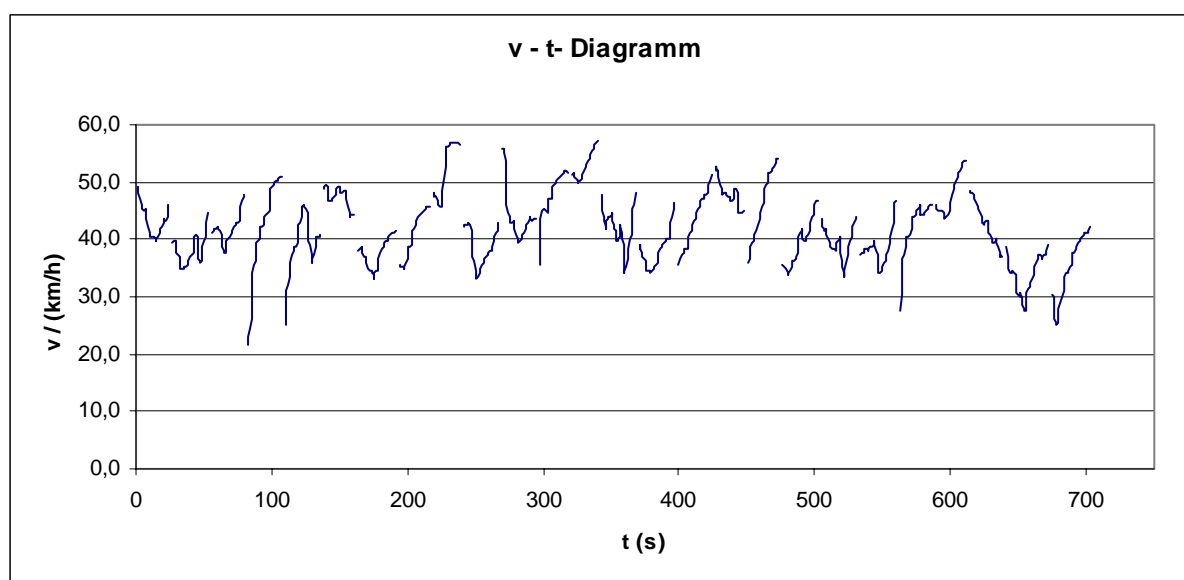
## Anhang 7

**Bergstraße Abschnitt 3 Richtung II**

zwischen Nöthnitzer Straße und Mommsenstraße (einwärts)

Verkehrssituation: Innerorts HVS 2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	41,95	41,76	0,76	Konstantfahrt / % 72,09
Standardabw.	6,08	6,04	3,45	
Q10	34,80	34,60	-3,67	Standanteil / % 0,00
Q25	37,80	37,70	-0,54	
Q75	45,80	45,70	2,50	
Q90	50,26	50,04	4,25	



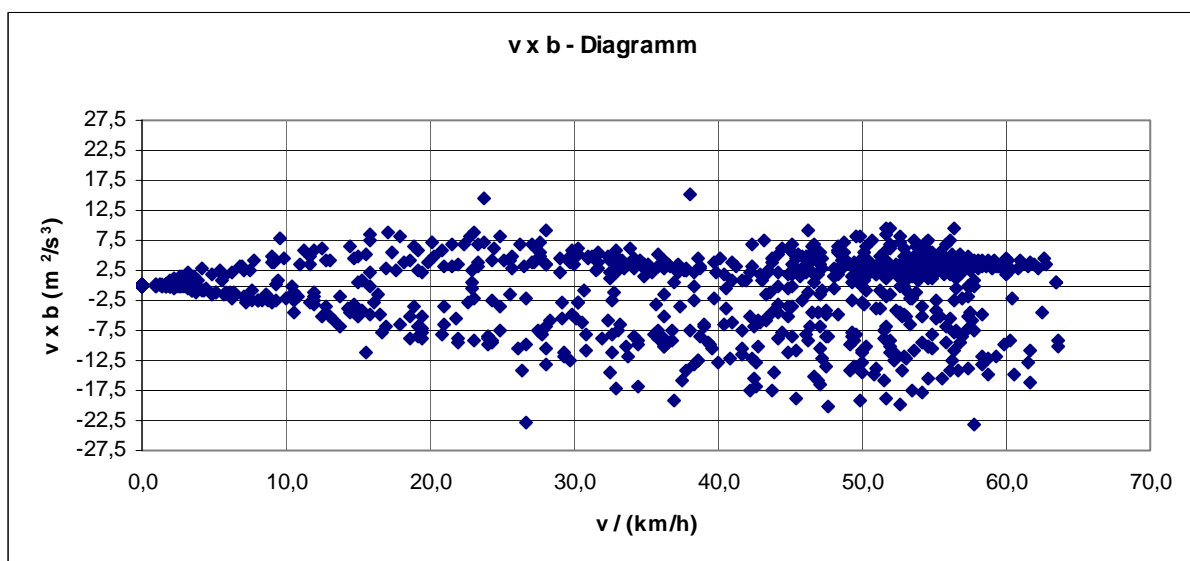
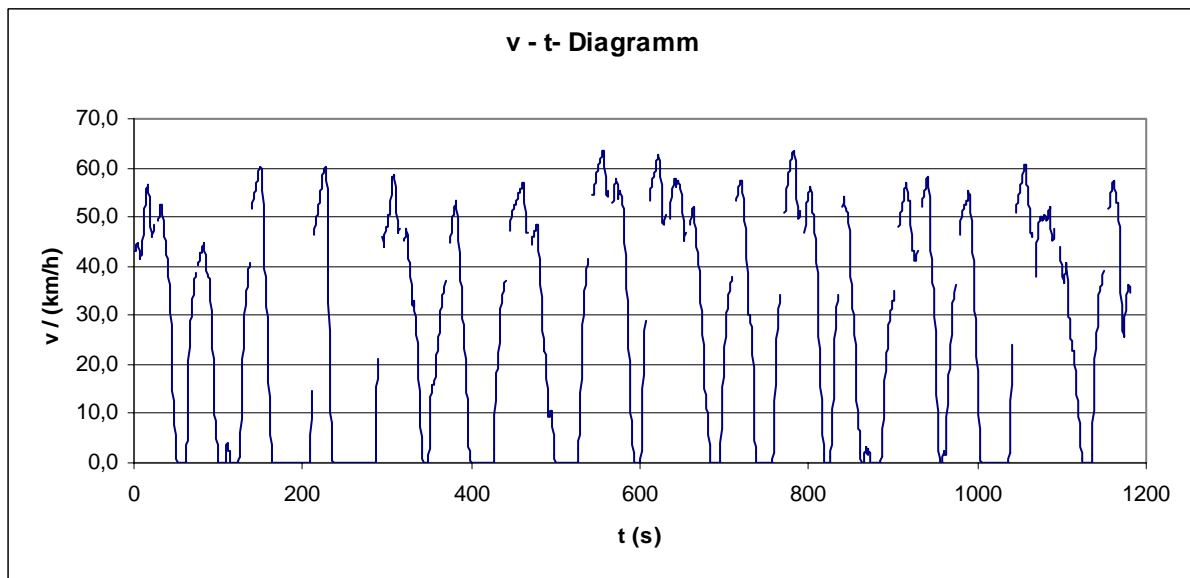
## Anhang 8

### Bergstraße Abschnitt 4 Richtung II

zwischen Kohlenstraße und Nöthnitzer Straße (einwärts)

Verkehrssituation: Innerorts LSA 2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	26,95	39,01	-0,89	Konstantfahrt / % 18,46
Standardabw.	22,48	16,49	5,75	
Q10	0,00	11,90	-9,31	
Q25	0,00	27,30	-2,32	
Q75	49,40	52,80	2,83	Standanteil / % 31,87
Q90	55,40	56,80	4,67	



**Teil B3:**

**Messtechnische Erfassung von  
Verkehrssituationen und Verkehrsbelegungen  
auf städtischen Hauptstraßen**

**Lützner Straße Leipzig**

Udo J. Becker  
Falk Richter  
Wolfram Schmidt

Technische Universität Dresden  
Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr



---

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einordnung .....</b>	<b>393</b>
<b>2</b>	<b>Randbedingungen .....</b>	<b>394</b>
<b>3</b>	<b>Verkehrsstärke .....</b>	<b>395</b>
<b>4</b>	<b>Verkehrszustände.....</b>	<b>398</b>
4.1	Messmethodik .....	398
4.2	Datenaufbereitung.....	399

## 1 Einordnung

(1) Bei dem vorliegenden Teilbericht handelt es sich um eine Zuarbeit zum FE-Projekt 02.265/2005/LRB "Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen an Straßen", welches vom Ingenieurbüro Lohmeyer im Auftrag der BAST bearbeitet wird. Mit der an der TU Dresden entwickelten Methodik zur Erfassung der Verkehrszustände wurden die Verkehrssituationen auf der Lützner Straße in Leipzig zwischen Jahnallee und Cranachstraße am Stichtag 28.09.2006 untersucht. Als Ergebnis liegen die Verkehrssituationen nach HBEFA für die Untersuchungsstrecke für diesen Tag abschnittsbezogen und stundenfein vor.

(2) Weiterhin wurden für den Abschnitt Marktstraße bis Goetzstraße mit automatischen Zählplatten vom Typ NC90 die Fahrzeugzahlen für beide Richtungen differenziert nach Fahrzeuglängen erfasst. Mit diesen Daten zu Verkehrssituationen und Verkehrsstärke liegen sehr gute Voraussetzungen für die Emissionsberechnung vor.

## 2 Randbedingungen

(1) Die **Untersuchungsstrecke** wurde vom Auftraggeber vorgegeben und umfasste die Lützner Straße von LSA Zschochersche Straße bis Cranachstraße. Das Messfahrzeug, ein Peugeot 406 mit Peiseler-Messrad, führte zwischen 6:00 Uhr und 22:00 Uhr auf der Messtrecke 50 Messfahrten durch. Zusätzlich wurden zwei Nachtfahrten um 23:15 Uhr und 23:30 Uhr durchgeführt. Gewendet wurde jeweils in der Jordanstraße und Marschnerstraße.

(2) Für die Auswertung wurde die Strecke in 4 Abschnitte geteilt, deren Abgrenzung aus Tabelle 1 hervorgeht. Als Abschnittsgrenzen wurden jeweils die Knotenmittelpunkte definiert.

Tabelle 1 Abschnitte der Untersuchungsstrecke

Abschnitt-Nr.	Anfang	Ende	Strecke (m)
1	LSA Zschochersche Straße	Knoten Birkenstraße	230
2	Knoten Birkenstraße	Knoten Odermannstraße	250
3	Knoten Odermannstraße	LSA Merseburger Straße	206
4	LSA Merseburger Straße	Knoten Cranachstraße	188
<b>1-4</b>	<b>Gesamtstrecke</b>		<b>877</b>

(3) Bei der Auswahl des **Untersuchungszeitpunktes** war zu berücksichtigen, dass die Verkehrsnachfrage sowohl im Wochen- als auch im Jahresverlauf Schwankungen unterliegt. Da der Monat September außerhalb der Ferienzeit „normale“ Verkehrsverhältnisse erwarten lässt und sich für eine Verkehrserhebung die „mittleren“ Werktage Dienstag, Mittwoch und Donnerstag am besten eignen, fand die Untersuchung am Donnerstag dem 28. September 2006 statt. Der beobachtete Verkehrsablauf an diesem Tag ist als normal einzuschätzen, d.h. es traten keine besonderen Ereignisse wie Unfälle oder Straßensperrungen auf.

### 3 Verkehrsstärke

(1) In ca. 50 Meter Entfernung zum Feinstaub-Messcontainer des LfUG liegt im Bereich zwischen Goetzstraße und Birkenstraße auf der Lützner Straße eine Pegelzählstelle (PZS) des Freistaates Sachsen, die durch die Umweltbetriebsgesellschaft betrieben wird. Diese liefert allerdings zur Zeit keine verwendbaren Zählwerte.

(2) Am 27.09.2006 abends wurden deshalb auf der Lützner Straße auf dem gleichen Abschnitt wie die Luftqualitätsmessstelle des LfUG (Goetzstraße-Marktstraße) die NC90-Zählplatten des Lehrstuhles für Verkehrsökologie installiert. Das Messsystem erfasst in berührungsloser Arbeitsweise die **Anzahl, Länge und Geschwindigkeit** der Fahrzeuge, die das Messsystem überfahren, und legt die Daten in einem integrierten Speicher ab. Die Ergebnisse, die die NC90-Platten lieferten, sind plausibel und können für die weiteren Berechnungen verwendet werden.

(3) Die erfassten **Tagesganglinien** der Lützner Straße für den 28.09.06 sind in Bild 1 und Bild 2 sowie in Tabelle 2 richtungsgetreunt dargestellt.

Die Ganglinien zeigen den typischen Tagesgang einer Ausfallstraße mit PKW-Spitzen am Morgen in stadteinwärtiger Richtung und am Abend in stadtauswärtiger Richtung. Die Frühspitze in stadteinwärtiger Richtung ist allerdings weniger stark ausgeprägt als z.B. bei der Bergstraße in Dresden und in stadteinwärtiger Richtung ist der PKW-Verkehr auch zwischen 14:00 Uhr und 19:00 Uhr auf sehr hohem Niveau in der Nähe der Kapazitätsgrenze.

Der SNF-Verkehr hat einen Anteil von 4,3% in einwärtiger Richtung und 4,6% in stadtauswärtiger Richtung.

Bild 1

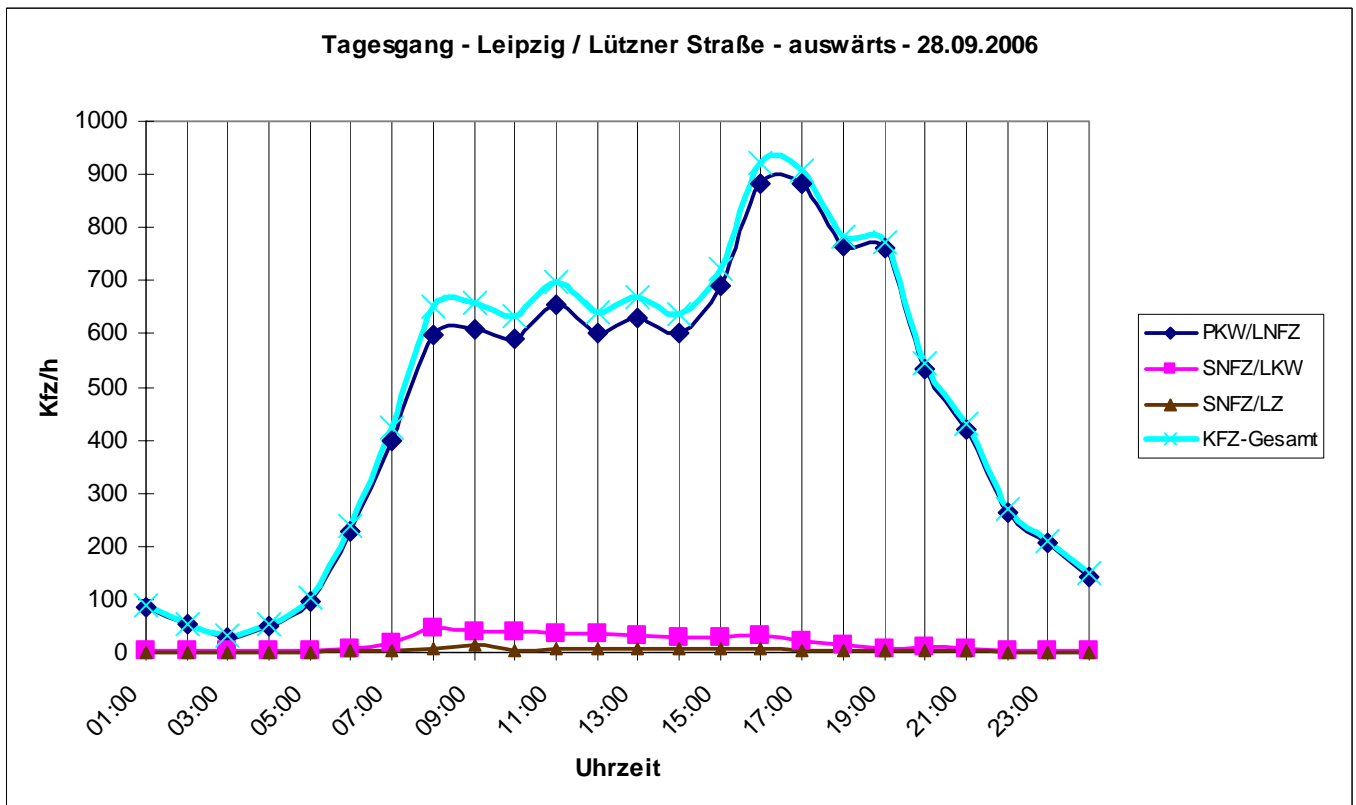


Bild 2

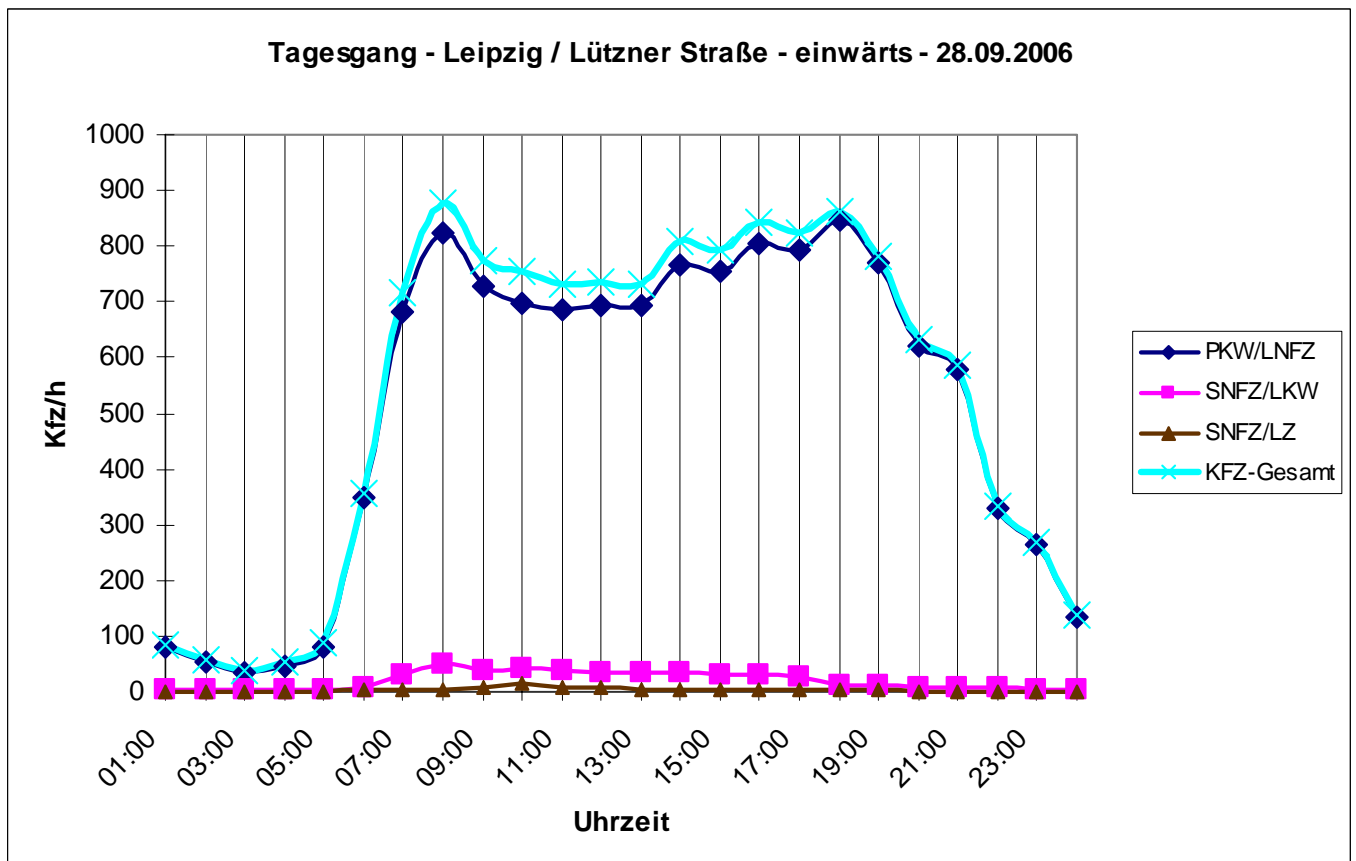


Tabelle 2 Tagesgang Lützner Straße am 28.09.2006 zwischen Goetzstraße und Marktstraße

Stunde	einwärts				auswärts				Querschnitt
	PKW/LNF	LKW	LZ	KFZ	PKW/LNF	LKW	LZ	KFZ	KFZ
01:00	81	2	0	83	87	2	0	89	172
02:00	54	2	1	57	52	2	1	55	112
03:00	34	3	1	38	30	2	1	33	71
04:00	47	4	1	52	49	3	1	53	105
05:00	82	5	1	88	96	5	1	102	190
06:00	347	9	2	358	229	8	2	239	597
07:00	683	32	3	718	400	19	5	424	1142
08:00	825	49	3	877	597	45	8	650	1527
09:00	729	38	8	775	608	38	14	660	1435
10:00	697	43	14	754	590	38	5	633	1387
11:00	685	39	7	731	656	35	7	698	1429
12:00	692	36	6	734	601	34	7	642	1376
13:00	692	34	5	731	630	31	7	668	1399
14:00	768	34	5	807	602	30	6	638	1445
15:00	756	32	5	793	689	29	6	724	1517
16:00	806	32	5	843	882	33	6	921	1764
17:00	794	27	4	825	881	23	5	909	1734
18:00	847	12	2	861	766	15	2	783	1644
19:00	769	10	2	781	761	7	4	772	1553
20:00	621	9	1	631	533	9	2	544	1175
21:00	578	8	1	587	421	7	2	430	1017
22:00	328	6	1	335	263	5	1	269	604
23:00	263	4	1	268	205	3	1	209	477
00:00	133	3	1	137	144	3	1	148	285
<b>gesamt</b>	<b>12311</b>	<b>473</b>	<b>80</b>	<b>12864</b>	<b>10772</b>	<b>426</b>	<b>95</b>	<b>11293</b>	<b>24157</b>

## 4 Verkehrszustände

Neben der Fahrleistung, welche aus Fahrstrecke und Fahrzeuganzahl resultiert, ist auch das **Fahrverhalten** für den Schadstoffausstoß von Kraftfahrzeugen von Bedeutung. Das Fahrverhalten der Fahrzeuge im Untersuchungsgebiet ist von den **Verkehrszuständen** abhängig, welche bei entsprechender Auslastung der Straßenkapazität mit dem Tagesgang der Verkehrsstärke Schwankungen unterliegen können.

### 4.1 Messmethodik

(1) Um die Art der unterschiedlichen Verkehrszustände im Tagesverlauf und deren zeitliche Dauer erfassen zu können, fuhr ein **Messfahrzeug** am Untersuchungstag, dem 28.09.2006 auf der Messstrecke von 6:00 bis 22:00 Uhr im Verkehr mit und zeichnete in Sekundenschritten die zurückgelegte Wegstrecke und die momentane Geschwindigkeit in Messdateien auf. Die Messdaten wurden mit dem Ziel erfasst, bestimmten Zeitbereichen auf bestimmten Streckenabschnitten bestimmte **Fahrmuster** zuzuordnen. In den Fahrmustern, welche in der Emissionsberechnung das Fahrverhalten charakterisieren, sind Fahrten, welche sich in bestimmten Kenngrößen wie Fahrgeschwindigkeiten und Haltezeitanteilen ähneln, zusammengefasst.

(2) Das Messfahrzeug war mit einem **Peiseler-Messrad** ausgestattet. Dieses System besteht aus einem Steuer- und Anzeigerät (Bild 3) und dem Radnabengeber (Bild 4). Das Messprinzip besteht darin, dass während eines bestimmten Zeitintervalls **die registrierten Wegimpulse** gezählt werden. Die Erfassung der Wegimpulse erfolgt über den Radnabengeber, der an ein nichtangetriebenes Fahrzeugrad angeschraubt wird. Das Steuer- und Anzeigerät ist ein Bordcomputer, der die registrierten Wegimpulse in eine Länge und in bestimmten Zeitschritten in eine Geschwindigkeit umrechnet. Durch die Kopplung des Bordcomputers, der nur Summenwerte festhält, mit einem zusätzlichen Computer (Laptop) können alle momentanen Messwerte (z.B. in Sekundenintervallen) direkt vom Bordcomputer übernommen und nach der Messung als Messdatei gespeichert werden. Die dazu erforderliche Software wurde am Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr entwickelt und erprobt. Die Messgenauigkeit beträgt nach vorliegenden Erfahrungen  $\pm 0,25\%$ .

(3) Die Messfahrten wurden nach der Methode des „Mitschwimmens“ (Car-floating) durchgeführt. Dabei orientiert sich der Fahrer an den jeweiligen Verkehrsbedingungen, indem er mit dem Verkehr mitschwimmt. Nach diesem Prinzip entstandene Fahrprofile reflektieren das durchschnittliche Geschwindigkeitsverhalten eines Gesamtkollektivs, die persönlichen Fahreigenschaften des Testfahrers treten dabei in den Hintergrund.

Bilder 3 und 4 Peiseler Messsystem



(4) Das Ergebnis einer jeden Messfahrt war jeweils eine **Messdatei**. Die Gesamtheit der Geschwindigkeitswerte einer Fahrt bilden eine **Fahrkurve**, welche sich grafisch als Geschwindigkeit-Zeit-Diagramm oder Geschwindigkeit-Weg-Diagramm gut darstellen lässt.

(5) Bei Durchfahrt durch die unter Punkt 2 definierten Abschnittsgrenzen, sowie bei Anfang und Ende der Messstrecke wurden jeweils durch den Beifahrer entsprechende Tasten auf dem Laptop betätigt. Dies wurde in der Messdatei gespeichert und ermöglichte somit die **Zuordnung der Messwerte zum Streckenabschnitt**. Es war somit möglich, aus den Messfahrten die Fahrkurven der 4 einzelnen Abschnitte zu isolieren und nach Abschnitten zusammenzufassen.

## 4.2 Datenaufbereitung

(1) Als Ergebnis der Messfahrten liegen **Gesamtfahrprofile** (v-s-Diagramme) für jede Richtung vor. In den Bildern 5 und 6 sind diese dargestellt.

(2) Aus der räumlichen Einteilung der Strecke in 4 Abschnitte in 2 Richtungen und den 24 Stunden eines Tages ergibt sich eine Matrix zu 8 Zeilen und 24 Spalten (= 192 Felder). Es bestand nun die Aufgabe, die erhobenen Daten zu den Verkehrszuständen für die Erfordernisse einer stundenfeinen Emissionsberechnung aufzubereiten, was bedeutet, dass für die 192 Felder der Matrix durch Auswertung der Fahrkurven Verkehrssituationen zu bestimmen waren.



Bild 5 Fahrprofil Lützner Straße Richtung I (auswärts)

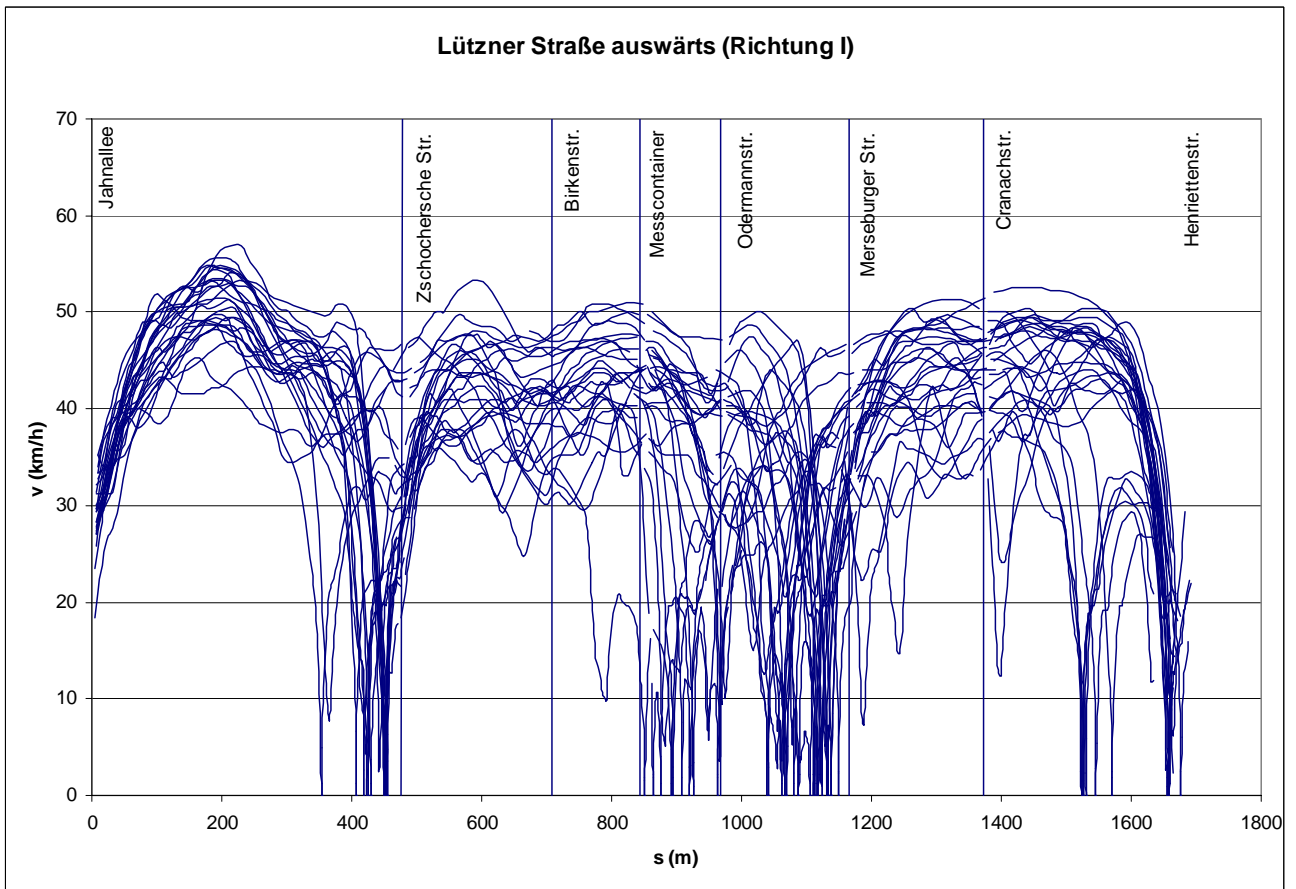
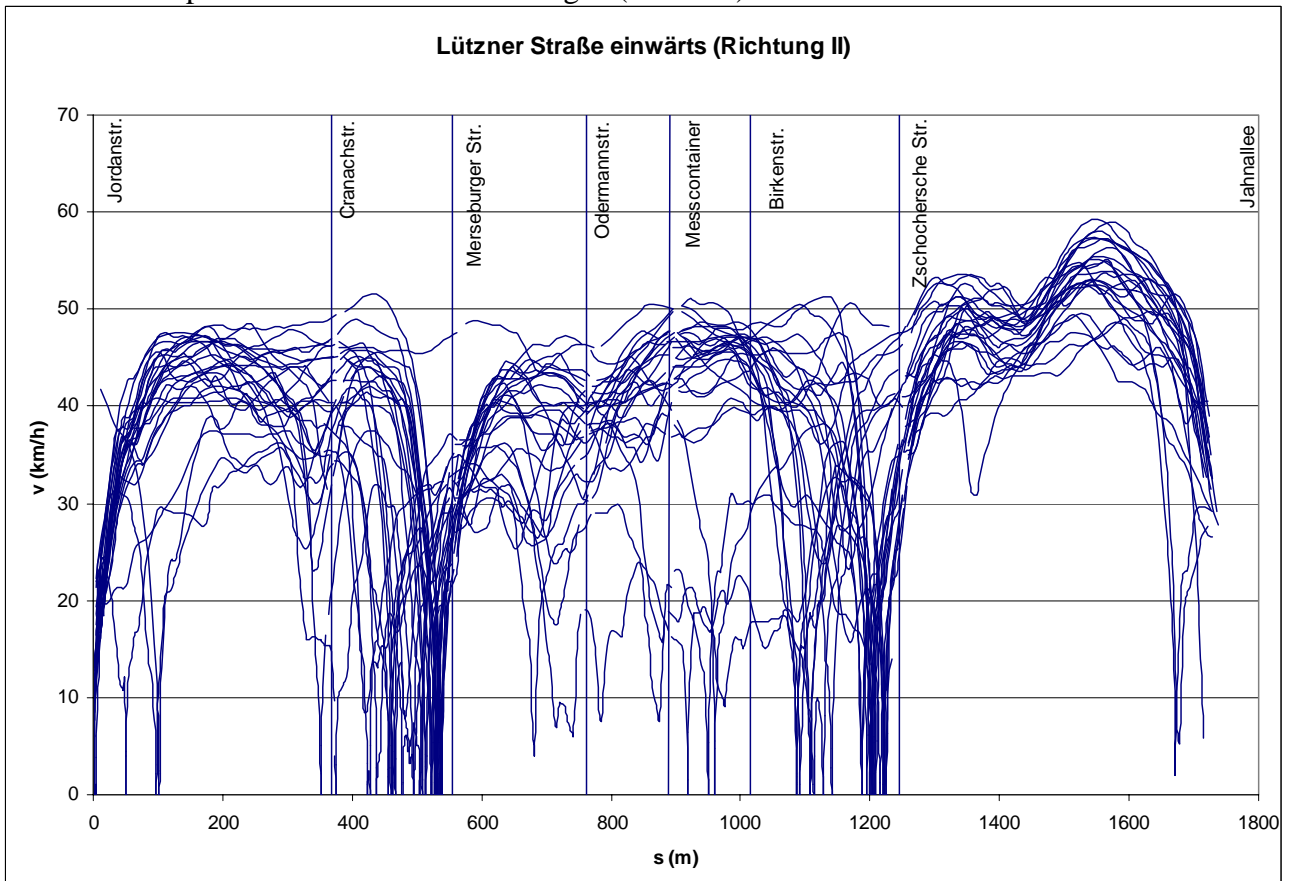


Bild 6 Fahrprofil Lützner Straße Richtung II (einwärts)



(3) In der Emissionsberechnung nach HBEFA werden die Verkehrszustände über Verkehrssituationen beschrieben. Verkehrssituationen sind durch Merkmale eines Straßenabschnittes wie Ausbaugrad oder Kurvigkeit, aber auch durch die jeweils vorhandene Verkehrsstärke charakterisiert. Hinter einer **Verkehrssituation** steht jeweils ein bestimmtes Fahrmuster bzw. eine Linearkombination verschiedener Fahrmuster, die ihrerseits durch kinematische Größen wie Fahrgeschwindigkeiten und Produkt aus Geschwindigkeit und Beschleunigung charakterisiert sind. In Tabelle 3 sind die für die vorliegende Untersuchung in Betracht kommenden HBEFA-Fahrmuster für PKW mit ihren Kenngrößen zusammengestellt. Die in Frage kommenden HBEFA-Verkehrssituationen sind in Tabelle 4 zusammengestellt.

Tabelle 3 Stadtstraßen-Fahrmuster für PKW

Fahrmuster	1	2	3	4	5	6	7
<b>Anteile Konstantfahrt Stand</b>	31,8% 5,3%	23,3% 32,5%	36,6% 13,5%	26,2% 15,3%	52,2% 0,6%	27,9% 1,1%	46,2% 0,7%
<b>Reisegeschwindigkeit [km/h]</b>							
<b>Mittel</b>	18,6	19,9	32,0	37,5	46,2	60,6	58,4
<b>Q10</b>	3,7	0,0	0,0	0,0	24,5	34,4	36,5
<b>Q25</b>	9,7	0,0	14,7	10,2	38,3	50,3	50,2
<b>Q75</b>	27,2	37,2	48,2	57,4	55,8	73,9	69,1
<b>Q90</b>	32,0	45,5	54,6	71,4	63,8	81,8	76,2
<b>Std.-abw.</b>	10,9	18,5	19,8	26,9	16,1	18,8	16,0
<b>Geschwindigkeit * Beschleunigung [m/s*m/s<sup>2</sup>]</b>							
<b>Mittel</b>	-0,32	-0,28	-0,16	0,16	0,55	-0,04	-0,83
<b>Q10</b>	-6,04	-5,55	-6,86	-8,98	-5,96	-15,66	-11,33
<b>Q25</b>	-2,42	-1,81	-2,61	-3,03	-2,73	-6,18	-5,18
<b>Q75</b>	2,26	1,22	2,60	3,95	4,12	8,65	3,77
<b>Q90</b>	4,72	4,96	6,56	10,03	8,24	14,50	9,12
<b>Std.-abw.</b>	4,30	4,46	5,91	8,12	6,13	13,24	8,68
<b>überwiegende Charakterisierung</b>	Flächenquellen	Linienquellen, mit nicht koord. LSA, hohe Anbaustruktur, Kern	Linienquellen, mit nicht koord. LSA, schwache Anbaustruktur	Ortsdurchfahrten mit Engpässen	Linienquellen, vorfahrtber., schwacher Anbau, Grüne Welle > 50, angeb. OD	Landstraßen unstetig	Landstraßen eng, Linienquellen Grüne Welle > 50 OD anbaufrei

(4) Nach der an der TU Dresden entwickelten Methodik zur Bestimmung des Tagesganges der Verkehrssituationen wird nun so vorgegangen, dass jeder Stunde in jedem Abschnitt mindestens **eine Fahrkurve** zugeordnet und dann Stunden mit ähnlichen Kennwerten zusammengefasst werden. Wenn also z.B. in einem Abschnitt zwischen 08:00 Uhr und 15:00 Uhr keine signifikanten verkehrsstärkebedingten Unterschiede in den 7 Fahrkurven auftreten, dann werden diese 7 Fahrkurven **zu einem Fahrprofil** zusammengefasst und für diese die Kenngrößen Reisegeschwindigkeit, Fahrgeschwindigkeit und das Produkt aus Geschwindigkeit mal Beschleunigung bestimmt. Errechnet werden die Mittelwerte, die 10%-, 25%-, 75%-, und 90%-Perzentile und die Standardabweichung. Weiterhin werden die Anteile an Standzeit und an Konstantfahrt ermittelt. Mit Hilfe dieser Kenngrößen ist es durch Vergleich mit den Kenngrößen der PKW-Fahrmuster möglich, die für den betreffenden Zeitraum am besten zutreffende Verkehrssituation auszuwählen.

Tabelle 4 Nach HBEFA zur Verfügung stehende Verkehrssituationen

Abkürzungen	Beschreibung	Fahrmuster-Mix PKW/LNF	Fahrmuster-Mix SNF	Fahrmuster-Mix LBUS
HVS>50_1	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, geringe Störungen	FM7	0,33*FM3+0,67*FM4	FM15
HVS>50_2	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, mittlere Störungen	0,15*FM7+0,85*FM5	0,67*FM4+0,33*FM5	FM15
HVS>50_3	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, starke Störungen	0,6*FM3+0,4*FM5	0,25*FM4+0,75*FM5	0,5*FM14+0,5*FM15
HVS1	Ortsdurchfahrt, vorfahrtberechtigt, ohne Störungen	FM7	0,33*FM3+0,67*FM4	FM15
HVS2	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, geringe Störungen	FM5	0,7*FM4+0,3*FM5	0,67*FM14+0,33*FM15
HVS3	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, mittlere Störungen	0,5*FM3+0,5*FM5	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
HVS4	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, starke Störungen	FM3	0,85*FM5+0,15*FM6	0,5*FM13+0,5*FM14
LSA1	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, geringe Störungen	0,5*FM3+0,5*FM5	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
LSA2	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, mittlere Störungen	0,67*FM3+0,33*FM2	0,5*FM5+0,5*FM6	0,5*FM13+0,5*FM14
LSA3	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, starke Störungen	0,33*FM3+0,67*FM2	0,17*FM5+0,83*FM6	FM13
Kern	Innerortstraßen im Stadtkern	FM2	FM6	FM13
STGO	Stop & Go Innerortsstraßen	FM11	FM18	FM30
OD	Ortsdurchfahrt mit Engpässen	FM4	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
STGOA	Stop & Go Autobahn	FM12	FM21	FM30

(5) In der Tabelle 5 ist die so entstandene Verkehrssituationsmatrix dargestellt. Die Auswahl von HBEFA-Verkehrssituationen für so kurze Abschnitte (ca. 200m) ist problematisch, da diese Strecke zum Teil dem Aufstellbereich vor den LSA entspricht. Auch wenn es auf den Abschnitten eigentlich zu keinen klassischen Stop and Go-Situationen kommt und die LSA meist in der ersten Grünphase passiert werden kann, stellt sich durch den Bezug auf die geringe Strecke eine sehr geringe Reisegeschwindigkeit (z.T. um 10 km/h) ein, die nur über die Verwendung von Stop and Go-Faktoren emissionsseitig abgebildet werden kann. Aus diesem Grund werden für relativ viele Felder der Matrix Stop and Go-Anteile angenommen.

(6) Die Anhänge 1 bis 16 zeigen für die einzelnen Abschnitte **Formblätter**, in welchen die charakteristischen Kennwerte und die grafische Darstellung der Fahrkurve zusammengefasst sind. Daraus lassen sich alle relevanten Kenngrößen ableiten.

(7) Mit den vorliegenden Daten für die Verkehrsstärke und die Verkehrszustände können die Emissionen auf der Untersuchungsstrecke detailliert berechnet werden.

Tabelle 5 Verkehrssituationsmatrix

Abschnitt	Richtung I				Richtung II			
	1	2	3	4	4	3	2	1
<b>Beginn</b>	Zschochersche Str.	Birkenstr.	Odermannstr.	Merseburger Str.	Cranachstr.	Merseburger Str.	Odermannstr.	Birkenstr.
<b>Ende</b>	Birkenstr.	Odermannstr.	Merseburger Str.	Cranachstr.	Merseburger Str.	Odermannstr.	Birkenstr.	Zschochersche Str.
<b>1</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>
<b>3</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>
<b>4</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>
<b>5</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>6</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>7</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS3</b>	<b>LSA2</b>	54% Kern/46% STGO
<b>8</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS3</b>	<b>LSA2</b>	54% Kern/46% STGO
<b>9</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS3</b>	<b>LSA2</b>	54% Kern/46% STGO
<b>10</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>11</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>12</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>13</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>14</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>15</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>16</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	59% Kern / 41% STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS4</b>	66% Kern/34% STGO
<b>17</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	59% Kern / 41% STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS4</b>	66% Kern/34% STGO
<b>18</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	59% Kern / 41% STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS4</b>	66% Kern/34% STGO
<b>19</b>	<b>LSA1</b>	<b>Kern</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	59% Kern / 41% STGO	<b>HVS3</b>	<b>HVS4</b>	66% Kern/34% STGO
<b>20</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>21</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>22</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>23</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>
<b>24</b>	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	87% Kern / 13% STGO	<b>HVS2</b>	64% Kern / 36% STGO	<b>HVS2</b>	<b>HVS2</b>	<b>LSA3</b>

## Anhang 1

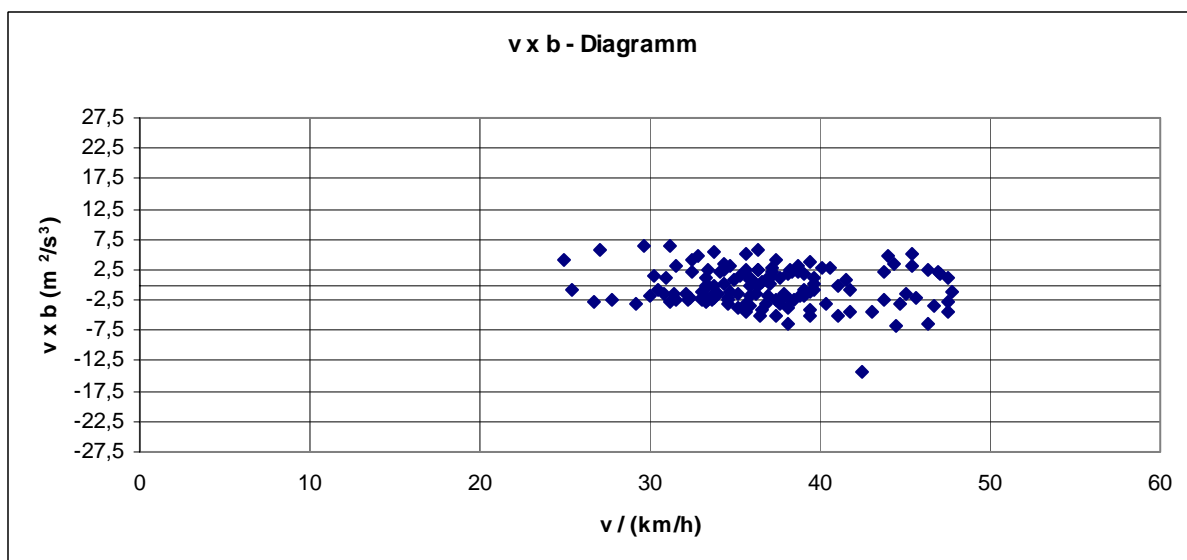
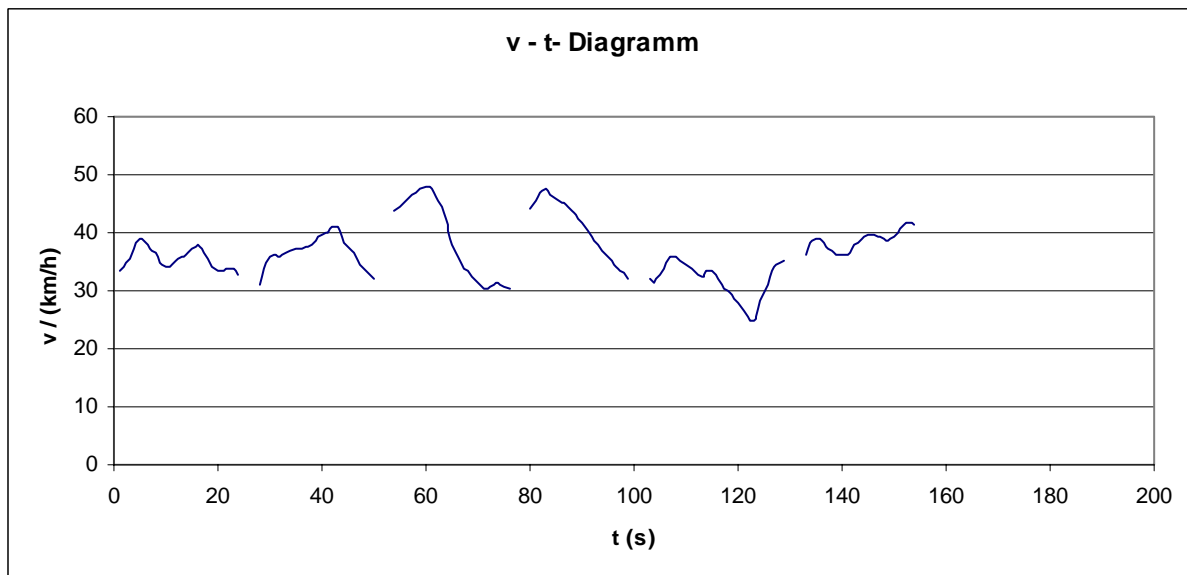
**Lützner Straße Abschnitt 1 Richtung I**

zwischen Zschocherscher Straße und Birkenstraße (auswärts)

Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr

Verkehrssituation: LSA1

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	36,82	36,82	-0,42
Standardabw.	4,94	4,94	3,19
Q10	31,20	31,20	-3,93
Q25	33,40	33,40	-2,43
Q75	39,40	39,40	2,03
Q90	44,54	44,54	3,44

Konstantfahrt / %  
68,42Standanteil / %  
0,00

## Anhang 2

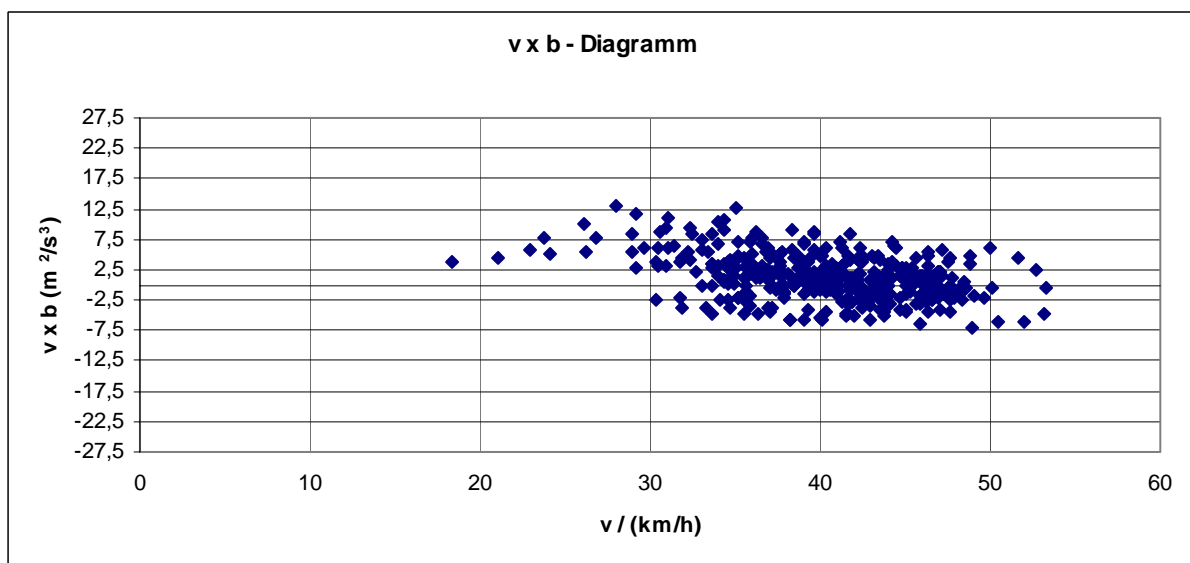
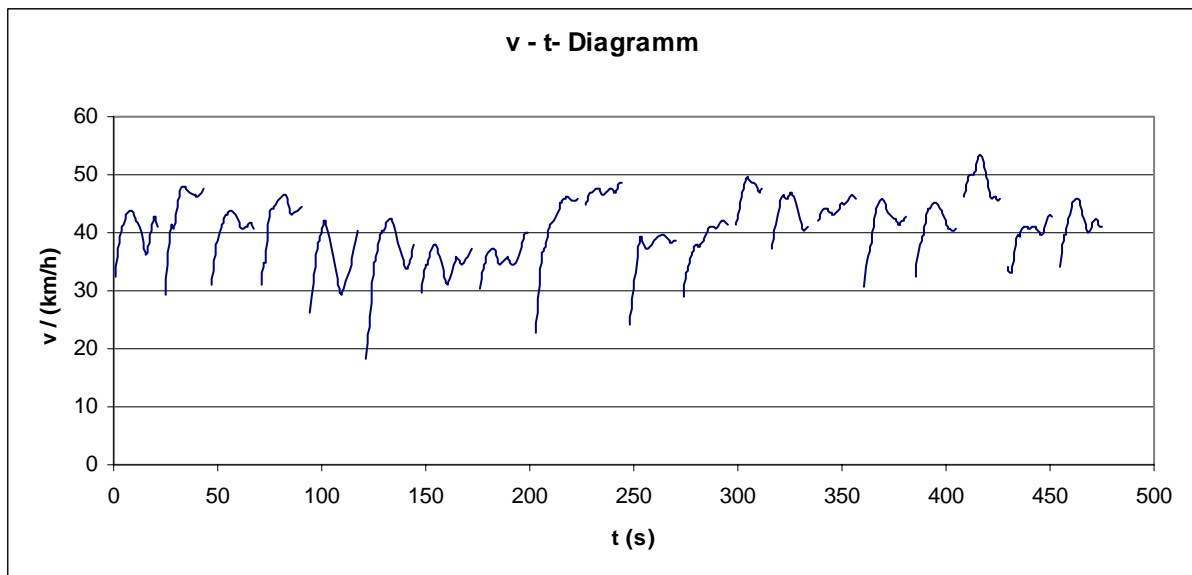
**Lützner Straße Abschnitt 1 Richtung I**

zwischen Zschocherscher Straße und Birkenstraße (auswärts)

Zeit von 19:00 Uhr bis 15:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	40,56	40,56	1,33
Standardabw.	5,43	5,43	3,60
Q10	33,70	33,70	-3,20
Q25	37,10	37,10	-1,01
Q75	44,50	44,50	3,45
Q90	46,90	46,90	6,08

Konstantfahrt / %  
62,22Standanteil / %  
0,00

## Anhang 3

**Lützner Straße Abschnitt 2 Richtung I**

zwischen Birkenstraße und Odermannstraße (auswärts)

Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr

Verkehrssituation: Kern

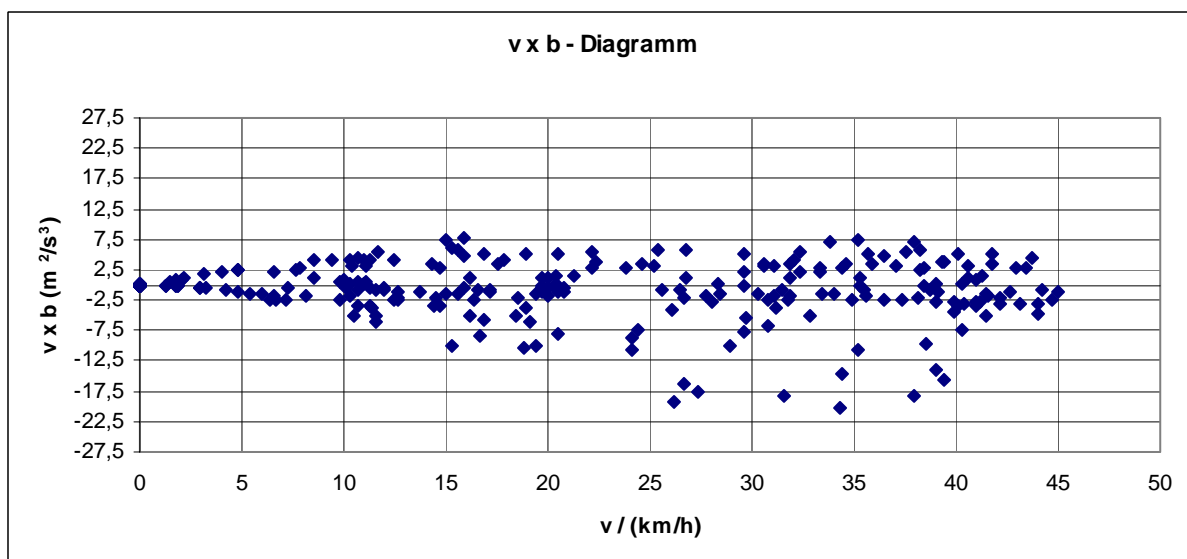
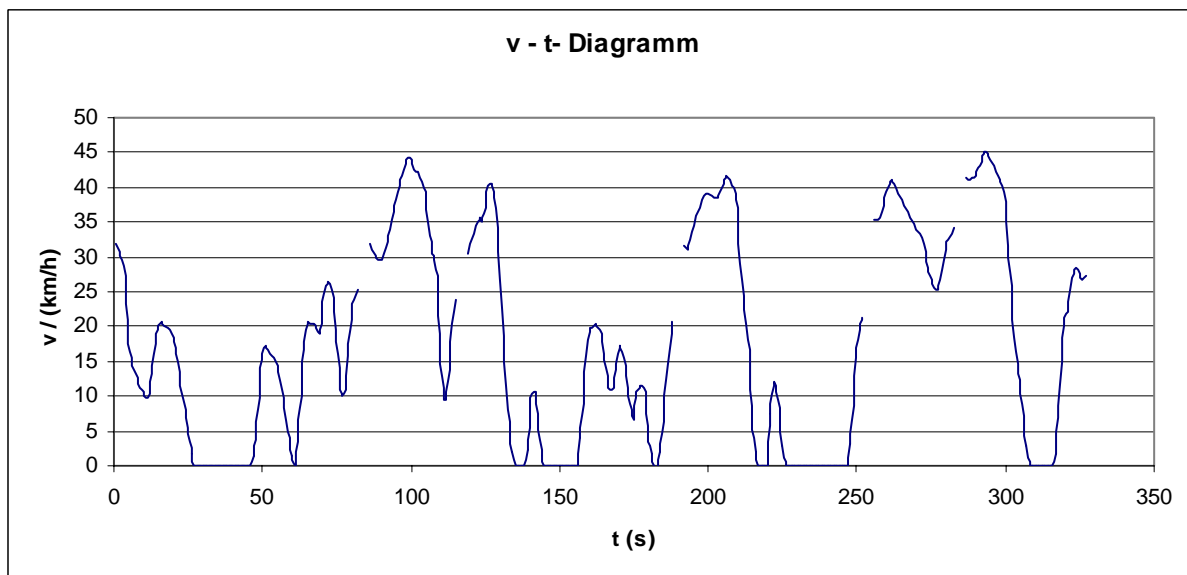
	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	17,98	24,72	-0,68
Standardabw.	14,89	11,87	4,33
Q10	0,00	9,90	-5,08
Q25	1,80	14,55	-1,92
Q75	31,83	35,30	1,23
Q90	39,40	40,60	4,18

Konstantfahrt / %

21,24

Standanteil / %

28,10



## Anhang 4

**Lützner Straße Abschnitt 2 Richtung I**

zwischen Birkenstraße und Odermannstraße (auswärts)

Zeit von 19:00 Uhr bis 15:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS2

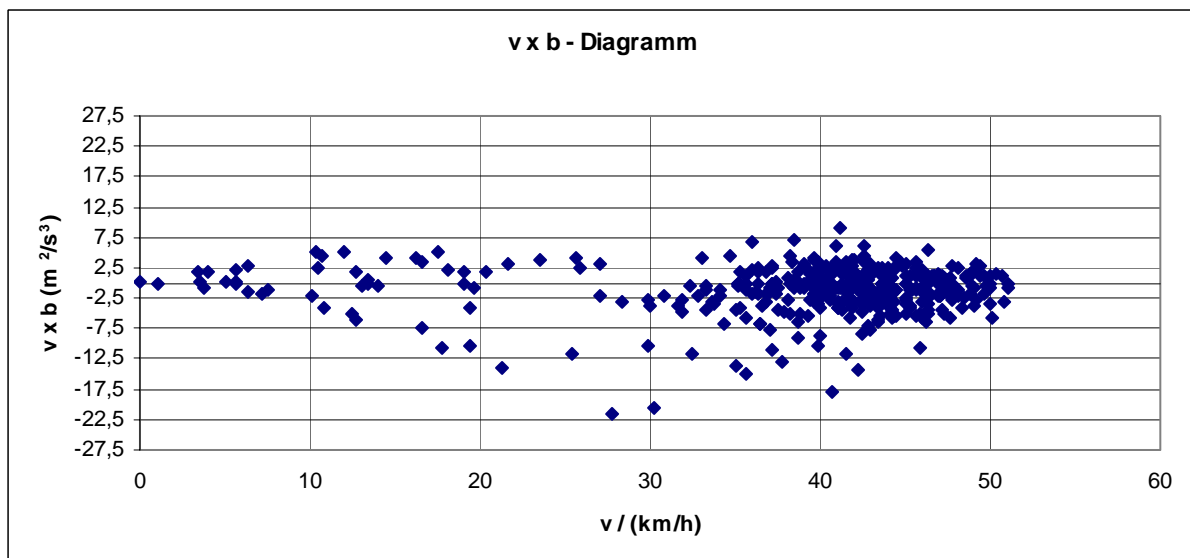
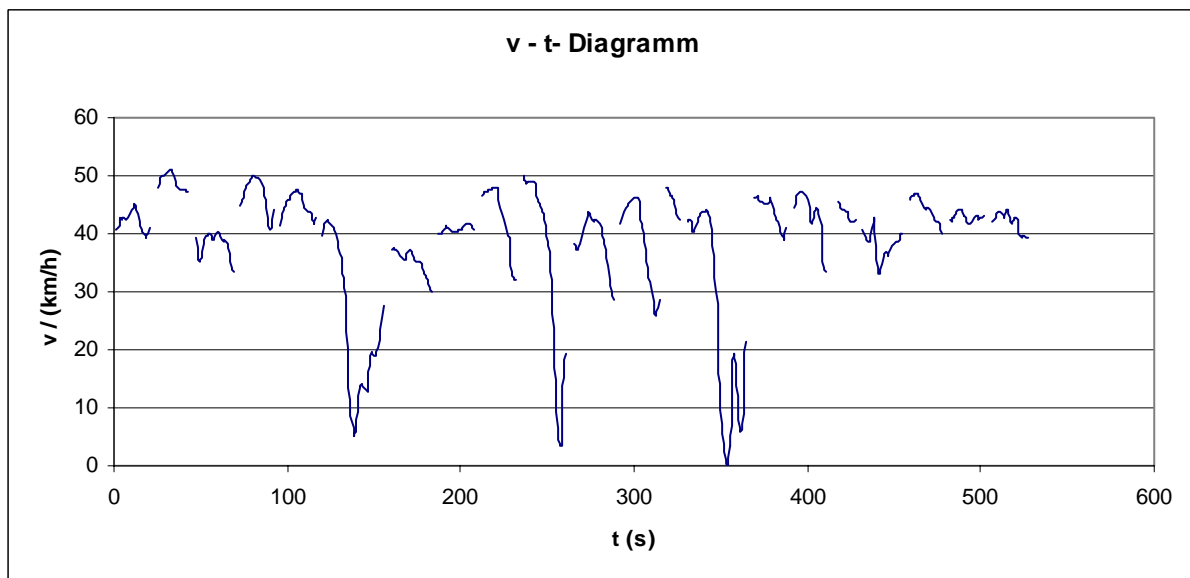
	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	38,91	39,08	-1,05
Standardabw.	10,02	9,72	3,77
Q10	25,66	27,00	-5,11
Q25	37,30	37,40	-2,65
Q75	44,50	44,50	1,13
Q90	47,30	47,30	2,77

Konstantfahrt / %

69,23

Standanteil / %

0,45





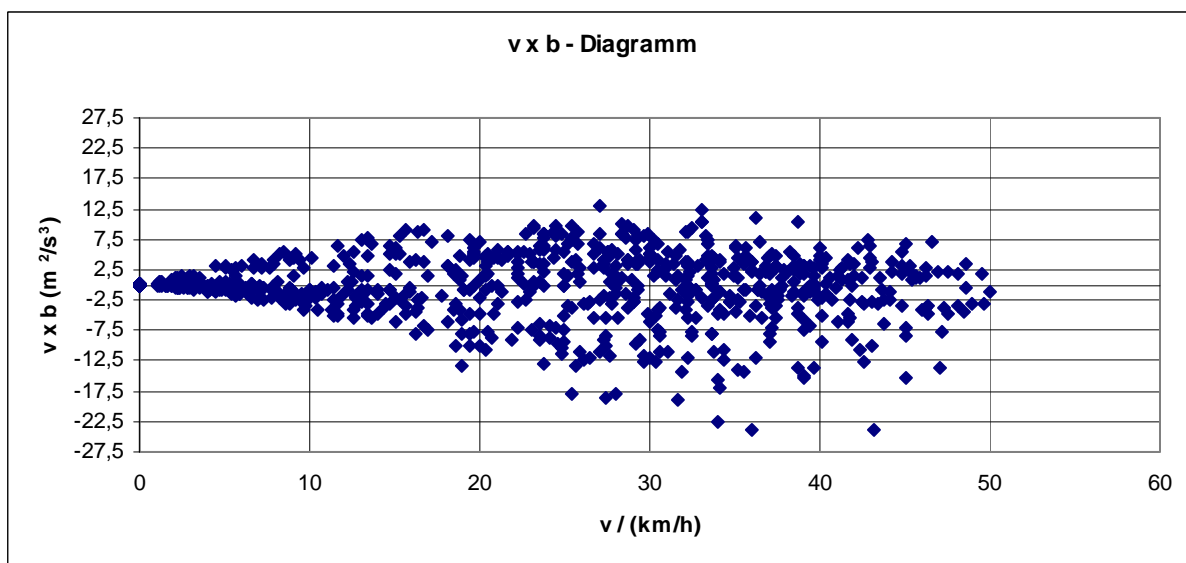
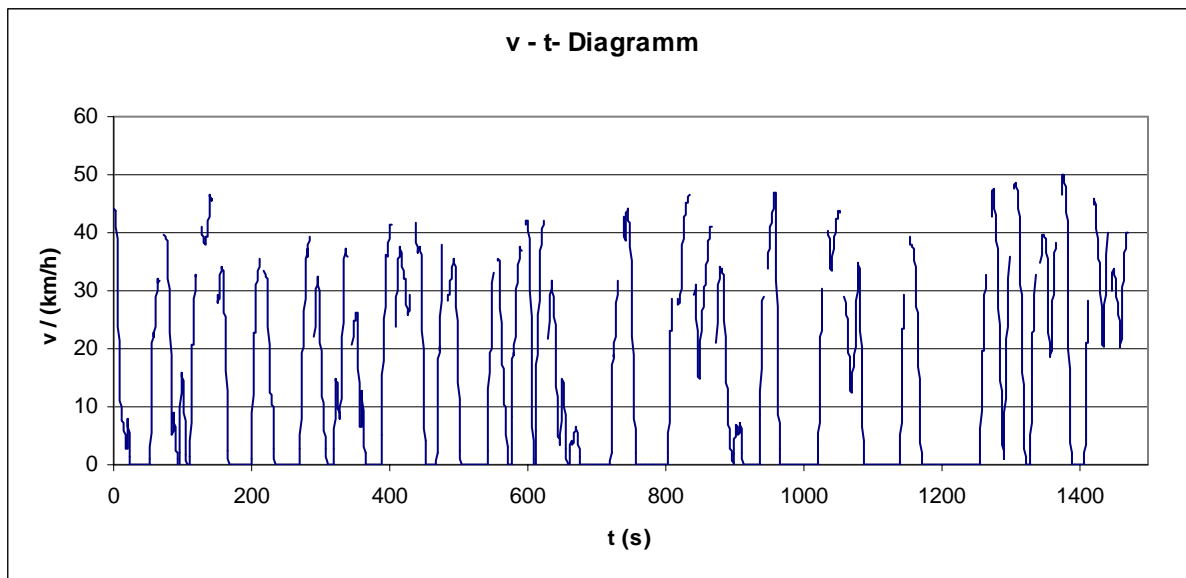
## Anhang 5

**Lützner Straße Abschnitt 3 Richtung I**

zwischen Odermannstraße und Merseburger Straße (auswärts)

Verkehrssituation: 87% Kern / 13% Stop &amp; Go

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	14,69	26,26	-0,19	Konstantfahrt / % 13,29
Standardabw.	15,87	12,25	4,20	
Q10	0,00	7,33	-4,49	
Q25	0,00	16,20	-0,60	
Q75	29,40	36,05	0,61	Standanteil / % 45,22
Q90	38,70	41,59	4,42	



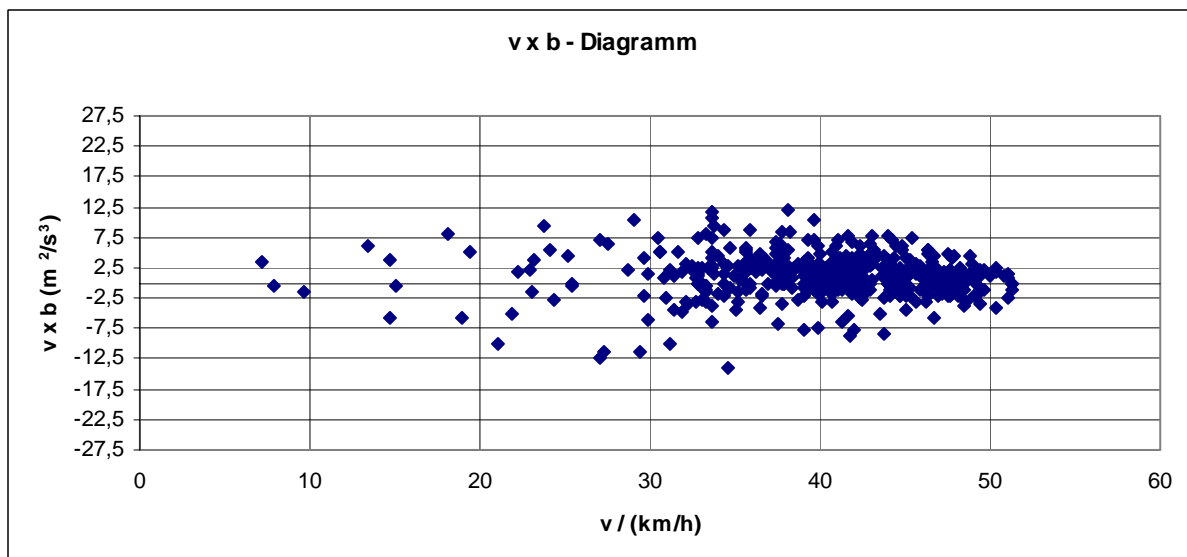
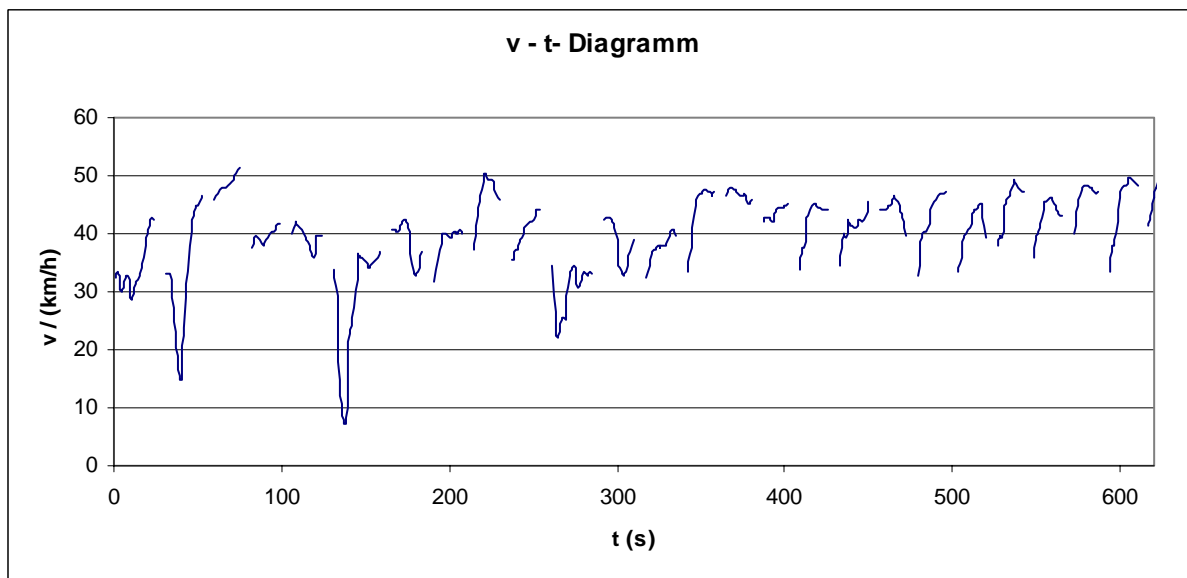
## Anhang 6

**Lützner Straße Abschnitt 4 Richtung I**

zwischen Merseburger Straße und Cranachstraße (auswärts)

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )	
Mittelwert	40,44	40,44	1,03	Konstantfahrt / % 70,00
Standardabw.	7,12	7,12	3,48	
Q10	32,62	32,62	-2,37	Standanteil / % 0,00
Q25	36,90	36,90	-0,73	
Q75	45,60	45,60	2,76	
Q90	48,14	48,14	5,27	



## Anhang 7

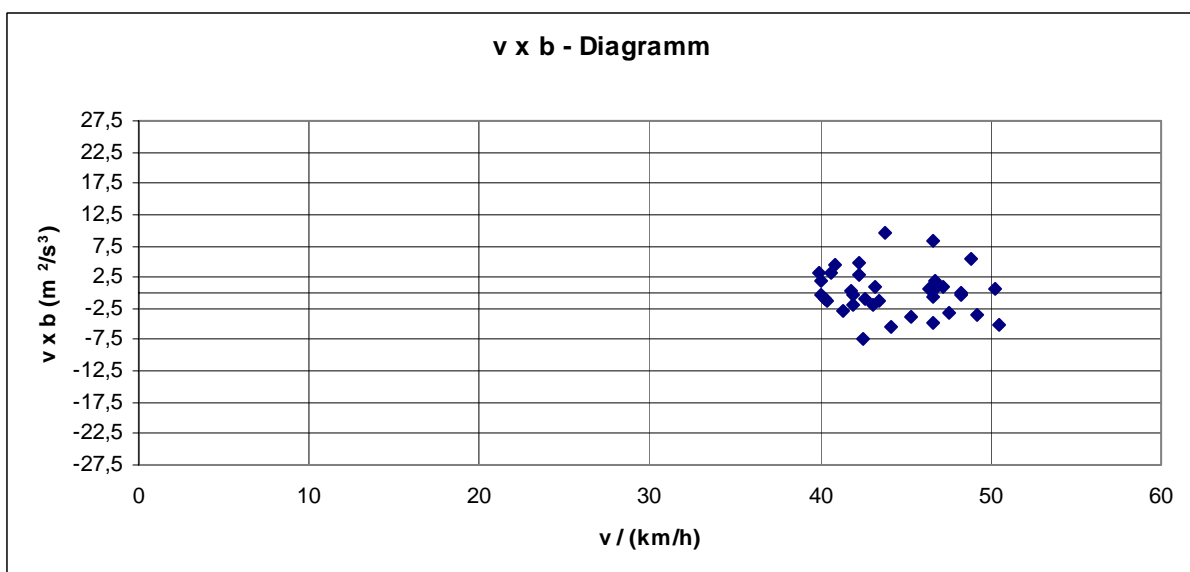
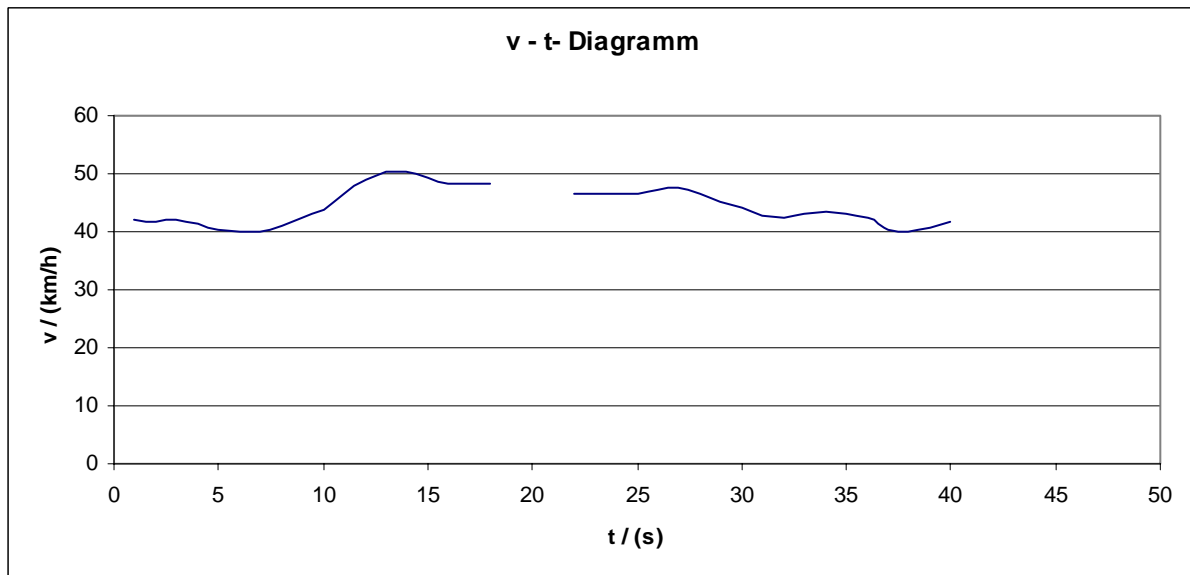
**Lützner Straße Abschnitt 1 Richtung II**

zwischen Birkenstraße und Zschocherscher Straße (einwärts)

Zeit von 01:00 Uhr bis 04:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	44,36	44,36	0,10
Standardabw.	3,21	3,21	3,61
Q10	40,36	40,36	-4,34
Q25	41,80	41,80	-1,97
Q75	46,70	46,70	1,83
Q90	48,54	48,54	4,70

Konstantfahrt / %  
71,43Standanteil / %  
0,00

## Anhang 8

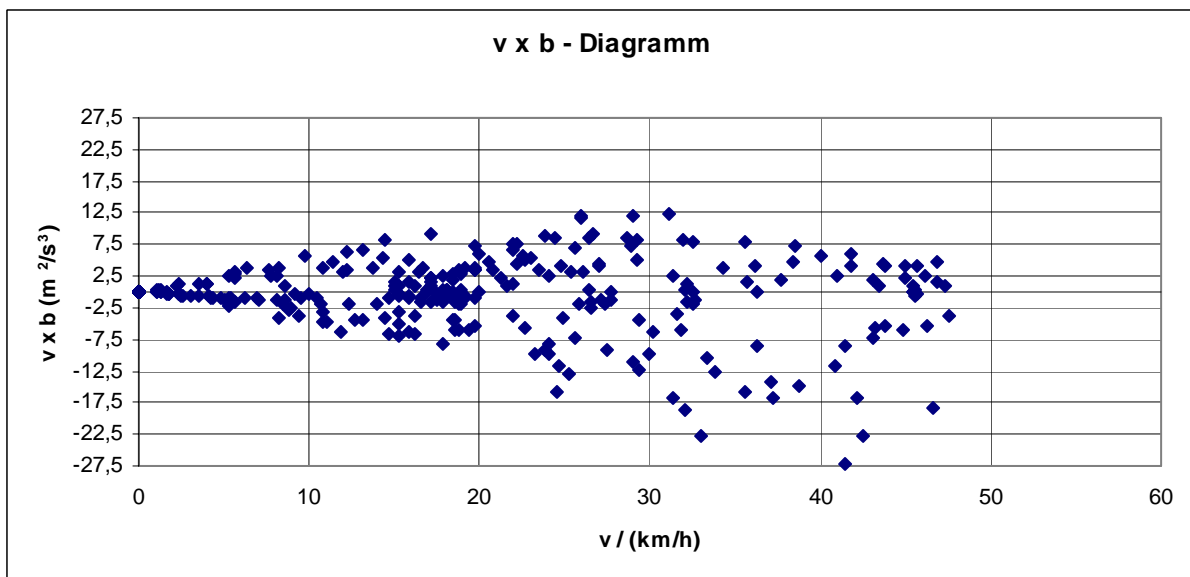
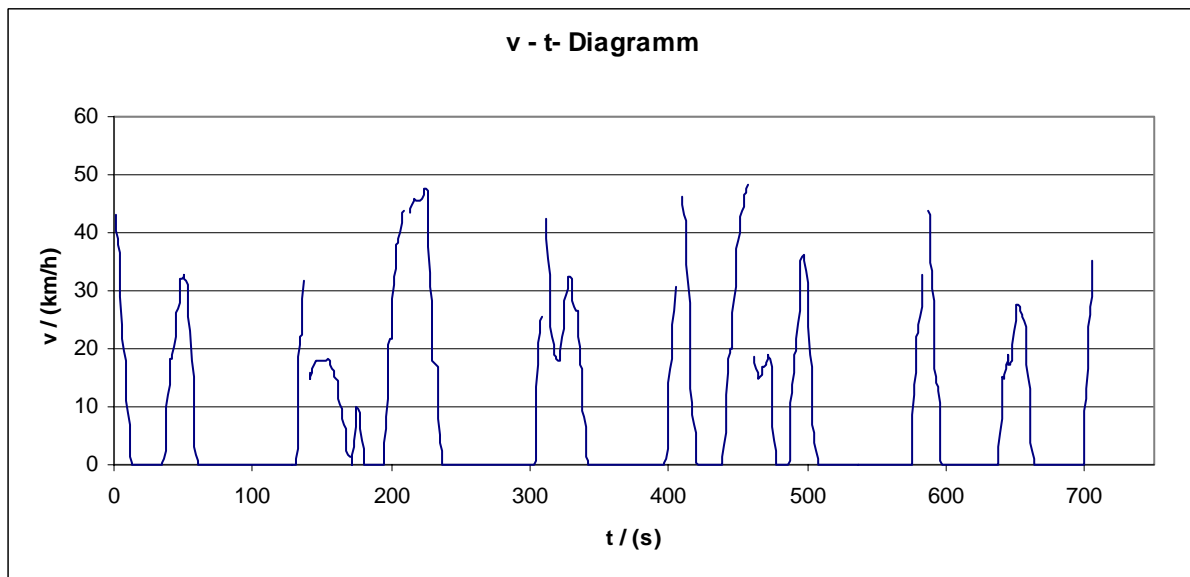
**Lützner Straße Abschnitt 1 Richtung II**

zwischen Birkenstraße und Zschocherscher Straße (einwärts)

Zeit von 06:00 Uhr bis 09:00 Uhr

Verkehrssituation: 54% Kern / 46% Stop &amp; Go

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	8,76	22,90	-0,25	Konstantfahrt / % 7,05
Standardabw.	13,27	11,82	3,79	
Q10	0,00	8,11	-2,04	Standanteil / % 62,56
Q25	0,00	15,30	0,00	
Q75	17,20	31,40	0,00	
Q90	30,32	42,47	3,04	



## Anhang 9

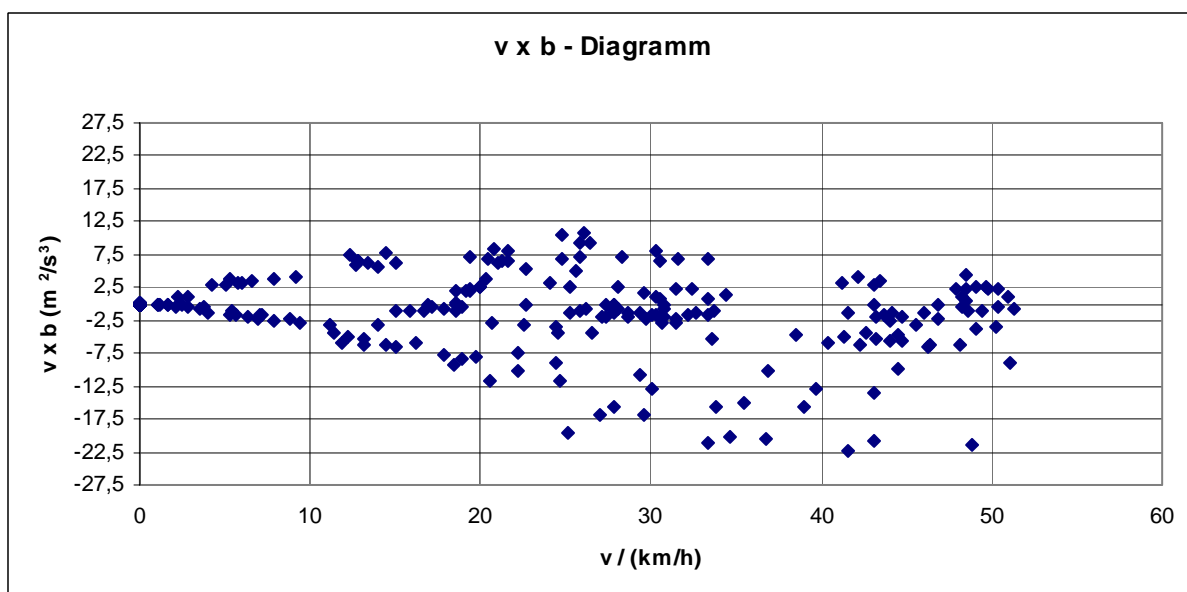
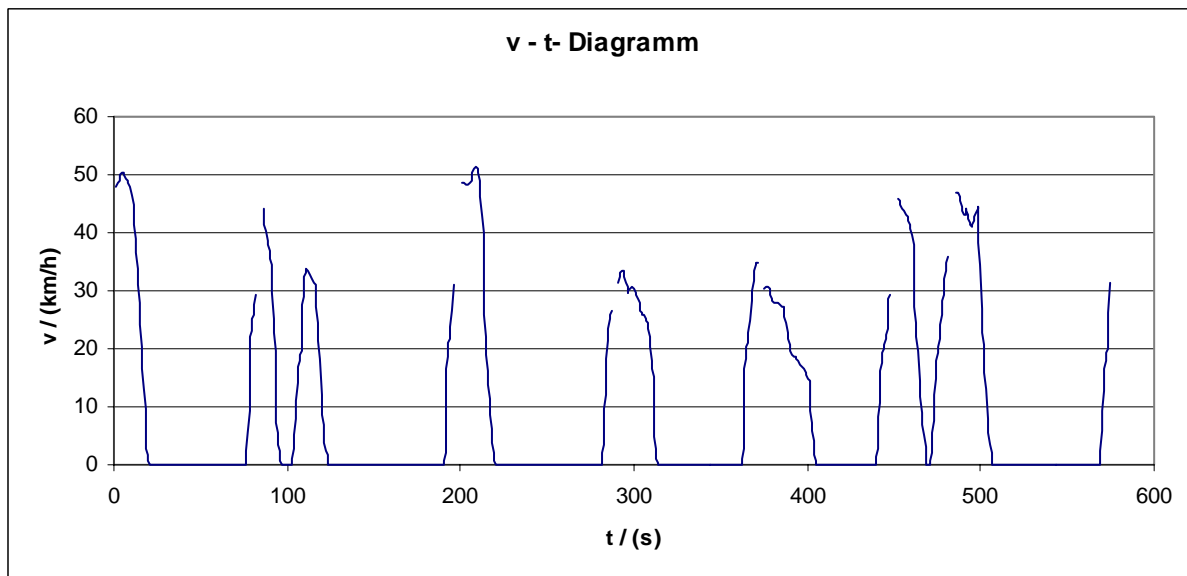
**Lützner Straße Abschnitt 1 Richtung II**

zwischen Birkenstraße und Zschocherscher Straße (einwärts)

Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr

Verkehrssituation: 66% Kern / 34% Stop &amp; Go

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	10,20	27,95	-0,63	Konstantfahrt / % 10,58
Standardabw.	15,59	13,26	4,01	
Q10	0,00	9,26	-3,35	Standanteil / % 64,60
Q25	0,00	18,60	0,00	
Q75	20,45	40,23	0,00	
Q90	35,26	47,60	2,20	



## Anhang 10

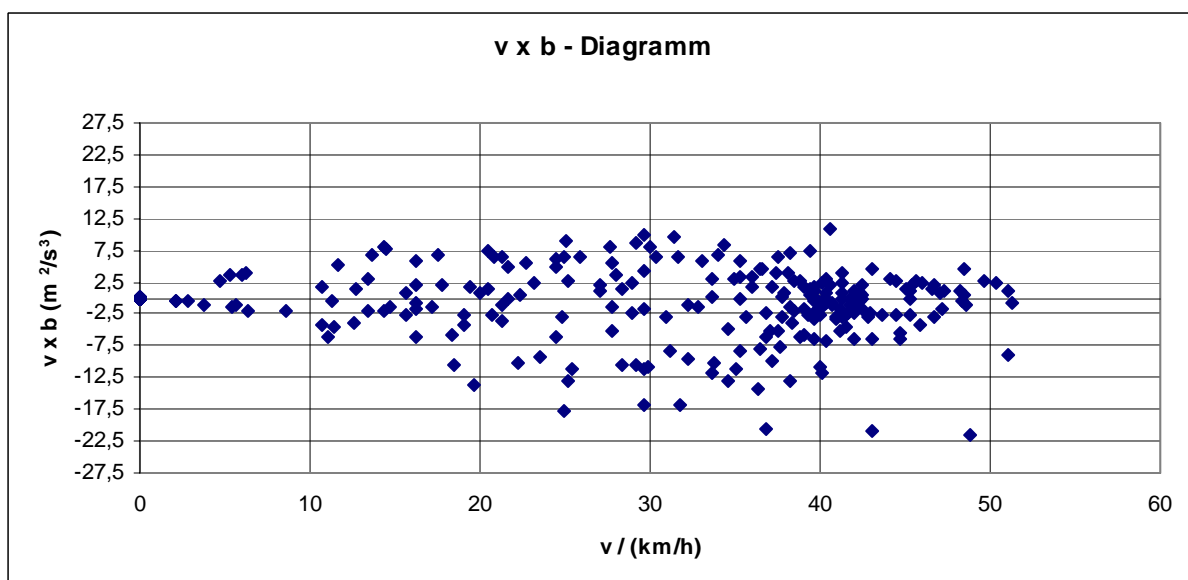
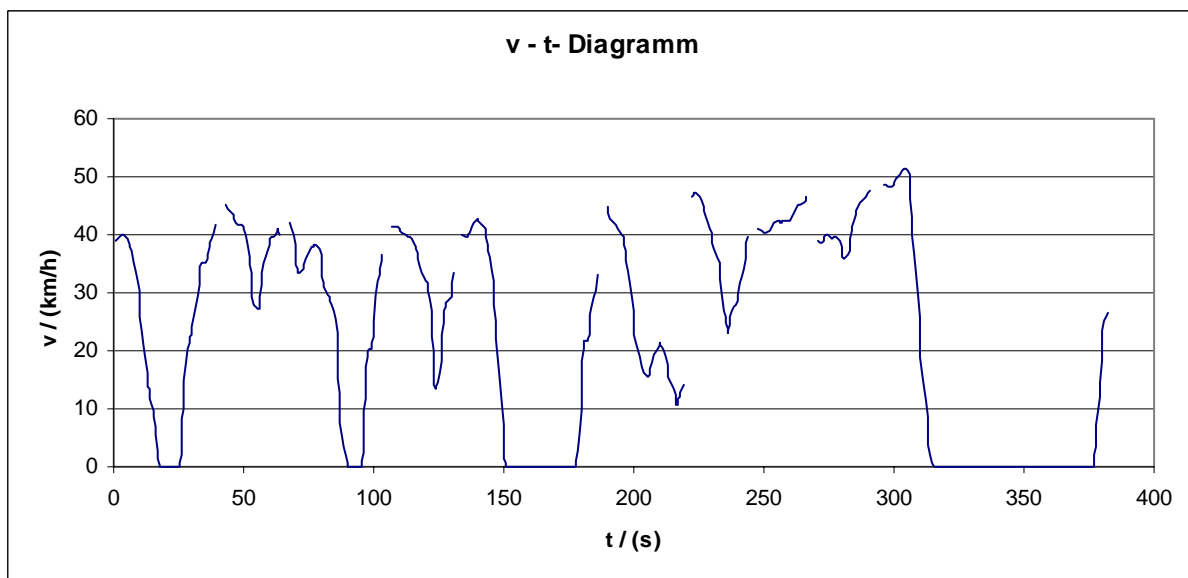
**Lützner Straße Abschnitt 1 Richtung II**

zwischen Birkenstraße und Zschocherscher Straße (einwärts)

**Zeit von 04:00 Uhr bis 06:00 Uhr**  
**und von 09:00 Uhr bis 15:00 Uhr**  
**und von 19:00 Uhr bis 01:00 Uhr**

Verkehrssituation: LSA3

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	22,93	32,93	-0,76
Standardabw.	17,85	11,37	4,83
Q10	0,00	15,24	-6,38
Q25	0,00	25,00	-1,99
Q75	39,65	41,25	1,18
Q90	43,02	45,30	4,50

Konstantfahrt / %  
28,41Standanteil / %  
31,30

## Anhang 11

### Lützner Straße Abschnitt 2 Richtung II

zwischen Odermann und Birkenstraße (einwärts)

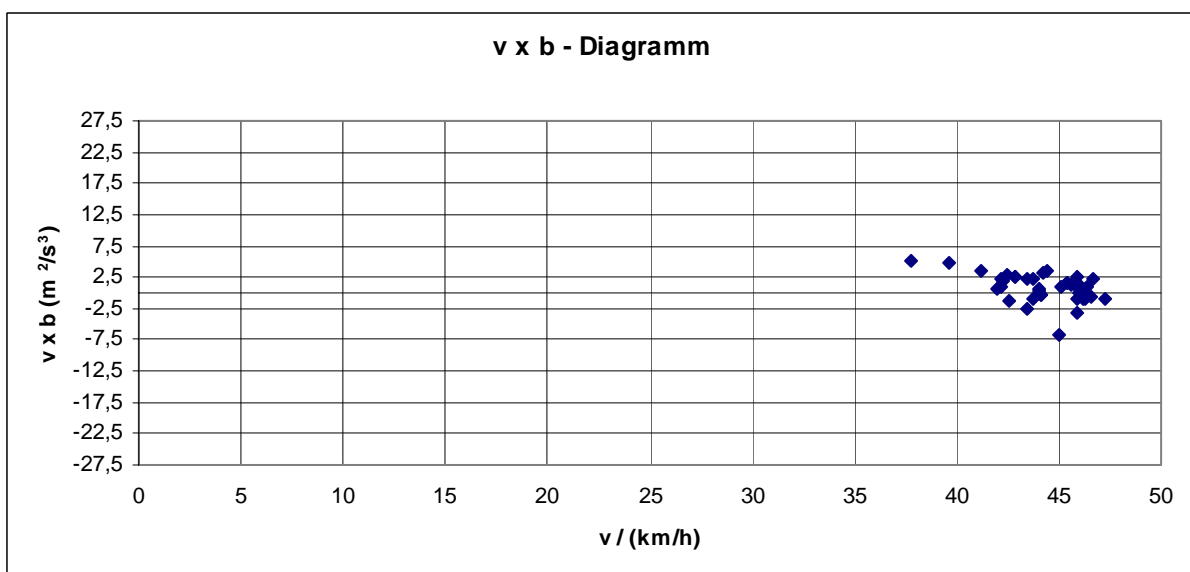
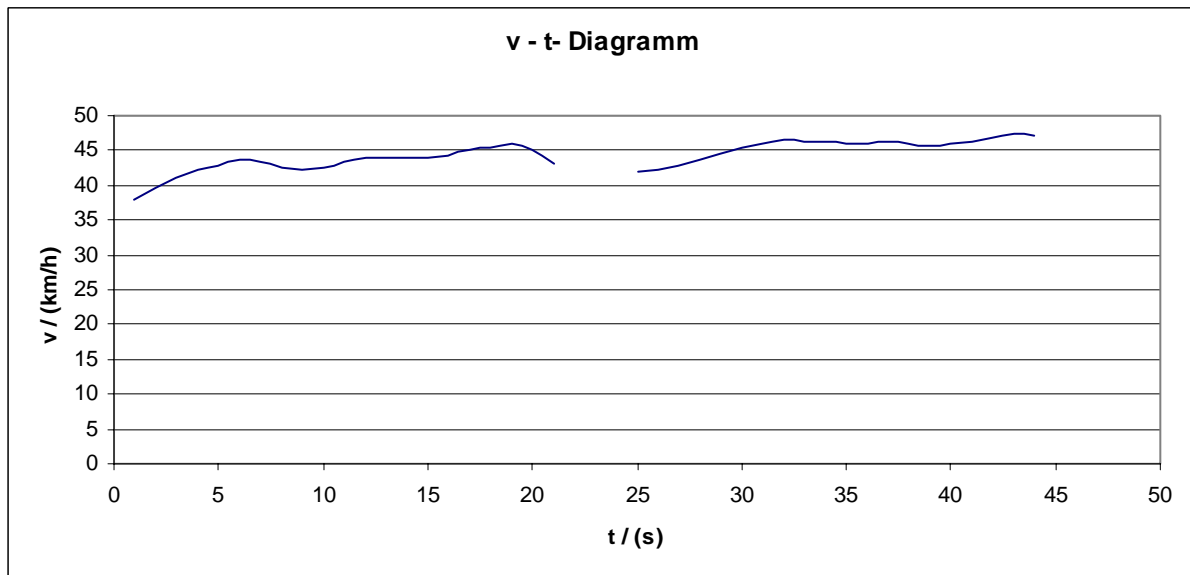
**Zeit von 01:00 Uhr bis 04:00 Uhr**

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	44,28	44,28	0,84
Standardabw.	2,05	2,05	2,23
Q10	42,20	42,20	-1,14
Q25	42,90	42,90	-0,54
Q75	46,00	46,00	2,35
Q90	46,40	46,40	3,14

Konstantfahrt / %  
89,74

Standanteil / %  
0,00



## Anhang 12

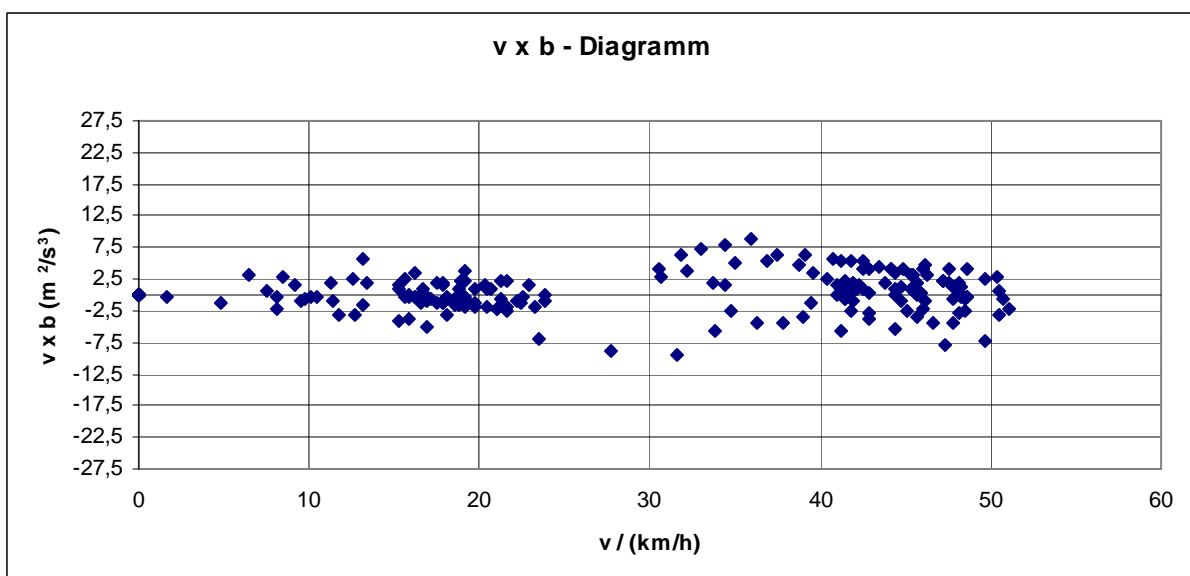
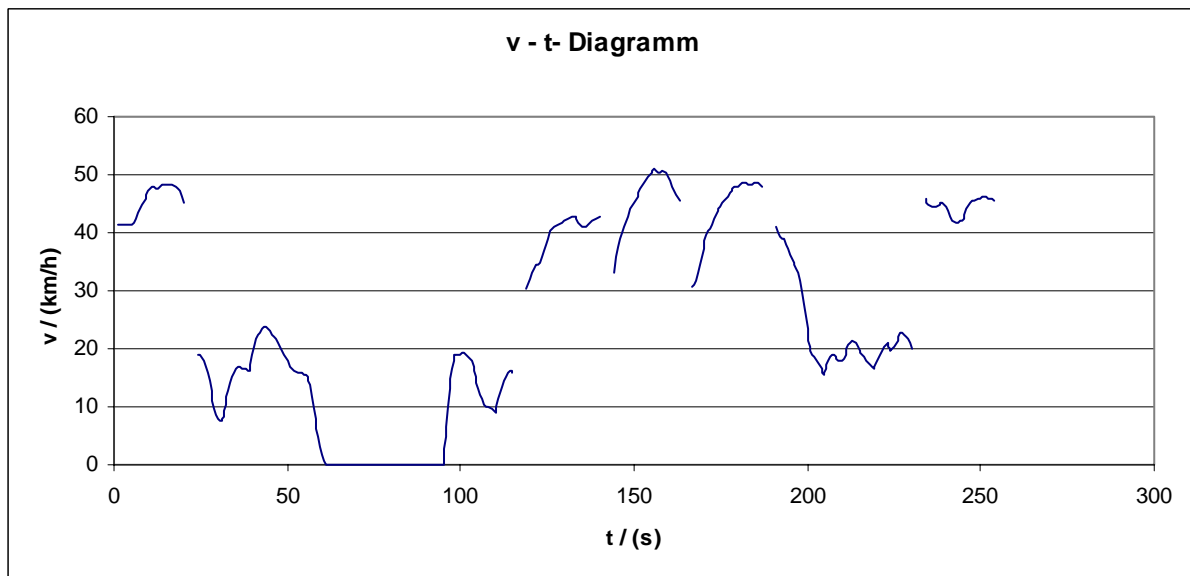
### Lützner Straße Abschnitt 2 Richtung II

zwischen Odermann und Birkenstraße (einwärts)

Zeit von 06:00 Uhr bis 09:00 Uhr

Verkehrssituation: LSA2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	26,86	31,68	0,27	Konstantfahrt / % 50,22
Standardabw.	17,06	13,82	2,78	
Q10	0,00	15,30	-2,97	Standanteil / % 15,72
Q25	15,60	18,50	-1,00	
Q75	43,05	44,70	1,76	
Q90	47,80	48,10	4,01	





## Anhang 13

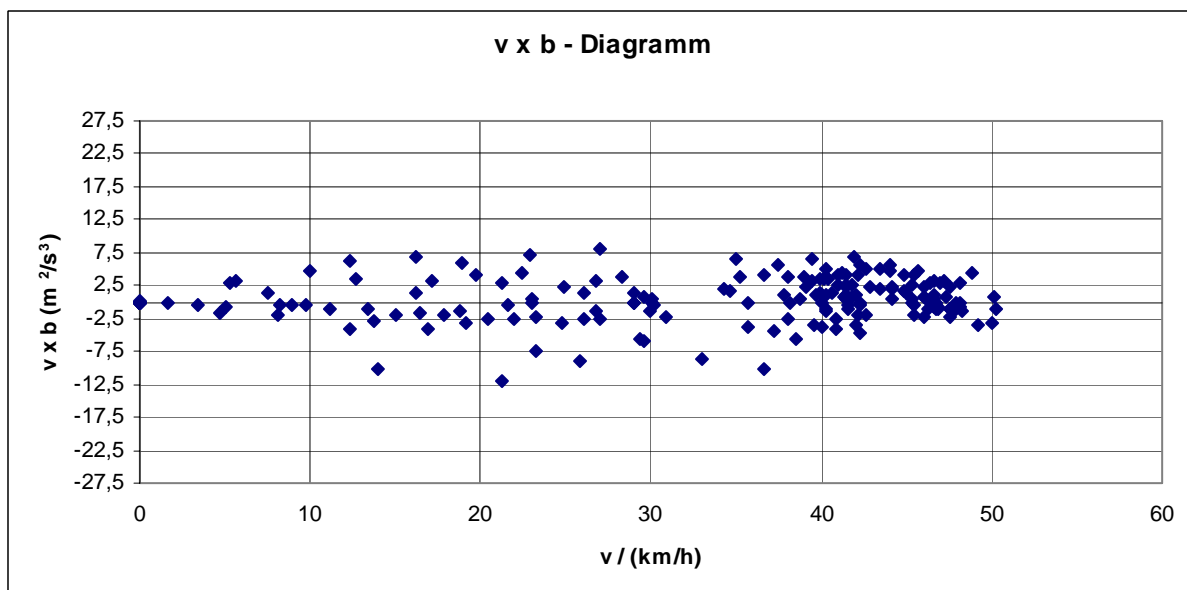
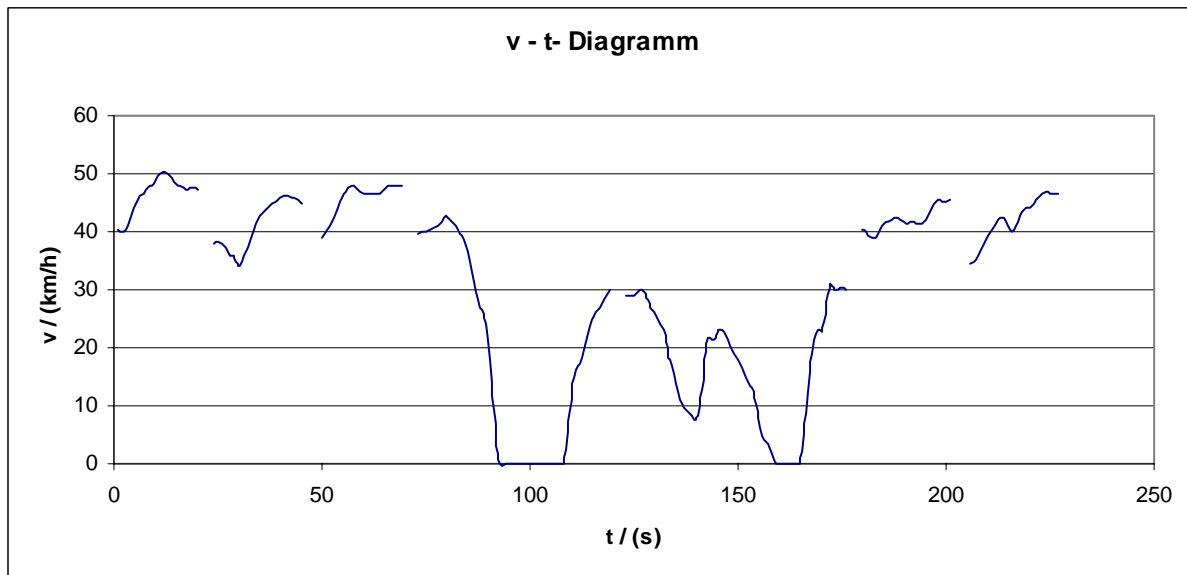
### Lützner Straße Abschnitt 2 Richtung II

zwischen Odermann und Birkenstraße (einwärts)

Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS4

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	30,98	35,04	0,37	Konstantfahrt / % 47,50
Standardabw.	16,15	12,37	3,20	
Q10	0,00	15,24	-3,10	Standanteil / % 12,00
Q25	19,40	26,80	-1,11	
Q75	44,10	45,15	2,47	
Q90	46,94	47,20	4,24	



## Anhang 14

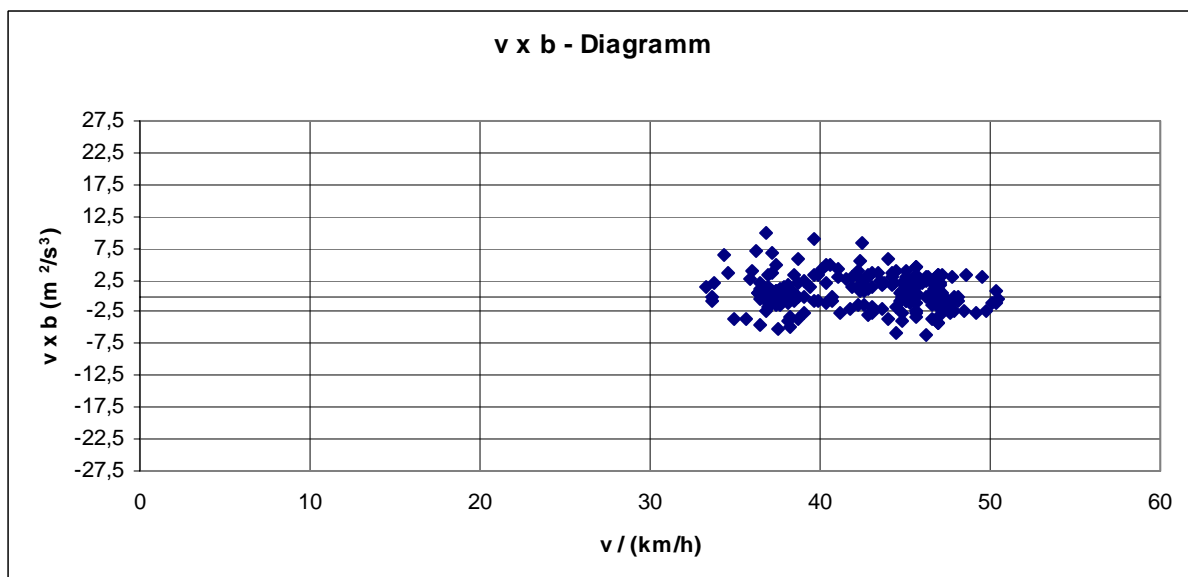
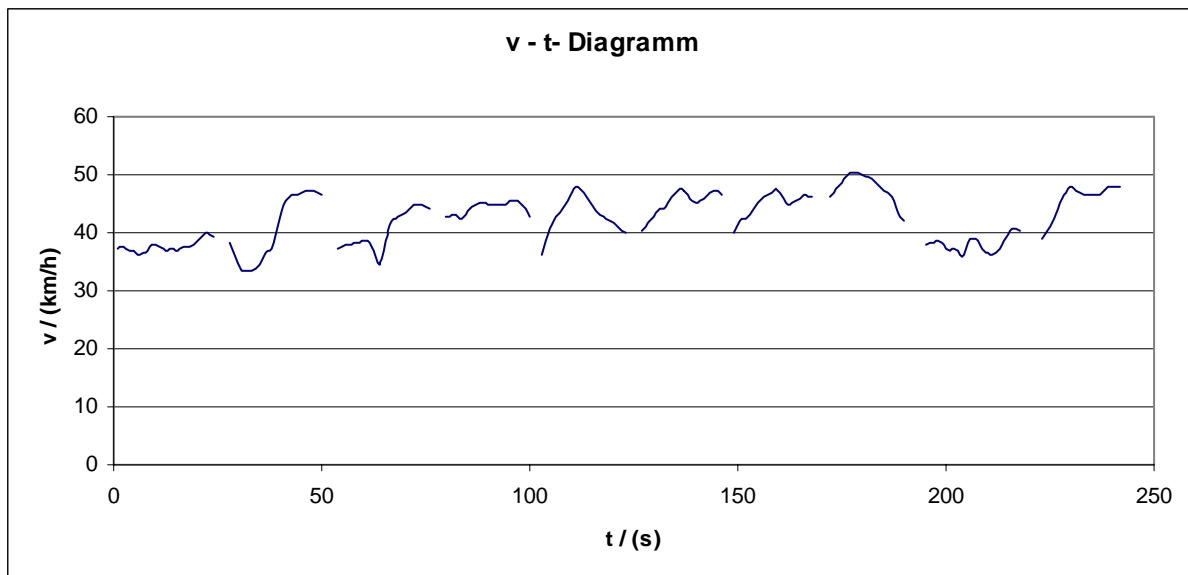
**Lützner Straße Abschnitt 2 Richtung II**

zwischen Birkenstraße und Zschocherscher Straße (einwärts)

**Zeit von 04:00 Uhr bis 06:00 Uhr**  
**und von 09:00 Uhr bis 15:00 Uhr**  
**und von 19:00 Uhr bis 01:00 Uhr**

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	42,51	42,51	0,60
Standardabw.	4,28	4,28	2,71
Q10	36,84	36,84	-2,69
Q25	38,20	38,20	-1,15
Q75	46,20	46,20	2,45
Q90	47,30	47,30	3,74

Konstantfahrt / %  
79,02Standanteil / %  
0,00

## Anhang 15

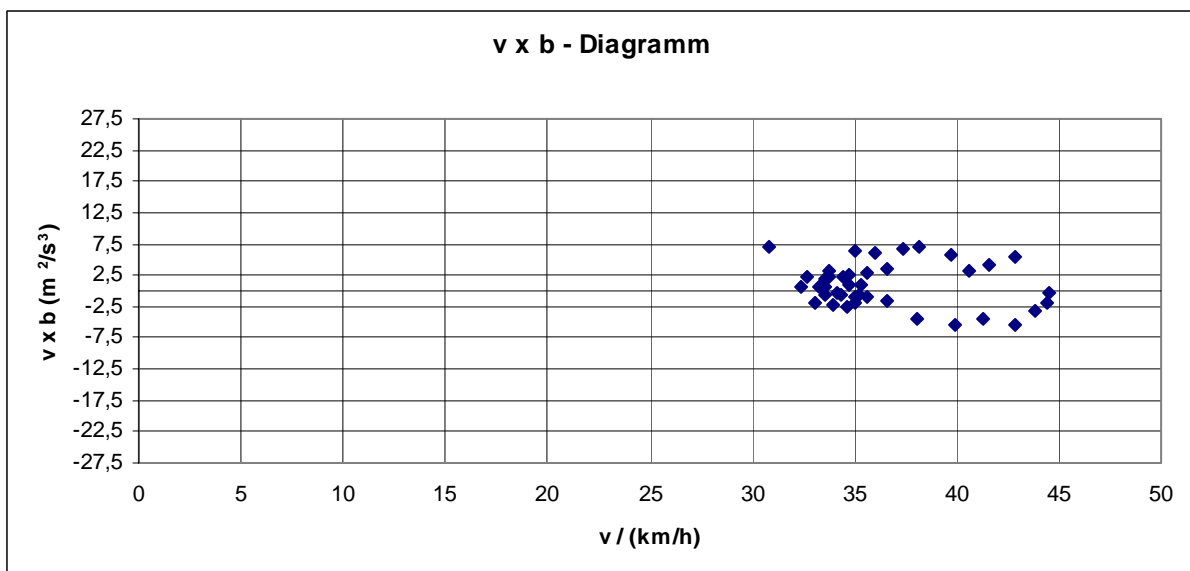
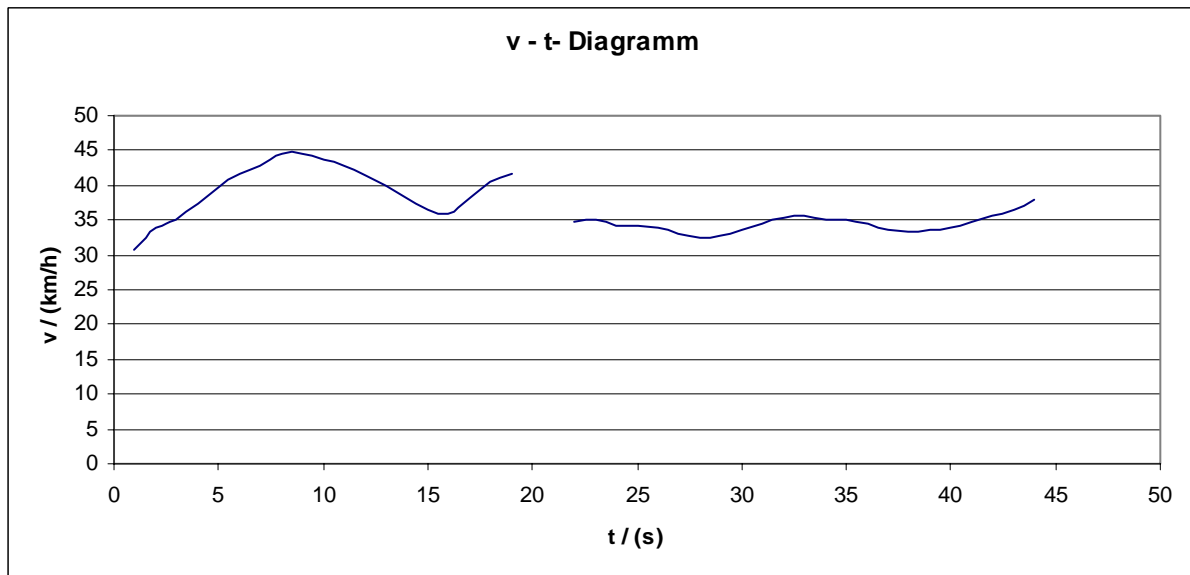
**Lützner Straße Abschnitt 3 Richtung II**

zwischen Merseburger Straße und Odermannstraße (einwärts)

Zeit von 01:00 Uhr bis 04:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	36,72	36,72	0,91
Standardabw.	3,62	3,62	3,45
Q10	33,33	33,33	-3,18
Q25	34,03	34,03	-1,72
Q75	39,33	39,33	3,13
Q90	42,77	42,77	6,15

Konstantfahrt / %  
65,00Standanteil / %  
0,00

## Anhang 16

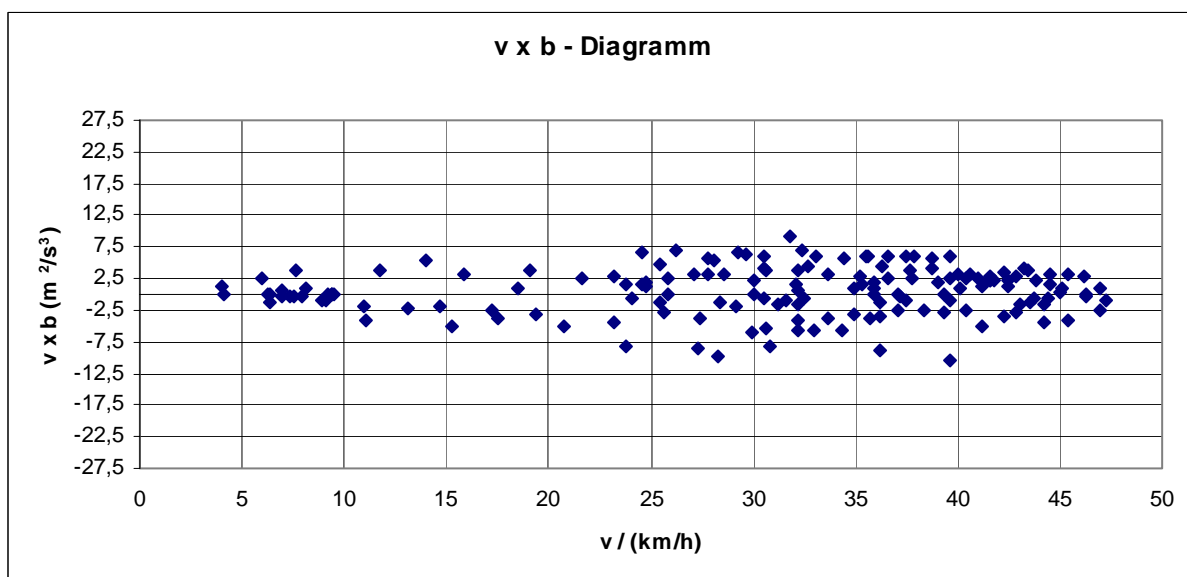
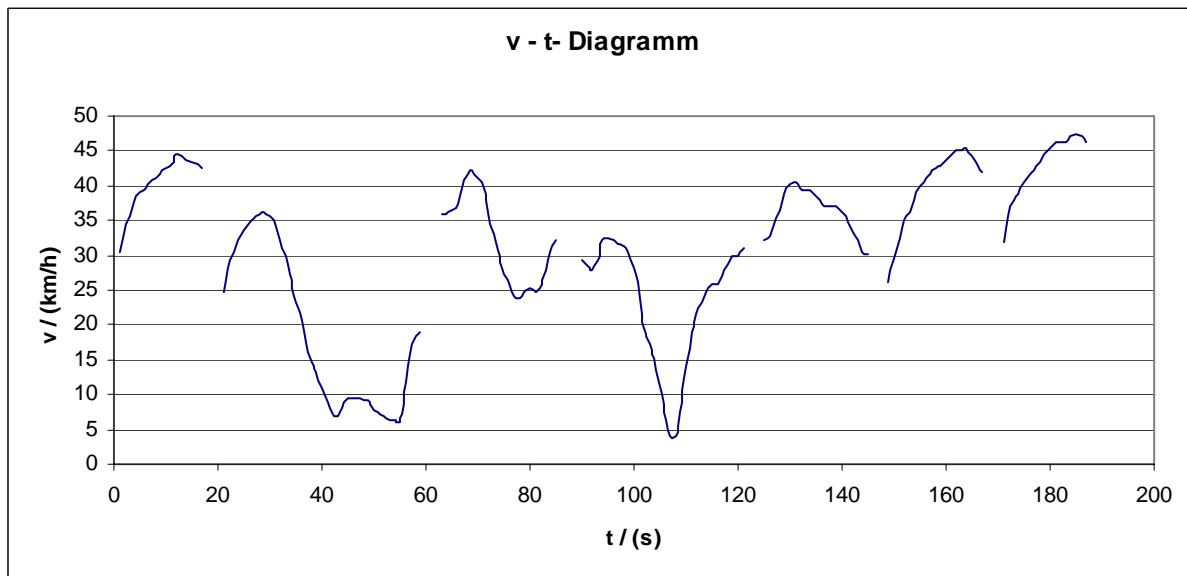
**Lützner Straße Abschnitt 3 Richtung II**

zwischen Merseburger Straße und Odermannstraße (einwärts)

Zeit von 06:00 Uhr bis 09:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS3

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	30,66	30,66	0,48	Konstantfahrt / % 49,69
Standardabw.	11,70	11,70	3,72	
Q10	9,40	9,40	-4,22	Standanteil / % 0,00
Q25	24,75	24,75	-1,66	
Q75	39,70	39,70	3,09	
Q90	43,73	43,73	5,67	



## Anhang 17

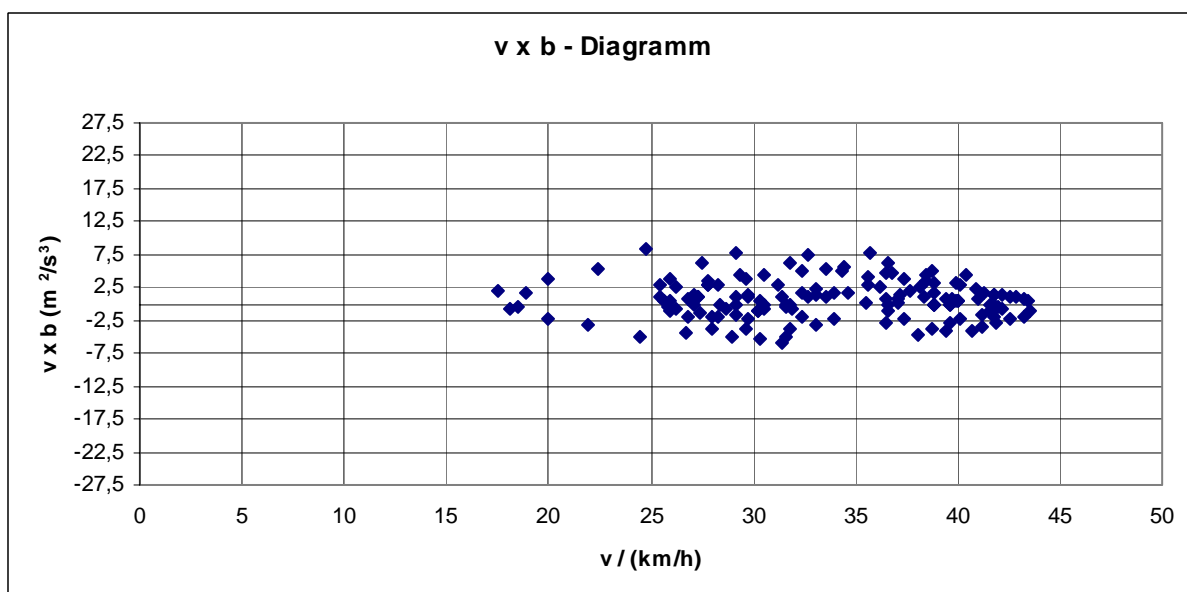
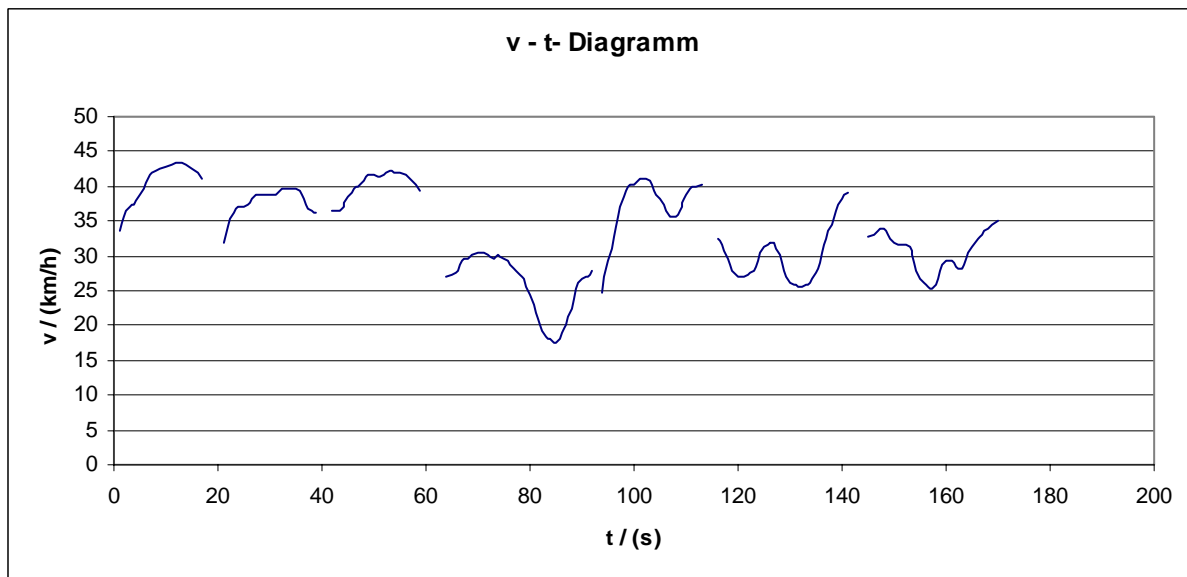
**Lützner Straße Abschnitt 3 Richtung II**

zwischen Merseburger Straße und Odermannstraße (einwärts)

Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS3

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	33,59	33,59	0,66
Standardabw.	6,30	6,30	2,90
Q10	25,90	25,90	-3,11
Q25	28,55	28,55	-1,04
Q75	39,25	39,25	2,54
Q90	41,60	41,60	4,61

Konstantfahrt / %  
64,86Standanteil / %  
0,00

## Anhang 18

**Lützner Straße Abschnitt 3 Richtung II**

zwischen Merseburger Straße und Odermannstraße (einwärts)

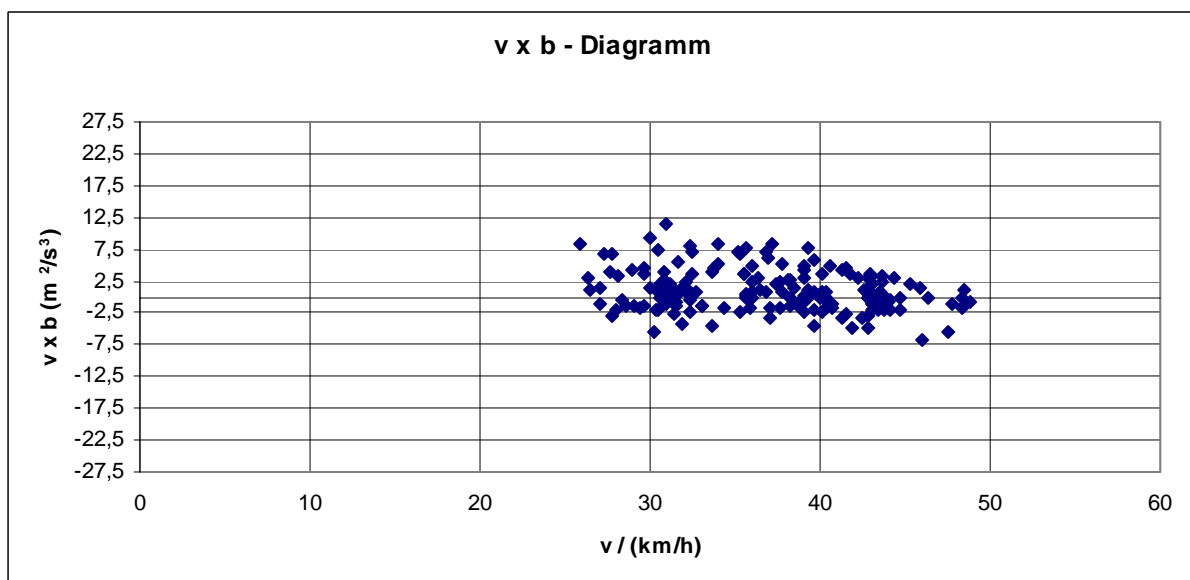
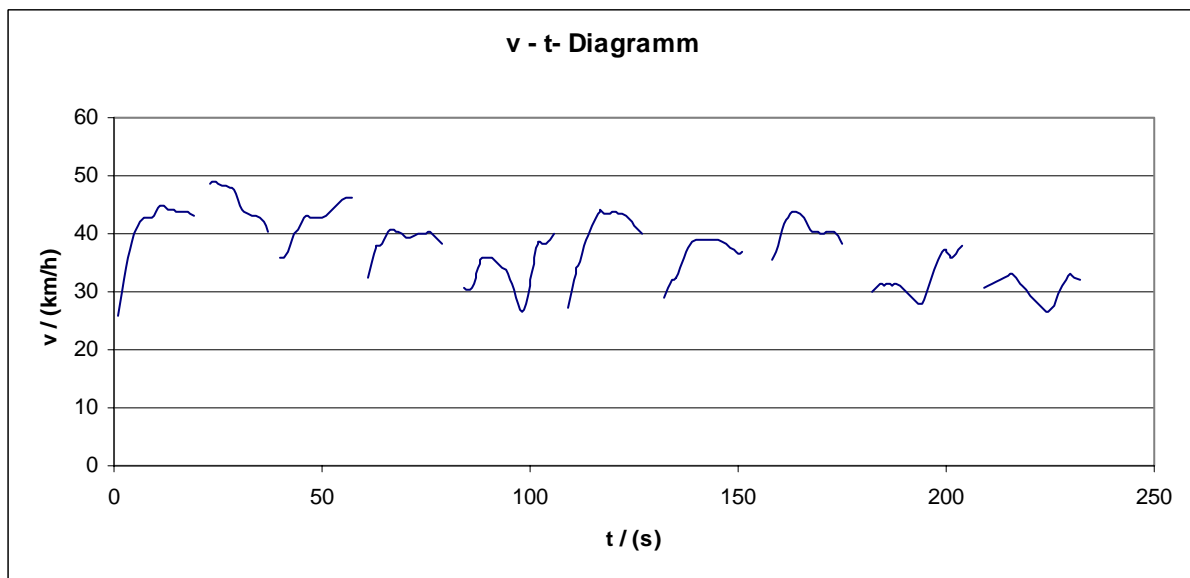
**Zeit von 04:00 Uhr bis 06:00 Uhr**  
**und von 09:00 Uhr bis 15:00 Uhr**  
**und von 19:00 Uhr bis 01:00 Uhr**

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	37,54	37,54	0,89
Standardabw.	5,61	5,61	3,15
Q10	30,00	30,00	-2,22
Q25	32,40	32,40	-1,27
Q75	42,75	42,75	2,87
Q90	43,80	43,80	5,25

Konstantfahrt / %  
71,28

Standanteil / %  
0,00



## Anhang 19

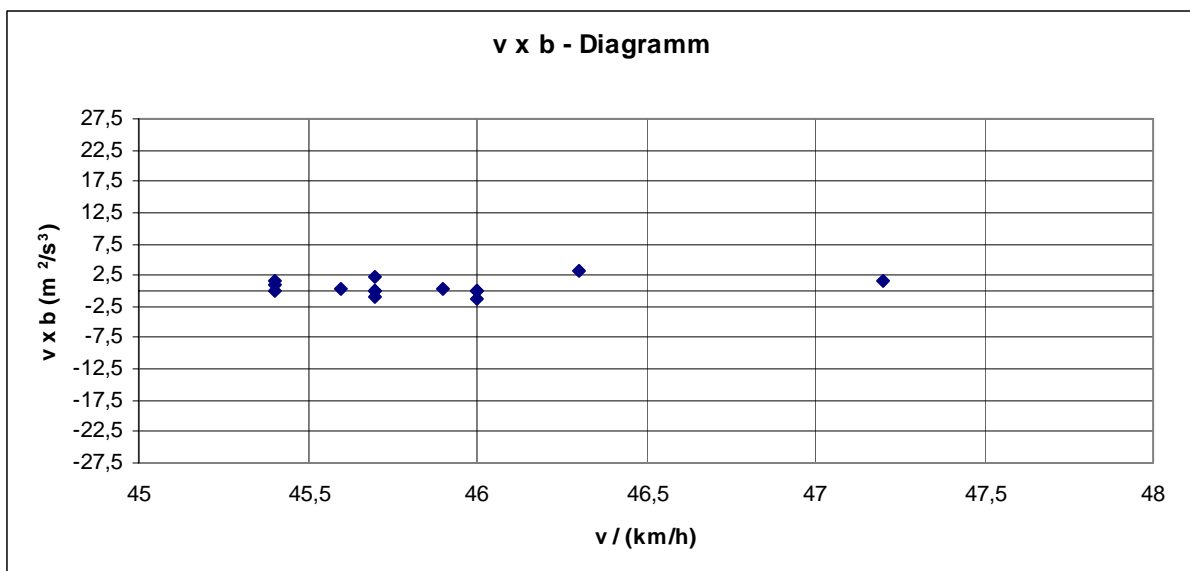
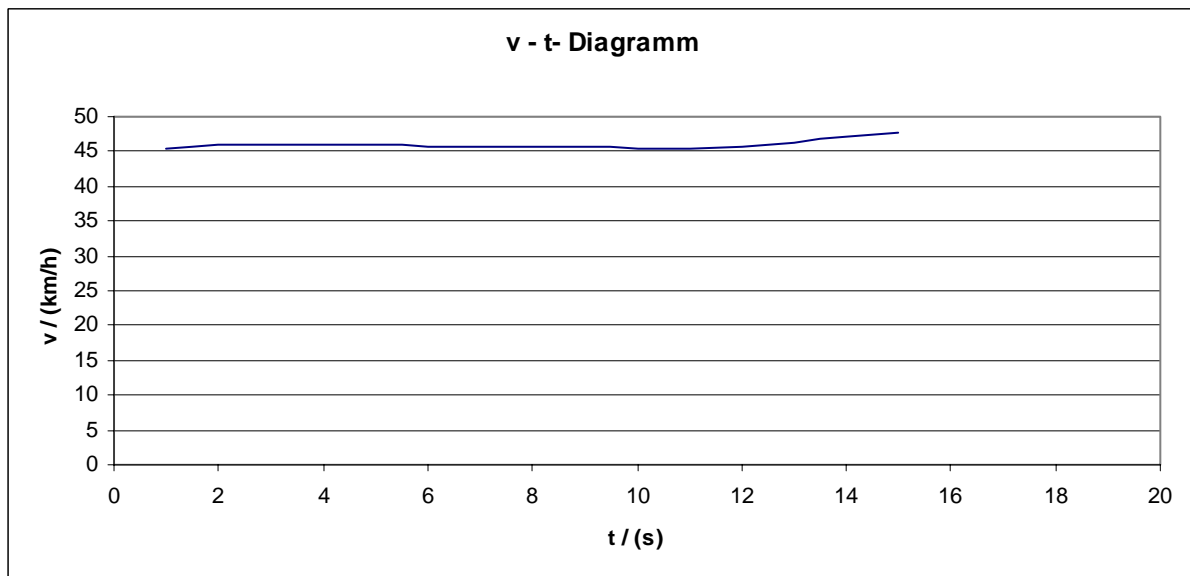
**Lützner Straße Abschnitt 4 Richtung II**

zwischen Cranachstraße und Merseburger Straße (einwärts)

Zeit von 01:00 Uhr bis 04:00 Uhr

Verkehrssituation: HVS 2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	45,97	45,97	0,56
Standardabw.	0,62	0,62	1,20
Q10	45,40	45,40	-0,74
Q25	45,65	45,65	0,00
Q75	46,00	46,00	1,36
Q90	46,84	46,84	2,01

Konstantfahrt / %  
100,00Standanteil / %  
0,00

## Anhang 20

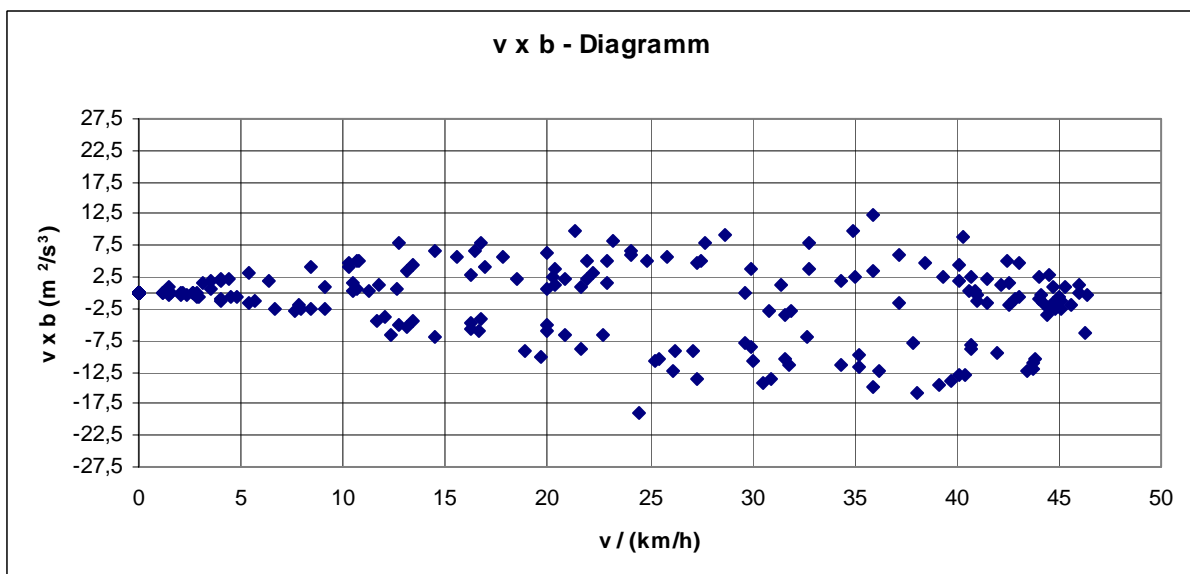
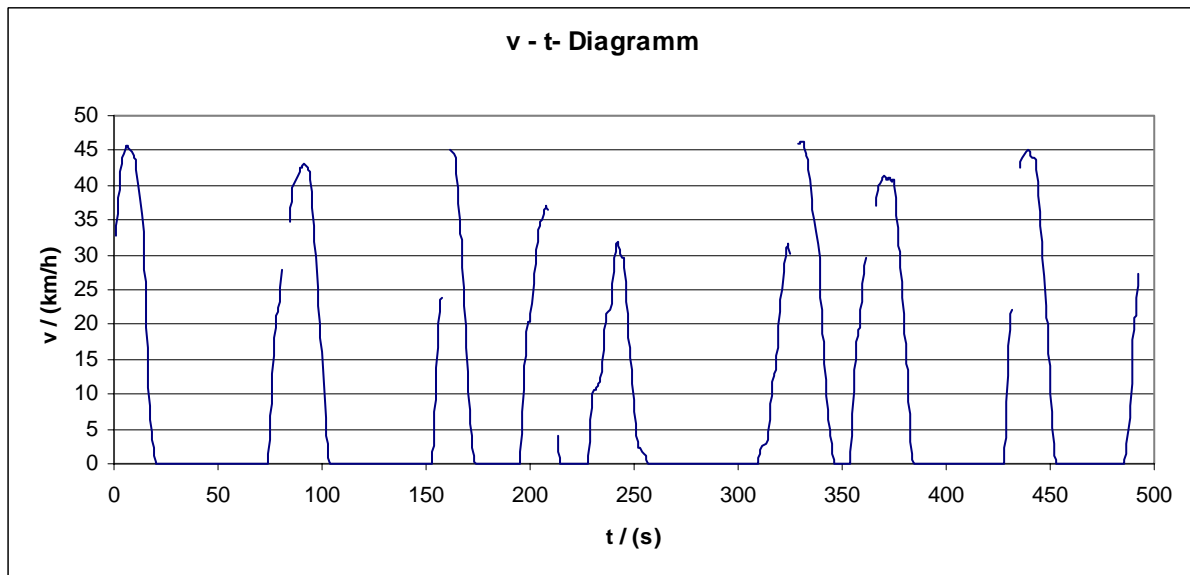
**Lützner Straße Abschnitt 4 Richtung II**

zwischen Cranachstraße und Merseburger Straße (einwärts)

Zeit von 06:00 Uhr bis 09:00 Uhr

Verkehrssituation: 64% Kern / 36% Stop &amp; Go

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	9,97	26,67	-0,53
Standardabw.	15,15	13,20	3,89
Q10	0,00	8,15	-4,92
Q25	0,00	16,05	0,00
Q75	20,00	40,10	0,00
Q90	38,92	44,00	2,43

Konstantfahrt / %  
6,21Standanteil / %  
63,81



## Anhang 21

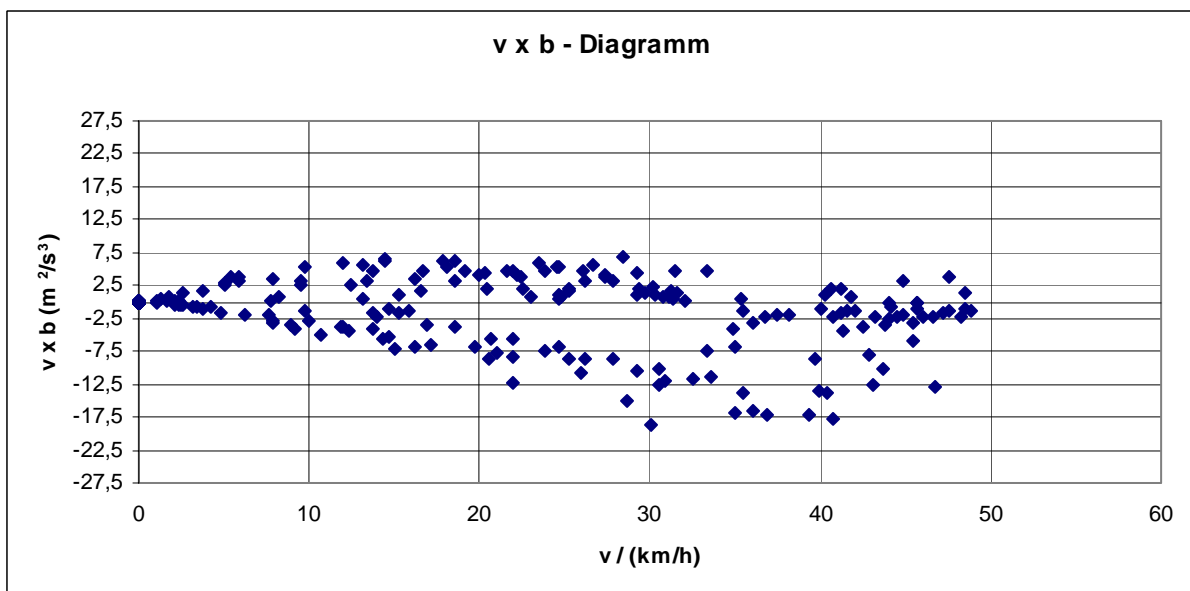
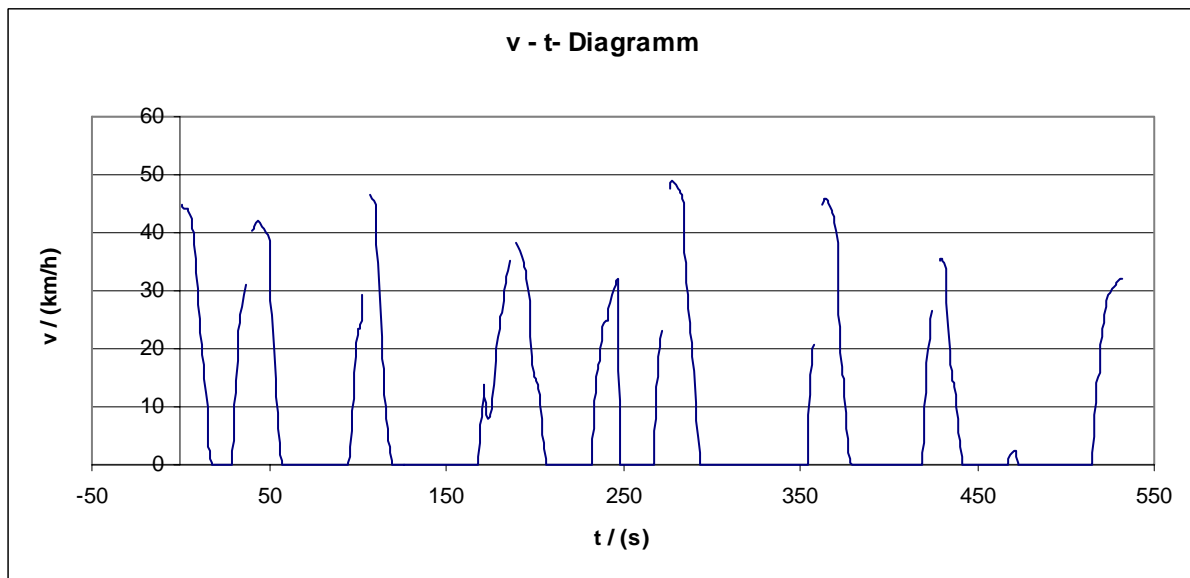
**Lützner Straße Abschnitt 4 Richtung II**

zwischen Cranachstraße und Merseburger Straße (einwärts)

**Zeit von 15:00 Uhr bis 19:00 Uhr**

Verkehrssituation: 59% Kern / 41% Stop &amp; Go

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	9,37	26,37	-0,64
Standardabw.	14,69	12,77	3,54
Q10	0,00	8,92	-3,69
Q25	0,00	15,45	0,00
Q75	17,50	36,60	0,00
Q90	35,12	44,18	1,88

Konstantfahrt / %  
8,09Standanteil / %  
65,68

## Anhang 22

**Lützner Straße Abschnitt 4 Richtung II**

zwischen Cranachstraße und Merseburger Straße (einwärts)

**Zeit von 04:00 Uhr bis 06:00 Uhr****und von 09:00 Uhr bis 15:00 Uhr****und von 19:00 Uhr bis 01:00 Uhr**

Verkehrssituation: 64% Kern / 36% Stop &amp; Go

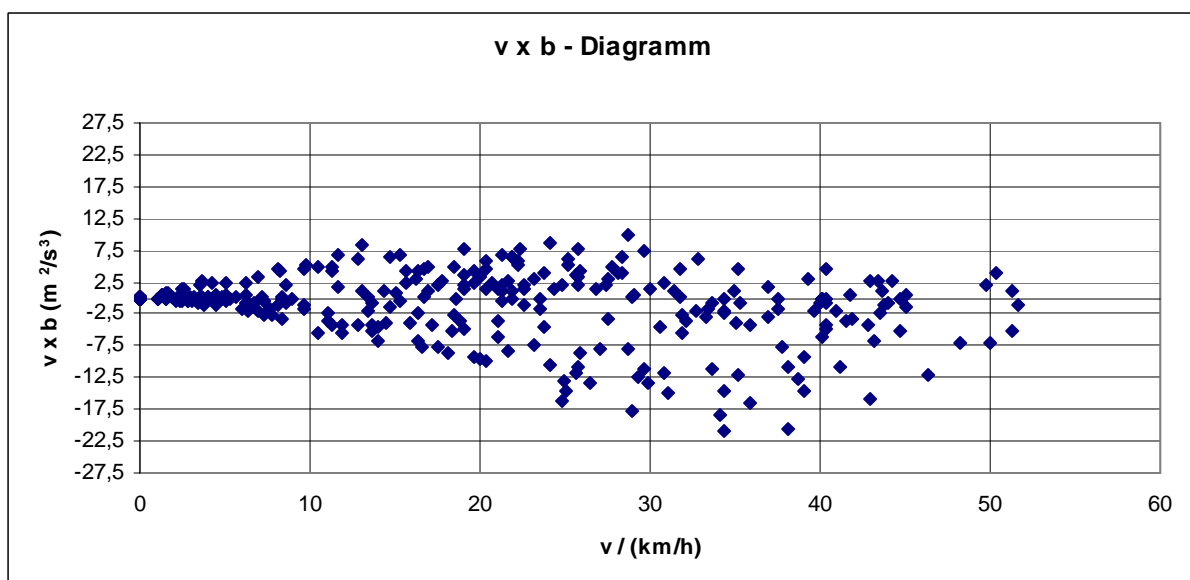
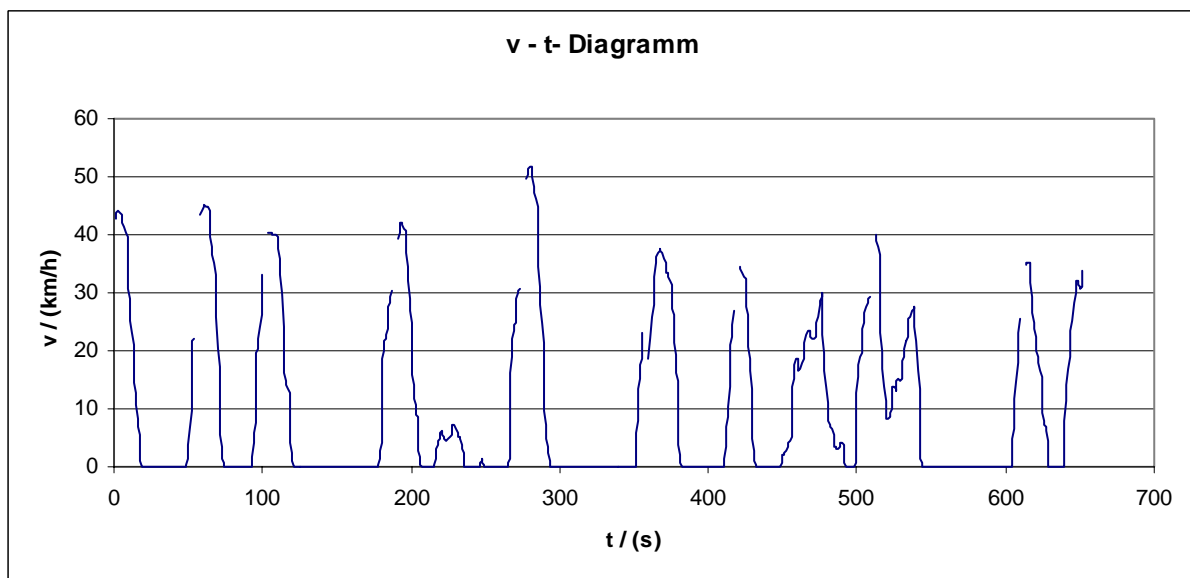
	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	10,07	22,78	-0,60
Standardabw.	14,11	12,82	3,77
Q10	0,00	5,10	-4,26
Q25	0,00	11,83	0,00
Q75	19,78	32,73	0,00
Q90	33,63	40,40	2,41

Konstantfahrt / %

10,68

Standanteil / %

56,96



## **Teil B4:**

# **Messtechnische Erfassung von Verkehrssituationen und Verkehrsbelegungen auf städtischen Hauptstraßen**

## **Bergstraße Erfurt**

Udo J. Becker  
Falk Richter  
Wolfram Schmidt

Technische Universität Dresden  
Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr

---

## **Inhaltsverzeichnis**

<b>1</b>	<b>Einordnung .....</b>	<b>428</b>
<b>2</b>	<b>Randbedingungen .....</b>	<b>429</b>
<b>3</b>	<b>Verkehrsstärke .....</b>	<b>431</b>
<b>4</b>	<b>Verkehrszustände.....</b>	<b>434</b>
4.1	Messmethodik .....	434
4.2	Datenaufbereitung.....	435

## 1 Einordnung

(1) Bei dem vorliegenden Teilbericht handelt es sich um eine Zuarbeit zum FE-Projekt 02.265/2005/LRB "Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastungen an Straßen", welches vom Ingenieurbüro Lohmeyer im Auftrag der BASt bearbeitet wird. Mit der an der TU Dresden entwickelten Methodik zur Erfassung der Verkehrszustände wurden die Verkehrssituationen auf den Straßen in der Umgebung der Immissionsmessstelle Bergstraße in Erfurt am 28.03.2007 und 29.03.2007 untersucht. Befahren wurden die Straßen:

- Bergstraße (von Auenstraße bis Nordhäuser Straße)
- Talstraße (von Boyneburgufer bis Auenstraße)
- Nordhäuser Straße (von Albrechtstraße bis Moritzwallstraße)
- Moritzwallstraße (von Nordhäuser Straße bis Auenstraße)

(2) Als Ergebnis liegen die Verkehrssituationen nach HBEFA für die Untersuchungsstrecke für diesen Tag abschnittsbezogen vor.

(3) Weiterhin wurden für die Bergstraße mit automatischen Zählplatten vom Typ NC90 die Fahrzeugzahlen für beide Fahrspuren differenziert nach Fahrzeuglängen erfasst. Mit diesen Daten zu Verkehrssituationen und Verkehrsstärke liegen sehr gute Voraussetzungen für die Emissionsberechnung vor.

## 2 Randbedingungen

(1) Die **Untersuchungsstrecke** wurde vom Auftraggeber vorgegeben und umfasste die

- Bergstraße (von Auenstraße bis Nordhäuser Straße)
- Talstraße (von Boyneburgufer bis Auenstraße)
- Nordhäuser Straße (von Albrechtstraße bis Moritzwallstraße)
- Moritzwallstraße (von Nordhäuser Straße bis Auenstraße)

Das Messfahrzeug, ein Peugeot 406 mit Peiseler-Messrad, führte zwischen 6:00 Uhr und 22:00 Uhr auf der Messtrecke 23 Messfahrten durch. Zusätzlich wurde eine Nachtfahrt um 0:15 Uhr durchgeführt. Da die Bergstraße, Talstraße und Moritzwallstraße Einbahnstraßen sind, konnten die Messfahrten als Rundkurs gefahren werden. Die Nordhäuser Straße zwischen Bergstraße und Albrechtstraße wurde in beiden Richtungen in den Rundkurs einbezogen. Die Gegenrichtung Nordhäuser Straße von Moritzwallstraße bis Bergstraße ist sehr gering belegt und wurde durch 2 zusätzliche Messfahrten befahren.

(2) Für die Auswertung wurde die Strecke in 12 Abschnitte geteilt, deren Abgrenzung aus Tabelle 1 hervorgeht. Als Abschnittsgrenzen wurden jeweils die Knotenmittelpunkte definiert.

Tabelle 1 Abschnitte der Untersuchungsstrecke

Abschnitt-Nr.	Straße	Anfang	Ende	Strecke (m)
1	Talstraße	Boyneburgufer	Adalbertstraße	110
2	Talstraße	Adalbertstraße	Auenstraße	55
3	Bergstraße	Auenstraße	Bergstraße Mitte	103
4	Bergstraße	Bergstraße Mitte	Nordhäuser Straße	103
5	Nordhäuser Straße	Bergstraße	Albrechtstraße	233
6	Nordhäuser Straße	Albrechtstraße	Bergstraße	235
7	Nordhäuser Straße	Bergstraße	Mittelstraße	122
8	Nordhäuser Straße	Mittelstraße	Moritzwallstraße	84
9	Moritzwallstraße	Nordhäuser Straße	Moritzwallstr. Mitte	100
10	Moritzwallstraße	Moritzwallstr. Mitte	Auenstraße	99
11	Nordhäuser Straße	Moritzwallstraße	Mittelstraße	103
12	Nordhäuser Straße	Mittelstraße	Bergstraße	122
<b>1-12</b>	<b>Gesamtstrecke</b>			

Die Neigung der **Bergstraße** ist lt. Aussage des Planungsbüros im unteren Bereich (bis Hausnummer 25) 3,8 % und im oberen Bereich (ab Hausnummer 25) 5,8 %. Die mittlere Steigung wurde mit 4,7 % angegeben.

---

(3) Bei der Auswahl des **Untersuchungszeitpunktes** war zu berücksichtigen, dass die Verkehrsnachfrage sowohl im Wochen- als auch im Jahresverlauf Schwankungen unterliegt. Da der Monat März außerhalb der Ferienzeit „normale“ Verkehrsverhältnisse erwarten lässt und sich für eine Verkehrserhebung die „mittleren“ Werktage Dienstag, Mittwoch und Donnerstag am besten eignen, fand die Untersuchung vom Mittwoch dem 28. März ab 12:00 Uhr bis zum Donnerstag, dem 29 März 2007 12:00 Uhr statt. Der beobachtete Verkehrsablauf an diesen Tagen ist als normal einzuschätzen, d.h. es traten keine besonderen Ereignisse wie Unfälle oder Straßensperrungen auf.

### 3 Verkehrsstärke

(1) Am 28.03.2007 12:00 Uhr wurden auf der Bergstraße auf dem gleichen Abschnitt wie die Luftqualitätsmessstelle die NC90-Zählplatten des Lehrstuhles für Verkehrsökologie installiert. Das Messsystem erfasst in berührungsloser Arbeitsweise die **Anzahl, Länge und Geschwindigkeit** der Fahrzeuge, die das Messsystem überfahren, und legt die Daten in einem integrierten Speicher ab. Zusätzlich wurden in der Zeit von 15:00 bis 16:00 Uhr am 28.03. und 11:00 bis 12:00 Uhr am 29.03. Handzählungen des Verkehrs vorgenommen. Die Ergebnisse, die die NC90-Platten lieferten, stimmen gut mit den Ergebnissen der Handzählung überein, sind plausibel und können für die weiteren Berechnungen verwendet werden.

(2) Die erfassten **Tagesganglinien** der Bergstraße für den 28./29.03.07 sind in Bild 1 und Bild 2 sowie in Tabelle 2 für beide Fahrspuren dargestellt.

Aus der linken Fahrspur der Bergstraße kann man am Knoten Nordhäuser Straße sowohl geradeaus fahren als auch links abbiegen. Aus der rechten Fahrspur kann man sowohl geradeaus fahren als auch rechts abbiegen. Das Einordnen in die Fahrspuren erfolgt schon recht frühzeitig, im oberen Teil der Bergstraße sind Spurwechsel eher selten.

Der SNF-Verkehr ist mit einem Anteil von 1% (linke Spur) und 2% (rechte Spur) recht gering ausgeprägt.



Bild 1

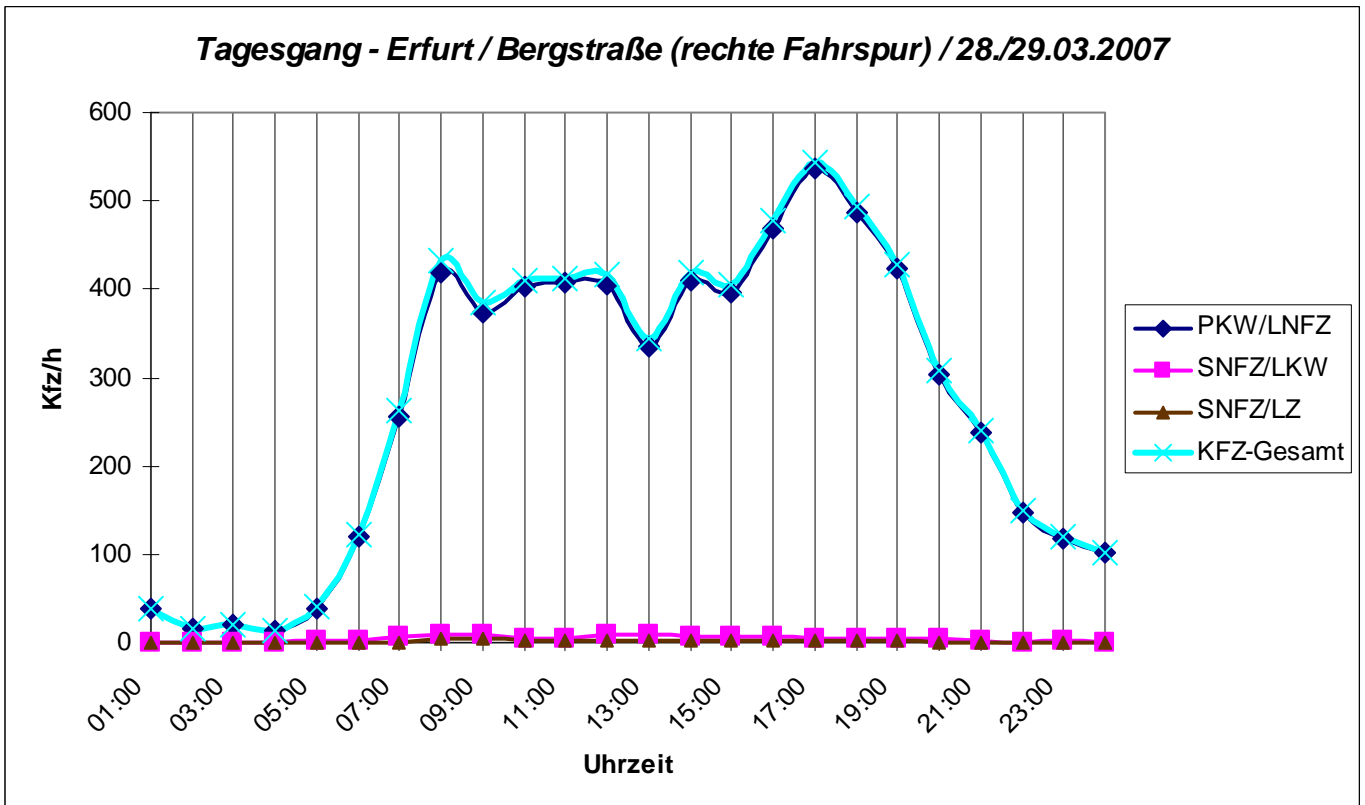


Bild 2

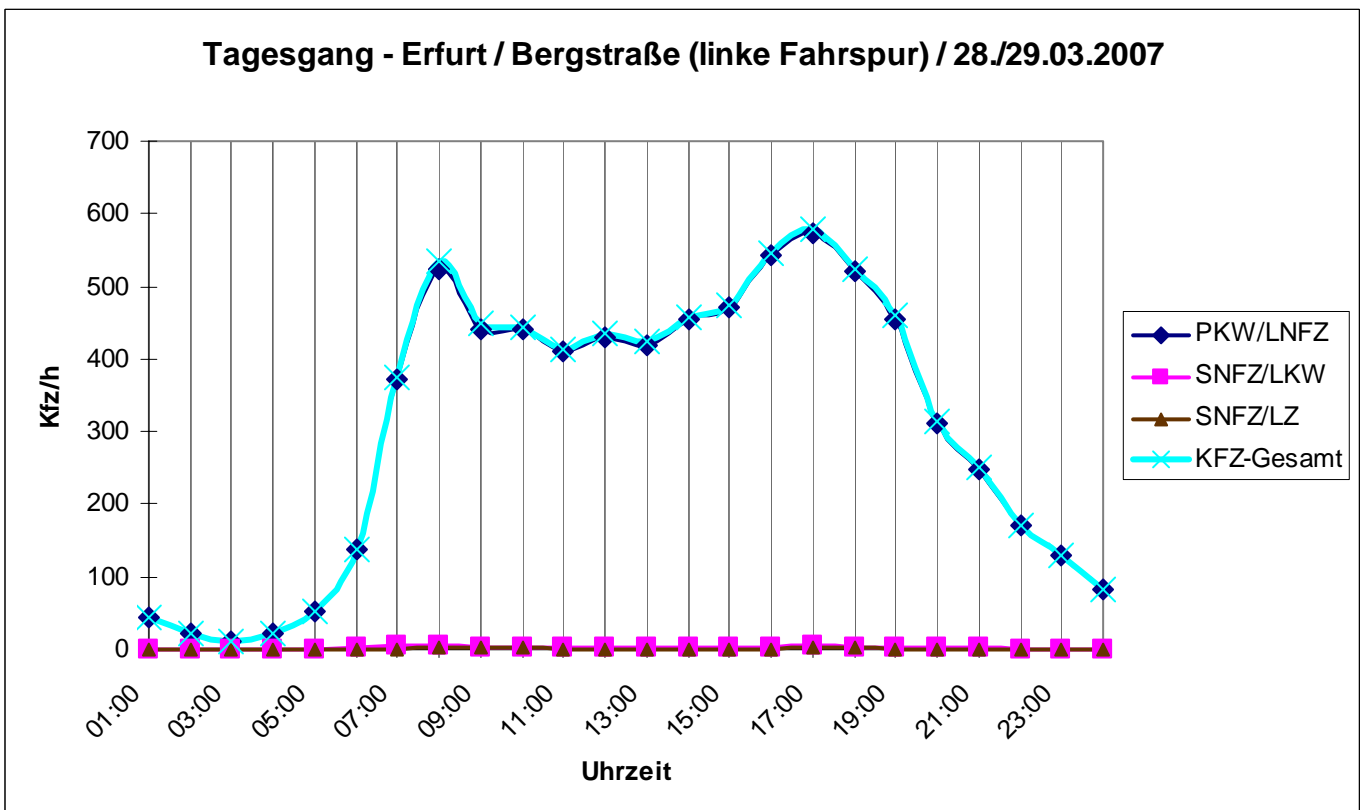


Tabelle 2 Tagesgang Bergstraße am 28.03.2007 zwischen Auenstraße und Nordhäuser Straße

Stunde	rechte Spur				linke Spur				Querschnitt
	PKW/LNF	LKW	LZ	KFZ	PKW/LNF	LKW	LZ	KFZ	KFZ
01:00	39	0	0	39	43	0	0	43	82
02:00	15	0	0	15	21	1	0	22	37
03:00	21	0	0	21	11	0	0	11	32
04:00	13	1	0	14	23	0	0	23	37
05:00	39	1	0	40	52	0	0	52	92
06:00	121	2	1	123	137	2	1	139	262
07:00	255	7	1	263	371	5	0	376	639
08:00	419	8	5	432	525	6	3	534	966
09:00	374	8	4	386	442	4	2	448	834
10:00	403	5	3	410	441	2	1	445	855
11:00	406	4	1	412	410	3	1	414	826
12:00	404	9	2	416	430	4	1	435	851
13:00	334	8	3	345	420	3	1	424	769
14:00	409	6	3	419	454	3	1	458	877
15:00	396	7	3	406	470	3	1	475	881
16:00	468	7	2	477	542	4	1	547	1024
17:00	537	5	2	544	573	5	1	579	1123
18:00	488	3	2	493	520	3	2	524	1017
19:00	423	3	3	429	456	2	1	459	888
20:00	305	4	1	309	311	2	0	314	623
21:00	237	2	1	239	248	2	1	250	489
22:00	148	1	1	149	171	0	0	171	320
23:00	117	2	1	120	129	0	0	130	250
00:00	101	1	0	102	81	0	0	82	184
<b>gesamt</b>	6471	96	35	6603	7281	55	20	7355	<b>13958</b>

## 4 Verkehrszustände

Neben der Fahrleistung, welche aus Fahrstrecke und Fahrzeuganzahl resultiert, ist auch das **Fahrverhalten** für den Schadstoffausstoß von Kraftfahrzeugen von Bedeutung. Das Fahrverhalten der Fahrzeuge im Untersuchungsgebiet ist von den **Verkehrszuständen** abhängig, welche bei entsprechender Auslastung der Straßenkapazität mit dem Tagesgang der Verkehrsstärke Schwankungen unterliegen können.

### 4.1 Messmethodik

(1) Um die Art der unterschiedlichen Verkehrszustände im Tagesverlauf und deren zeitliche Dauer erfassen zu können, fuhr ein **Messfahrzeug** an den Untersuchungstagen, dem 28.03.2007 von 12:00 bis 22:00 Uhr und am 29.03.2007 von 6:00 bis 12:00 Uhr auf der Messstrecke im Verkehr mit und zeichnete in Sekundenschritten die zurückgelegte Wegstrecke und die momentane Geschwindigkeit in Messdateien auf. Die Messdaten wurden mit dem Ziel erfasst, bestimmten Zeitbereichen auf bestimmten Streckenabschnitten bestimmte **Fahrmuster** zuzuordnen. In den Fahrmustern, welche in der Emissionsberechnung das Fahrverhalten charakterisieren, sind Fahrten, welche sich in bestimmten Kenngrößen wie Fahrgeschwindigkeiten und Haltezeitanteilen ähneln, zusammengefasst.

(2) Das Messfahrzeug war mit einem **Peiseler-Messrad** ausgestattet. Dieses System besteht aus einem Steuer- und Anzeigegerät (Bild 3) und dem Radnabengeber (Bild 4). Das Messprinzip besteht darin, dass während eines bestimmten Zeitintervalls **die registrierten Wegimpulse** gezählt werden. Die Erfassung der Wegimpulse erfolgt über den Radnabengeber, der an ein nichtangetriebenes Fahrzeugrad angeschraubt wird. Das Steuer- und Anzeigegerät ist ein Bordcomputer, der die registrierten Wegimpulse in eine Länge und in bestimmten Zeitschritten in eine Geschwindigkeit umrechnet. Durch die Kopplung des Bordcomputers, der nur Summenwerte festhält, mit einem zusätzlichen Computer (Laptop) können alle momentanen Messwerte (z.B. in Sekundenintervallen) direkt vom Bordcomputer übernommen und nach der Messung als Messdatei gespeichert werden. Die dazu erforderliche Software wurde am Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr entwickelt und erprobt. Die Messgenauigkeit beträgt nach vorliegenden Erfahrungen  $\pm 0,25\%$ .

(3) Die Messfahrten wurden nach der Methode des „Mitschwimmens“ (Car-floating) durchgeführt. Dabei orientiert sich der Fahrer an den jeweiligen Verkehrsbedingungen, indem er mit dem Verkehr mitschwimmt. Nach diesem Prinzip entstandene Fahrprofile reflektieren das durchschnittliche Geschwindigkeitsverhalten eines Gesamtkollektivs, die persönlichen Fahreigenschaften des Testfahrers treten dabei in den Hintergrund.

Bilder 3 und 4 Peiseler Messsystem



(4) Das Ergebnis einer jeden Messfahrt war jeweils eine **Messdatei**. Die Gesamtheit der Geschwindigkeitswerte einer Fahrt bilden eine **Fahrkurve**, welche sich grafisch als Geschwindigkeit-Zeit-Diagramm oder Geschwindigkeit-Weg-Diagramm gut darstellen lässt.

(5) Bei Durchfahrt durch die unter Punkt 2 definierten Abschnittsgrenzen, sowie bei Anfang und Ende der Messstrecke wurden jeweils durch den Beifahrer entsprechende Tasten auf dem Laptop betätigt. Dies wurde in der Messdatei gespeichert und ermöglichte somit die **Zuordnung der Messwerte zum Streckenabschnitt**. Es war somit möglich, aus den Messfahrten die Fahrkurven der 4 einzelnen Abschnitte zu isolieren und nach Abschnitten zusammenzufassen.

## 4.2 Datenaufbereitung

(1) Als Ergebnis der Messfahrten liegen **Gesamtfahrprofile** (v-s-Diagramme) für jede Richtung vor. In den Bildern 5 und 6 sind diese dargestellt.

(2) Aus der räumlichen Einteilung der Strecke in 12 Abschnitte und den 24 Stunden eines Tages ergibt sich eine Matrix zu 12 Spalten und 24 Zeilen (= 288 Felder). Es bestand nun die Aufgabe, die erhobenen Daten zu den Verkehrszuständen für die Erfordernisse einer stundenfeinen Emissionsberechnung aufzubereiten, was bedeutet, dass für die 288 Felder der Matrix durch Auswertung der Fahrkurven Verkehrssituationen zu bestimmen waren.

Bild 5 Fahrprofil Talstraße/Bergstraße/Nordhäuser Straße (Abschnitte 1 bis 5)

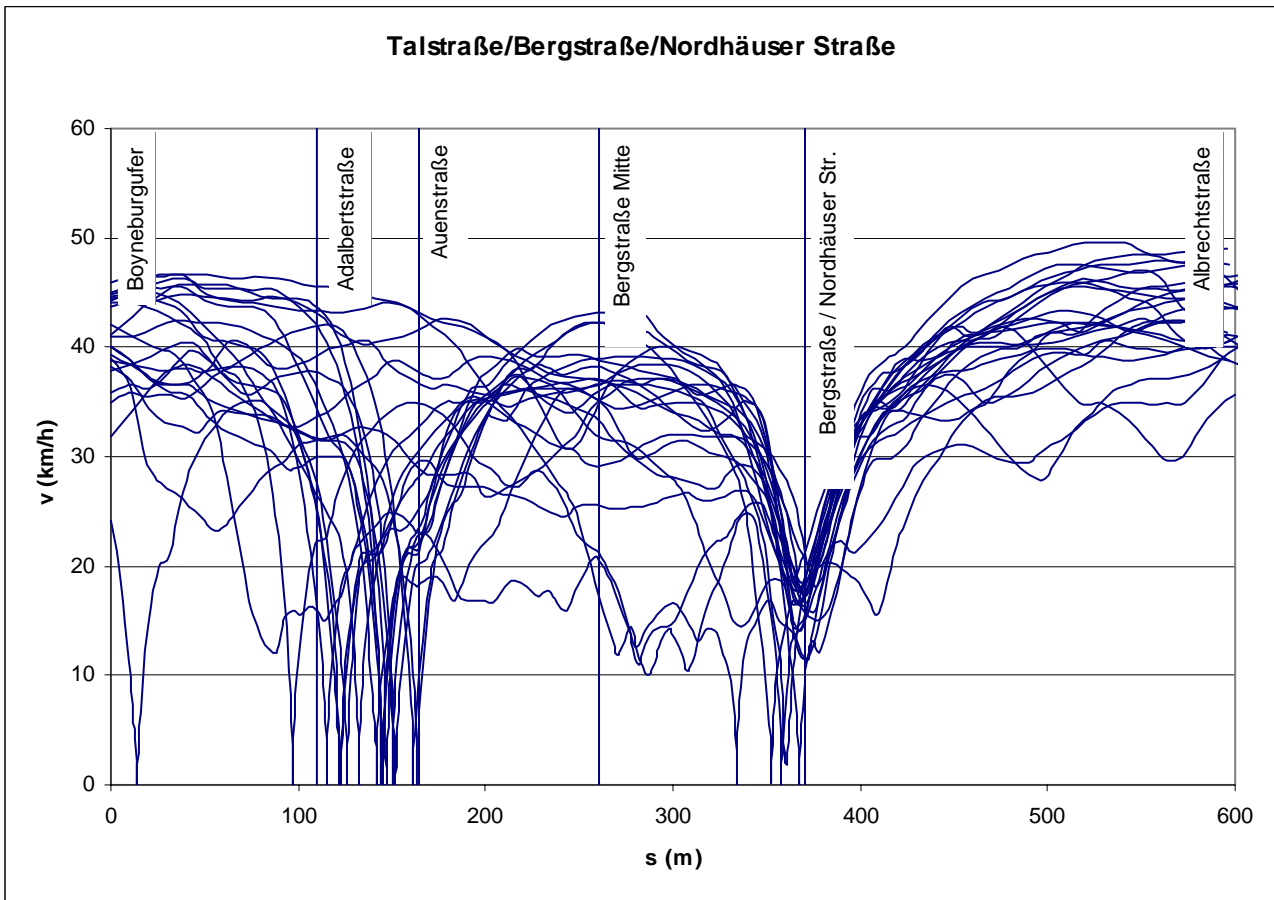


Bild 6 Fahrprofil Nordhäuser Straße/Moritzwallstraße (Abschnitte 6 bis 8 und 10 bis 12)

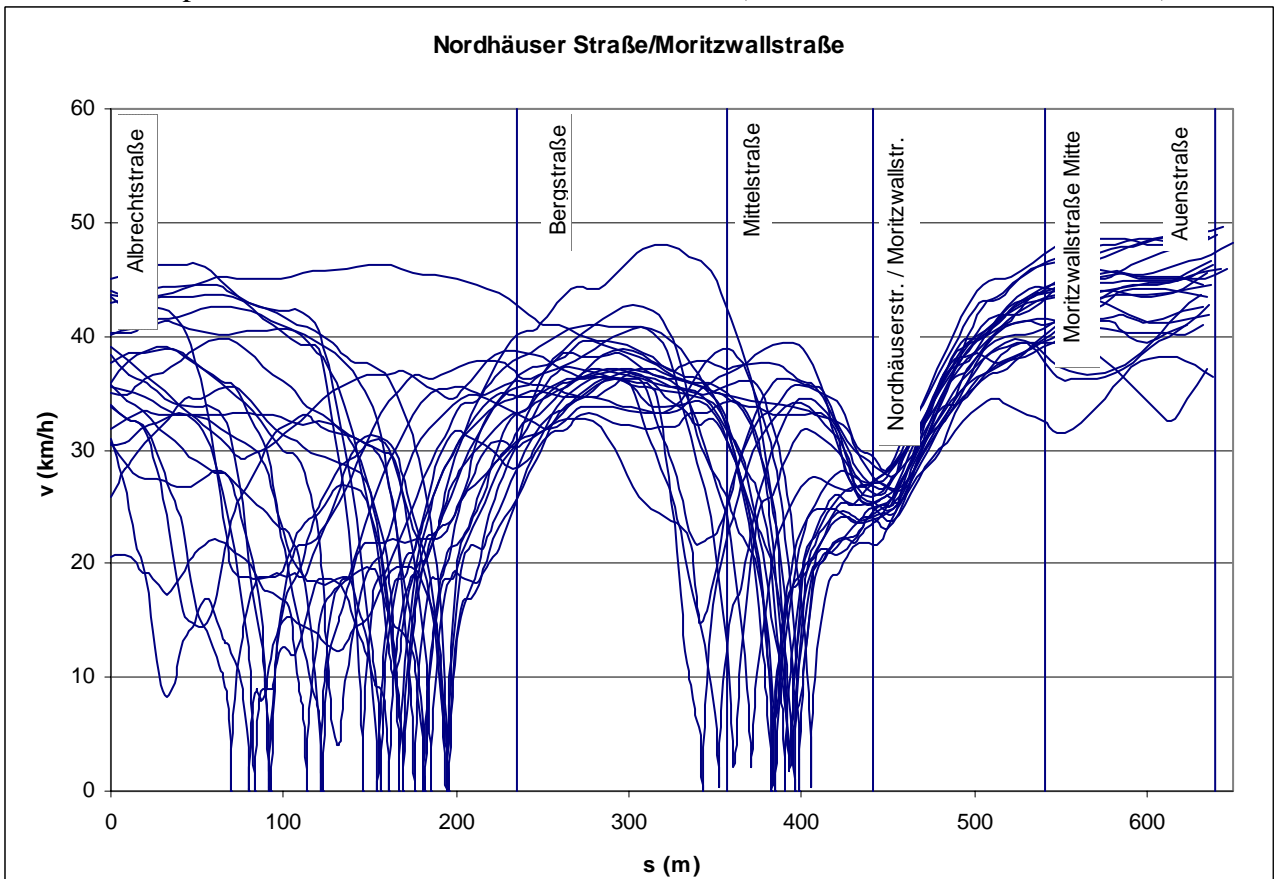
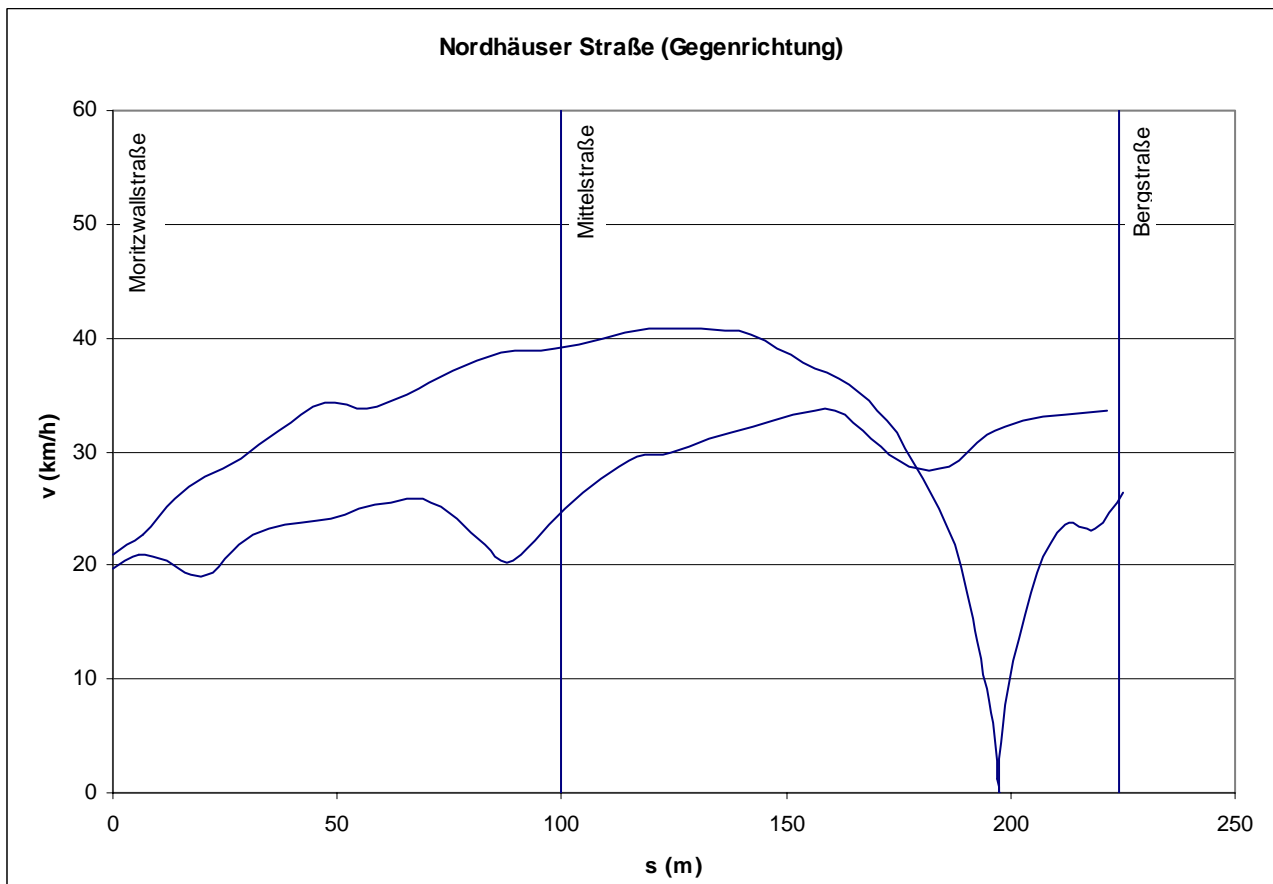


Bild 7 Fahrprofil Nordhäuser Straße (Gegenrichtung) (Abschnitte 9 bis 10)



(3) In der Emissionsberechnung nach HBEFA werden die Verkehrszustände über Verkehrssituationen beschrieben. Verkehrssituationen sind durch Merkmale eines Straßenabschnittes wie Ausbaugrad oder Kurvigkeit, aber auch durch die jeweils vorhandene Verkehrsstärke charakterisiert. Hinter einer **Verkehrssituation** steht jeweils ein bestimmtes Fahrmuster bzw. eine Linearkombination verschiedener Fahrmuster, die ihrerseits durch kinematische Größen wie Fahrgeschwindigkeiten und Produkt aus Geschwindigkeit und Beschleunigung charakterisiert sind. In Tabelle 3 sind die für die vorliegende Untersuchung in Betracht kommenden HBEFA-Fahrmuster für PKW mit ihren Kenngrößen zusammengestellt. Die in Frage kommenden HBEFA-Verkehrssituationen sind in Tabelle 4 zusammengestellt.

Tabelle 3 Stadtstraßen-Fahrmuster für PKW

Fahrmuster	1	2	3	4	5	6	7
<b>Anteile</b>							
<b>Konstantfahrt</b>	31,8%	23,3%	36,6%	26,2%	52,2%	27,9%	46,2%
<b>Stand</b>	5,3%	32,5%	13,5%	15,3%	0,6%	1,1%	0,7%
<b>Reisegeschwindigkeit [km/h]</b>							
<b>Mittel</b>	18,6	19,9	32,0	37,5	46,2	60,6	58,4
<b>Q10</b>	3,7	0,0	0,0	0,0	24,5	34,4	36,5
<b>Q25</b>	9,7	0,0	14,7	10,2	38,3	50,3	50,2
<b>Q75</b>	27,2	37,2	48,2	57,4	55,8	73,9	69,1
<b>Q90</b>	32,0	45,5	54,6	71,4	63,8	81,8	76,2
<b>Std.-abw.</b>	10,9	18,5	19,8	26,9	16,1	18,8	16,0
<b>Geschwindigkeit * Beschleunigung [m/s*m/s<sup>2</sup>]</b>							
<b>Mittel</b>	-0,32	-0,28	-0,16	0,16	0,55	-0,04	-0,83
<b>Q10</b>	-6,04	-5,55	-6,86	-8,98	-5,96	-15,66	-11,33
<b>Q25</b>	-2,42	-1,81	-2,61	-3,03	-2,73	-6,18	-5,18
<b>Q75</b>	2,26	1,22	2,60	3,95	4,12	8,65	3,77
<b>Q90</b>	4,72	4,96	6,56	10,03	8,24	14,50	9,12
<b>Std.-abw.</b>	4,30	4,46	5,91	8,12	6,13	13,24	8,68
<b>überwiegende Charakterisierung</b>	Flächenquellen	Linienquellen, mit nicht koord. LSA, hohe Anbaustruktur, Kern	Linienquellen, mit nicht koord. LSA, schwache Anbaustruktur	Ortsdurchfahrten mit Engpässen	Linienquellen, vorfahrtber., schwacher Anbau, Grüne Welle > 50, angeb. OD	Landstraßen unstetig	Landstraßen eng, Linienquellen Grüne Welle > 50 OD anbaufrei

(4) Nach der an der TU Dresden entwickelten Methodik zur Bestimmung des Tagesganges der Verkehrssituationen wird nun so vorgegangen, dass jeder Stunde in jedem Abschnitt mindestens **eine Fahrkurve** zugeordnet und dann Stunden mit ähnlichen Kennwerten zusammengefasst werden. Wenn also z.B. in einem Abschnitt zwischen 08:00 Uhr und 15:00 Uhr keine signifikanten verkehrsstärkebedingten Unterschiede in den 7 Fahrkurven auftreten, dann werden diese 7 Fahrkurven **zu einem Fahrprofil** zusammengefasst und für diese die Kenngrößen Reisegeschwindigkeit, Fahrgeschwindigkeit und das Produkt aus Geschwindigkeit mal Beschleunigung bestimmt. Errechnet werden die Mittelwerte, die 10%-, 25%-, 75%-, und 90%-Perzentile und die Standardabweichung. Weiterhin werden die Anteile an Standzeit und an Konstantfahrt ermittelt. Mit Hilfe dieser Kenngrößen ist es durch Vergleich mit den Kenngrößen der PKW-Fahrmuster möglich, die für den betreffenden Zeitraum am besten zutreffende Verkehrssituation auszuwählen.

(5) Für die Untersuchung in Erfurt konnte das Vorgehen wiederum vereinfacht werden, da die Messfahrten zeigten, dass es hier keinen messbaren Tagesgang der Verkehrszustände gibt. Die Störungen im Fahrtablauf sind durch die LSA, Abbiegevorgänge und den ÖV bedingt. Auch in den Spitzenstunden konnten alle LSA in der ersten Grünphase überquert werden. Die Nachtfahrten unterschieden sich in ihren Kennwerten nicht von den Fahrten in der Spitzenstunde, da die LSA an der Bergstraße 24 Stunden täglich in Betrieb sind.

(6) Das Fehlen eines Tagesganges der Verkehrszustände führt dazu, dass für die untersuchten Erfurter Straßenabschnitte ganztägig gleiche Verkehrssituationen angenommen werden können. Es war also nur eine räumliche Differenzierung nach den einzelnen Abschnitten vorzunehmen. Die resultierende **Verkehrssituationstabelle** ist als Tabelle 5 dargestellt.

(7) Im konkreten Fall der Bergstraße muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass das Verfahren hier an die Anwendungsgrenzen des HBEFA stößt. Das auf der Bergstraße gemessene und in Anhang 3 und 4 detailliert dargestellte und statistisch ausgewertete Fahrverhalten lässt sich durch keine HBEFA-Verkehrssituation hinreichend abbilden. Die besondere Situation der Tempo30-Strecke mit gleichmäßiger Fahrweise und geringer Dynamik ist in HBEFA nicht vorgesehen. Den HBEFA-Situationen am nächsten würde für den unteren Abschnitt der Bergstraße (Abschnitt 3) bezüglich der Reisegeschwindigkeit die Verkehrssituation HVS4 (Hauptverkehrsstraße, starke Störungen, vorfahrtsberechtigt) kommen. HVS4 entspricht dem Fahrmuster 3 und bei einem Vergleich der Werte aus Tabelle 3 mit den Daten aus Anhang 3 fällt auf, dass außer bei der Reisegeschwindigkeit bei allen anderen Werten große Unterschiede bestehen. Das betrifft den Standanteil von 0%, den Konstantfahrtanteil von 47% und besonders die Perzentile der Geschwindigkeit und deren Standardabweichung. Als Mittelwert der Geschwindigkeit  $\times$  Beschleunigungswerte erscheint für das untere Teilstück der Bergstraße ein positiver Wert von 1,0 und für den oberen Teil ein negativer Wert von  $-2,02$ , da im unteren Teil nach der LSA natürlich mehr beschleunigt wird und im oberen vor der LSA mehr abgebremst wird. Der obere Teil der Bergstraße (Abschnitt 4) würde beim Vergleich mit den HBEFA-Fahrmustern am ehesten dem Fahrmuster 2 nach Tabelle 3, und somit der Verkehrssituation „Innerorts Kern“ zugeordnet. Hier treffen die Werte von Reisegeschwindigkeit, Konstantfahrt und Standanteil hinlänglich zu. Die Geschwindigkeitsverteilung ist jedoch auch hier auf dem Straßenabschnitt etwas weniger gestreut, als im HBEFA-Fahrmuster angenommen. Es ist davon auszugehen, dass das durch Tempo30 und die Pfortnerampel an der Auenstraße bedingte Fahrverhalten auf der Bergstraße zu geringeren Emissionsfaktoren führt, als die Berechnung mit HVS4 und Kern ergeben würde. Bei einer Verwendung der „schnelleren“ Fahrmuster wie HVS2 oder HVS3, die zu geringeren Emissionsfaktoren führen, würde man sich von den mit Messfahrten bestimmten Fahrverhaltenswerten jedoch noch weiter entfernen.

(8) Wie kann man nun bei der Emissionsberechnung vorgehen?

Die exakte Lösung wäre, die aus den Messfahrten vorliegenden sehr guten Daten mit den Basisemissionsfaktoren des HBEFA zusammenzuführen. Mit diesen Basisemissionsfaktoren wurden auch die anderen Emissionsfaktoren des HBEFA bestimmt. Leider sind diese Faktoren bisher nicht für die Anwendung verfügbar, da sie vom UBA – selbst nach mehrfachem Nachfragen – nicht veröffentlicht werden.

Eine weitere Lösung wäre die Berechnung der Emissionen mit anderen Programmen wie dem statistischen Modell VERSIT+ (Smith, TNO) oder dem auf Motoremissionsfunktionen beruhenden Programm PHEM (Hausberger, TU Graz). Diese Programme sind unseres Wissens jedoch noch nicht in lauffähigen Versionen für die Berechnung aller Fahrzeugkategorien auf dem Markt. Hier wäre eine Rücksprache mit den Entwicklern wegen eventueller Unterstützung des Projektes erforderlich.

Die pragmatischste Möglichkeit wäre, die HBEFA-Emissionsfaktoren für HVS4 und Kern zu verwenden und mit Minderungsfaktoren zu versehen. Die Minderungsfaktoren müssten in anderen Untersuchungen zum Einfluss von Tempo 30 recherchiert werden.

(9) In Tabelle 5 sind für die beiden Abschnitte der Bergstraße die Verkehrssituationen vorerst als HVS4\_T30 und Kern\_T30 bezeichnet.



Tabelle 4 Nach HBEFA zur Verfügung stehende Verkehrssituationen

Abkürzungen	Beschreibung	Fahrmuster-Mix PKW/LNF	Fahrmuster-Mix SNF	Fahrmuster-Mix LBUS
<b>HVS&gt;50_1</b>	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, geringe Störungen	FM7	0,33*FM3+0,67*FM4	FM15
<b>HVS&gt;50_2</b>	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, mittlere Störungen	0,15*FM7+0,85*FM5	0,67*FM4+0,33*FM5	FM15
<b>HVS&gt;50_3</b>	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit>50 km/h, starke Störungen	0,6*FM3+0,4*FM5	0,25*FM4+0,75*FM5	0,5*FM14+0,5*FM15
<b>HVS1</b>	Ortsdurchfahrt, vorfahrtberechtigt, ohne Störungen	FM7	0,33*FM3+0,67*FM4	FM15
<b>HVS2</b>	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, geringe Störungen	FM5	0,7*FM4+0,3*FM5	0,67*FM14+0,33*FM15
<b>HVS3</b>	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, mittlere Störungen	0,5*FM3+0,5*FM5	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
<b>HVS4</b>	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtberechtigt, starke Störungen	FM3	0,85*FM5+0,15*FM6	0,5*FM13+0,5*FM14
<b>LSA1</b>	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, geringe Störungen	0,5*FM3+0,5*FM5	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
<b>LSA2</b>	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, mittlere Störungen	0,67*FM3+0,33*FM2	0,5*FM5+0,5*FM6	0,5*FM13+0,5*FM14
<b>LSA3</b>	Hauptverkehrsstraße, mit Lichtsignalanlage, starke Störungen	0,33*FM3+0,67*FM2	0,17*FM5+0,83*FM6	FM13
<b>Kern</b>	Innerortstraßen im Stadtkern	FM2	FM6	FM13
<b>STGO</b>	Stop & Go Innerortstraßen	FM11	FM18	FM30
<b>OD</b>	Ortsdurchfahrt mit Engpässen	FM4	0,5*FM4+0,5*FM5	FM14
<b>STGOA</b>	Stop & Go Autobahn	FM12	FM21	FM30

Tabelle 5 Verkehrssituationstabelle

<b>Abschnitt-Nr.</b>	<b>Straße</b>	<b>Anfang</b>	<b>Ende</b>	<b>Strecke (m)</b>	<b>Verkehrssituation</b>
1	Talstraße	Boyneburgufer	Adalbertstraße	110	HVS4
2	Talstraße	Adalbertstraße	Auenstraße	55	Stop&Go
3	Bergstraße	Auenstraße	Bergstraße Mitte	103	HVS4_T30
4	Bergstraße	Bergstraße Mitte	Nordhäuser Straße	103	KERN_T30
5	Nordhäuser Straße	Bergstraße	Albrechtstraße	233	LSA1
6	Nordhäuser Straße	Albrechtstraße	Bergstraße	235	26% STGO+74% KERN
7	Nordhäuser Straße	Bergstraße	Mittelstraße	122	LSA1
8	Nordhäuser Straße	Mittelstraße	Moritzwallstraße	84	KERN
9	Moritzwallstraße	Nordhäuser Straße	Moritzwallstr. Mitte	100	LSA2
10	Moritzwallstraße	Moritzwallstr. Mitte	Auenstraße	99	KERN
11	Nordhäuser Straße	Moritzwallstraße	Mittelstraße	103	LSA1
12	Nordhäuser Straße	Mittelstraße	Bergstraße	122	HVS2
<b>1-12</b>	<b>Gesamtstrecke</b>			<b>1469</b>	

(10) Die Anhänge 1 bis 12 zeigen für die einzelnen Abschnitte **Formblätter**, in welchen die charakteristischen Kennwerte und die grafische Darstellung der Fahrkurve zusammengefasst sind. Daraus lassen sich alle relevanten Kenngrößen ableiten.

(11) Mit den vorliegenden Daten für die Verkehrsstärke und die Verkehrszustände können die Emissionen auf der Untersuchungsstrecke unter den o.g. Einschränkungen berechnet werden.

# Anhang 1

## Abschnitt 1: Talstraße

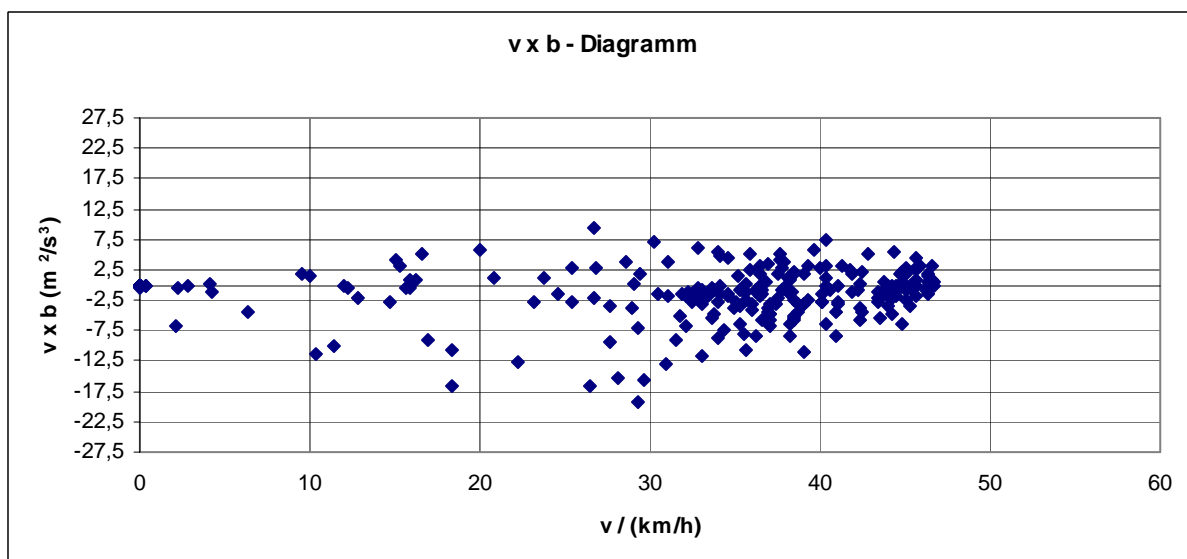
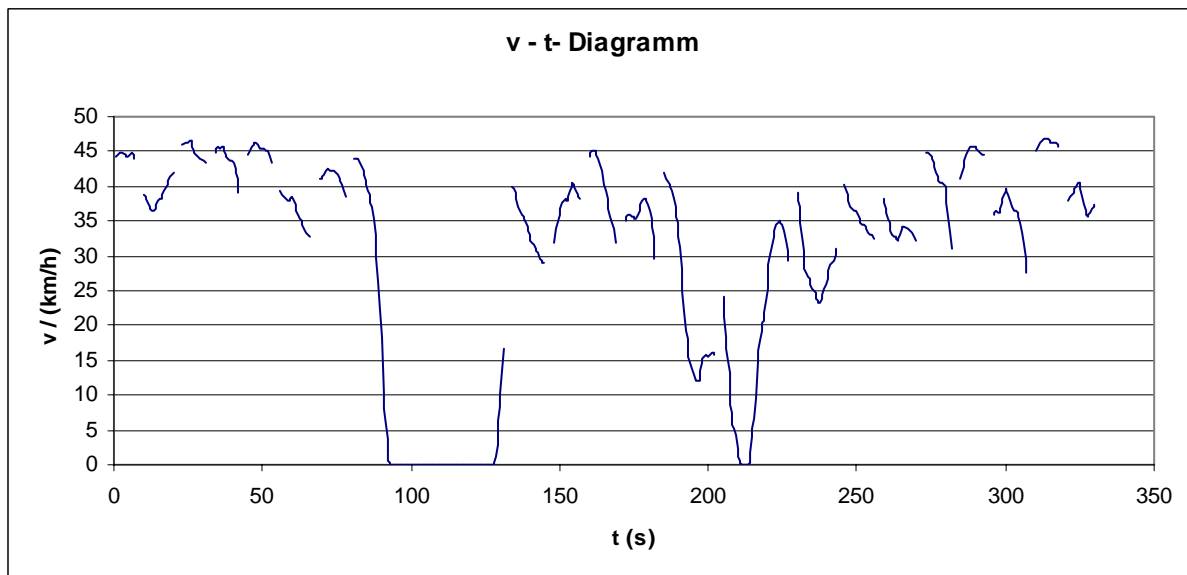
zwischen Boyneburgufer und Adalbertstraße

Verkehrssituation: HVS4

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	30,51	35,86	-1,40
Standardabw.	15,22	9,07	4,16
Q10	0,00	23,50	-6,53
Q25	25,40	32,85	-2,86
Q75	41,05	42,50	0,34
Q90	44,86	45,00	3,04

Konstantfahrt / %  
47,19

Standanteil / %  
16,10



## Anhang 2

### Abschnitt 2: Talstraße

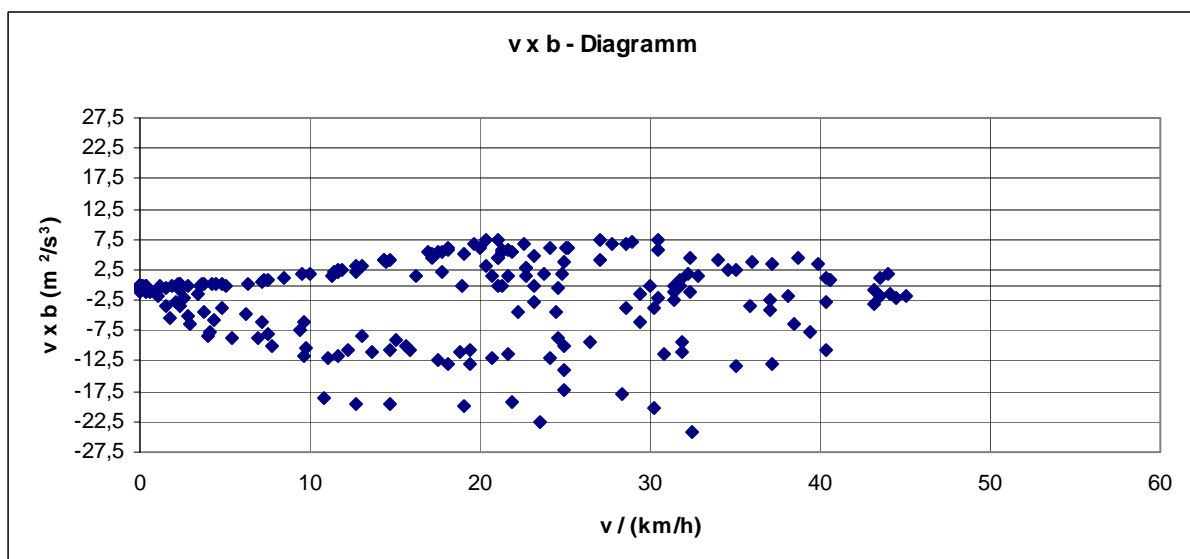
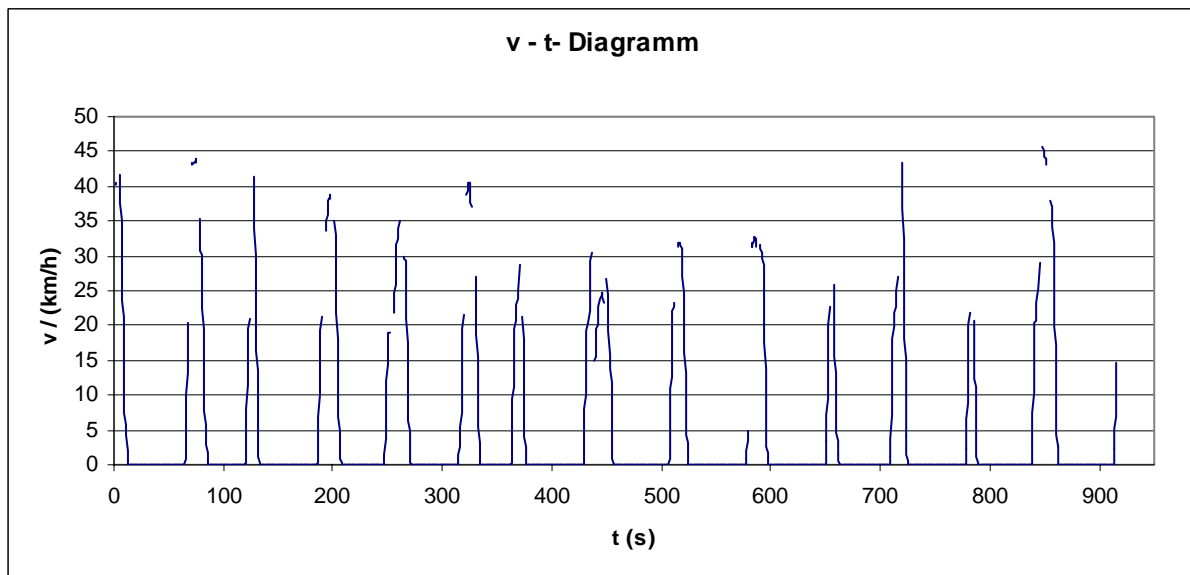
zwischen Adalbertstraße und Auenstraße

Verkehrssituation: Stop&Go

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	5,06	22,77	-0,52
Standardabw.	10,89	11,52	3,41
Q10	0,00	7,20	-1,14
Q25	0,00	13,10	0,00
Q75	0,10	31,80	0,00
Q90	23,41	39,55	0,00

Konstantfahrt / %  
0,82

Standanteil / %  
80,30



## Anhang 3

### Abschnitt 3: Bergstraße

zwischen Auenstraße und Bergstraße Mitte

Verkehrssituation: HVS4

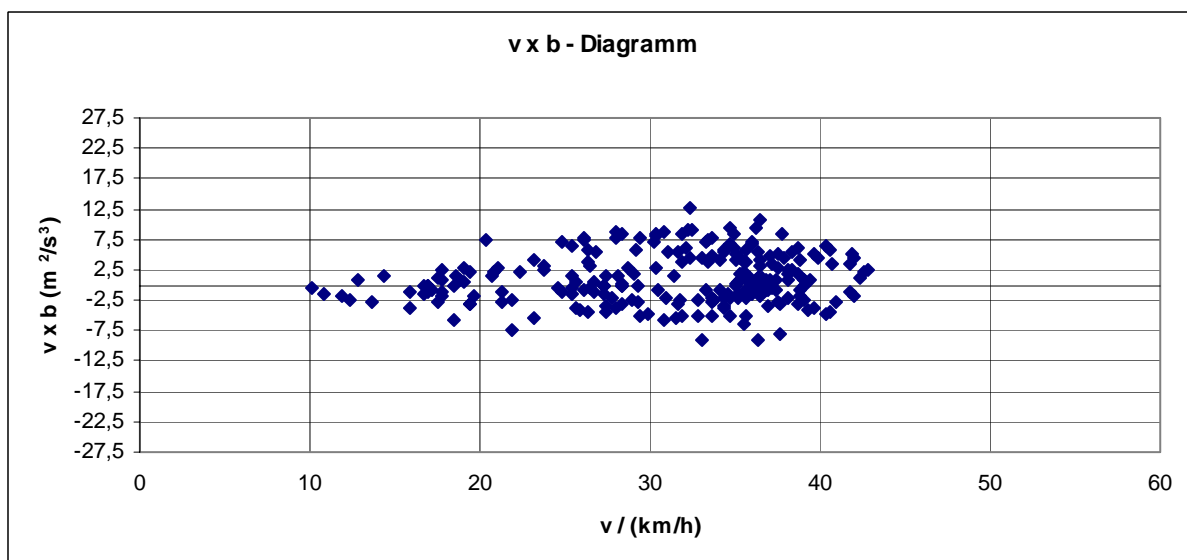
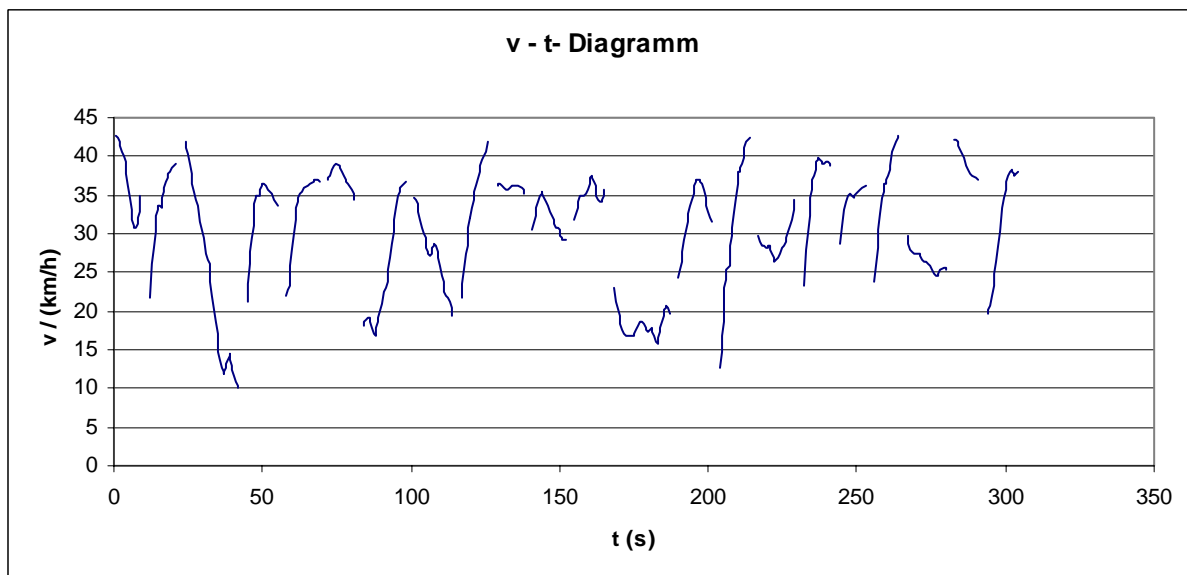
	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	30,65	30,70	1,00
Standardabw.	7,59	7,60	4,03
Q10	18,62	18,64	-3,81
Q25	25,95	26,00	-1,90
Q75	36,30	36,40	3,95
Q90	38,80	38,80	6,93

Konstantfahrt / %

47,30

Standanteil / %

0,00



## Anhang 4

**Abschnitt 4: Bergstraße**

zwischen Bergstraße Mitte und Nordhäuser Straße

Verkehrssituation: KERN

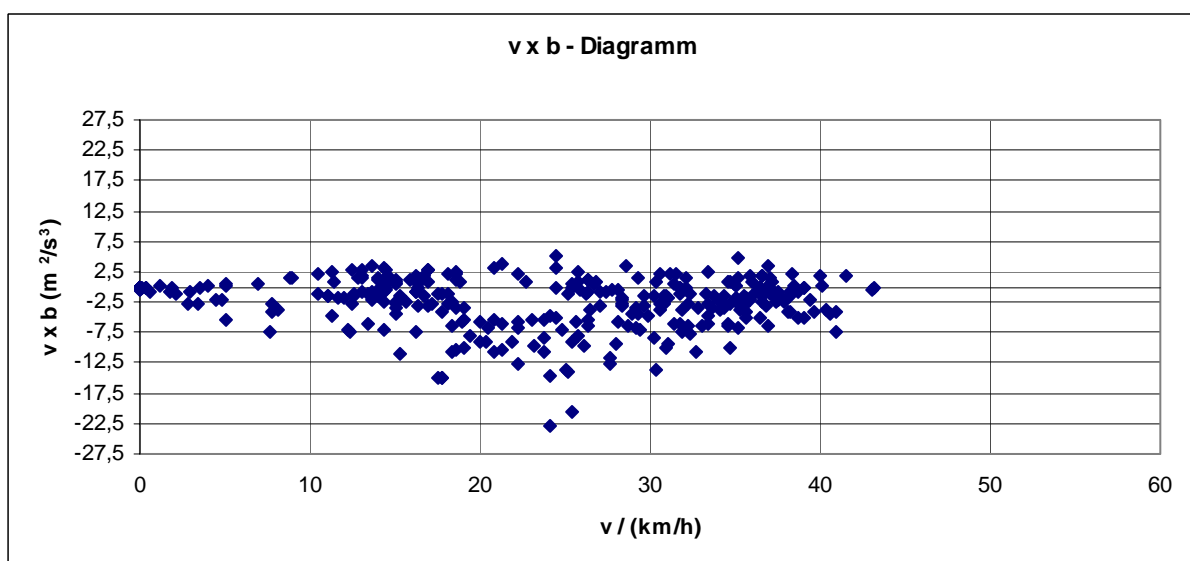
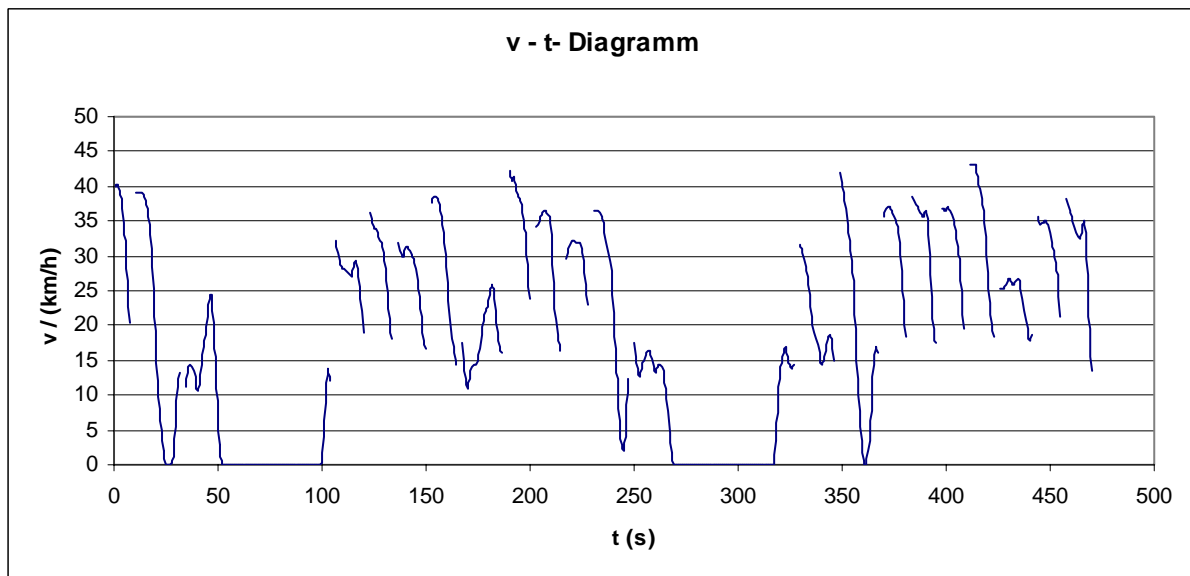
	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	19,17	26,44	-2,02
Standardabw.	14,07	9,91	3,87
Q10	0,00	12,98	-7,16
Q25	2,05	17,50	-3,47
Q75	31,95	35,20	0,00
Q90	36,80	37,84	1,47

Konstantfahrt / %

27,03

Standanteil / %

27,02



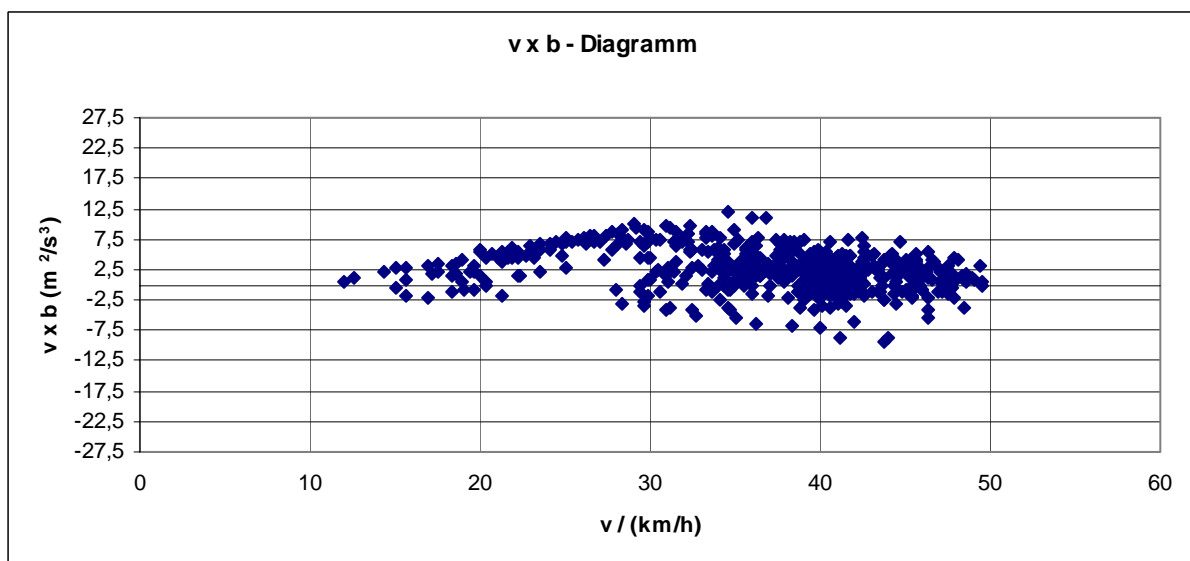
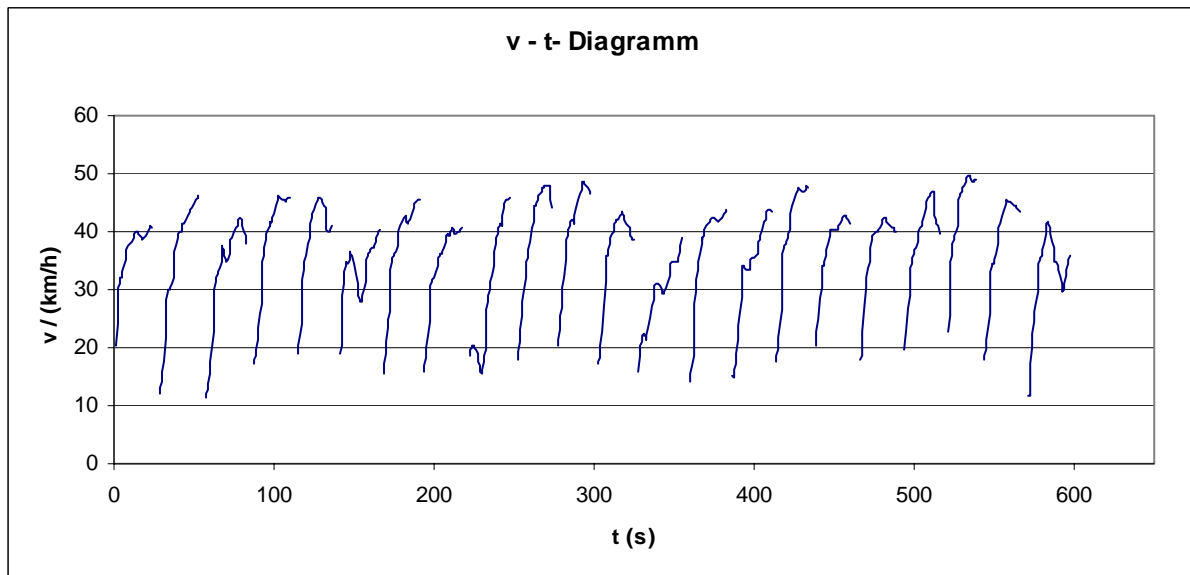
## Anhang 5

### Abschnitt 5: Nordhäuser Straße

zwischen Bergstraße und Albrechtstraße

Verkehrssituation: LSA1

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	35,97	35,97	2,43	Konstantfahrt / % 51,49
Standardabw.	8,85	8,85	3,40	
Q10	20,82	20,82	-1,64	Standanteil / % 0,00
Q25	31,20	31,20	0,25	
Q75	42,30	42,30	4,73	
Q90	45,60	45,60	7,08	



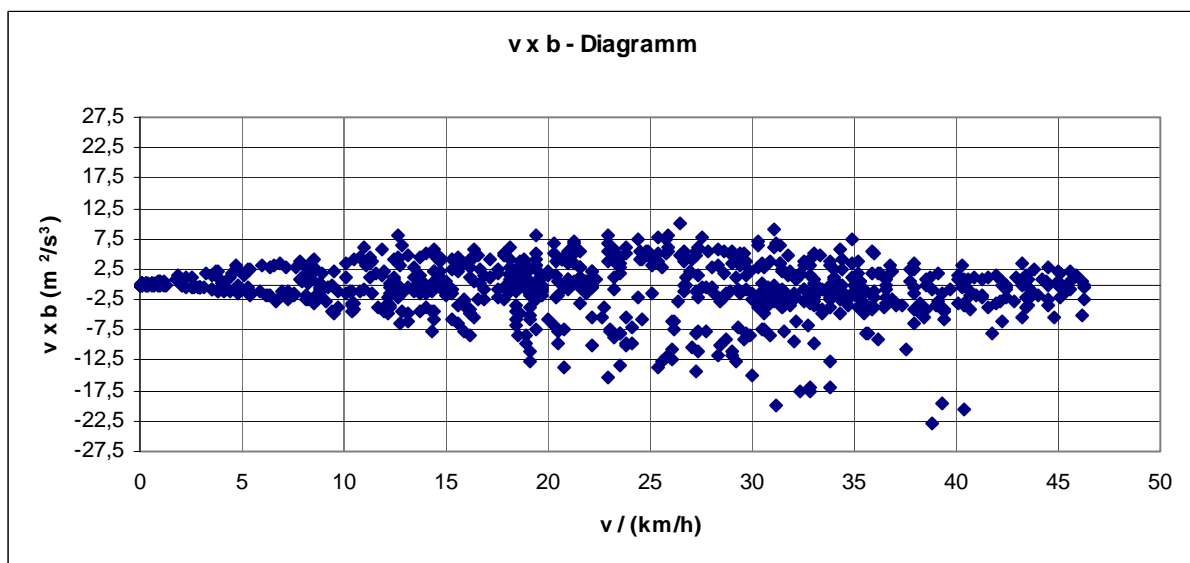
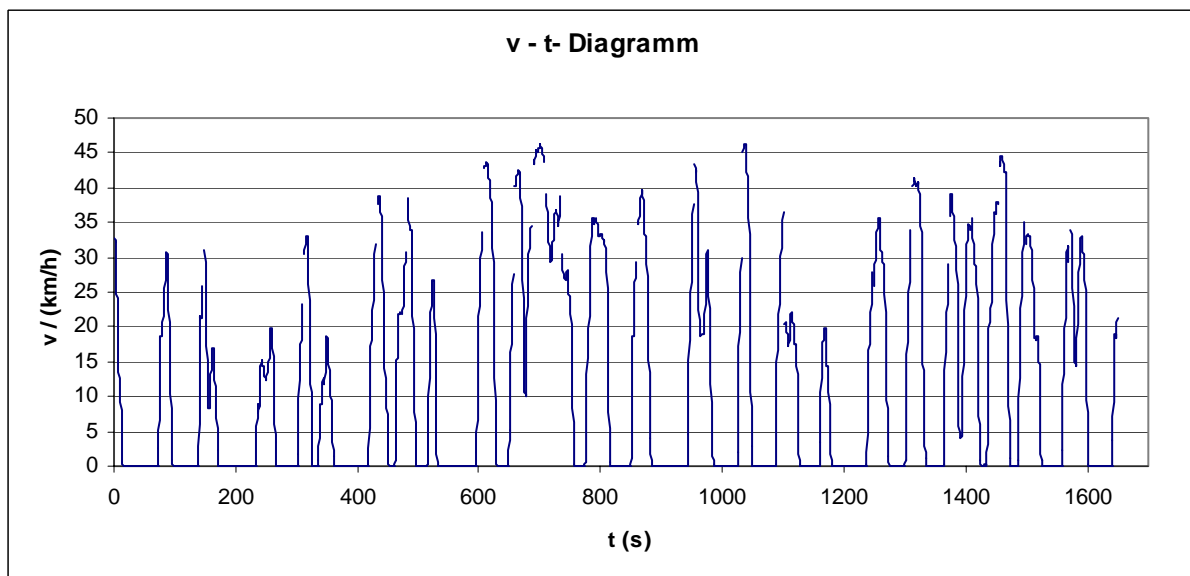
## Anhang 6

### Abschnitt 6: Nordhäuser Straße

zwischen Albrechtstraße und Bergstraße

Verkehrssituation: 26% Stop&Go / 74%Kern

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )	
Mittelwert	11,54	24,25	-0,31	Konstantfahrt / % 15,44
Standardabw.	14,37	11,18	3,12	
Q10	0,00	8,83	-3,22	
Q25	0,00	15,60	-0,11	Standanteil / % 53,75
Q75	22,90	33,00	0,00	
Q90	34,30	39,98	2,81	





## Anhang 7

### Abschnitt 7: Nordhäuser Straße

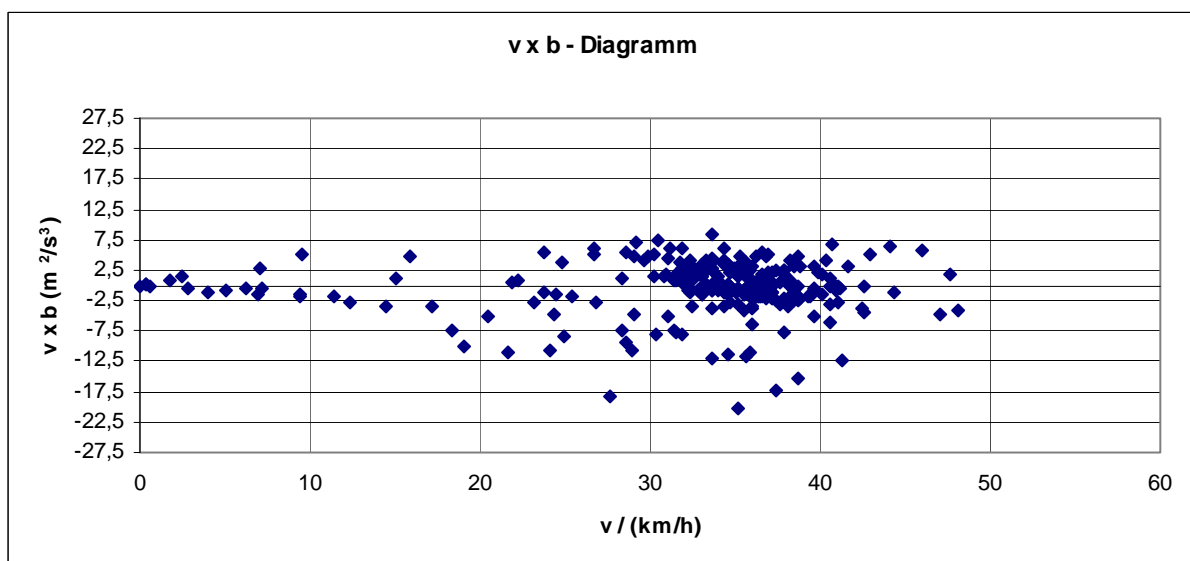
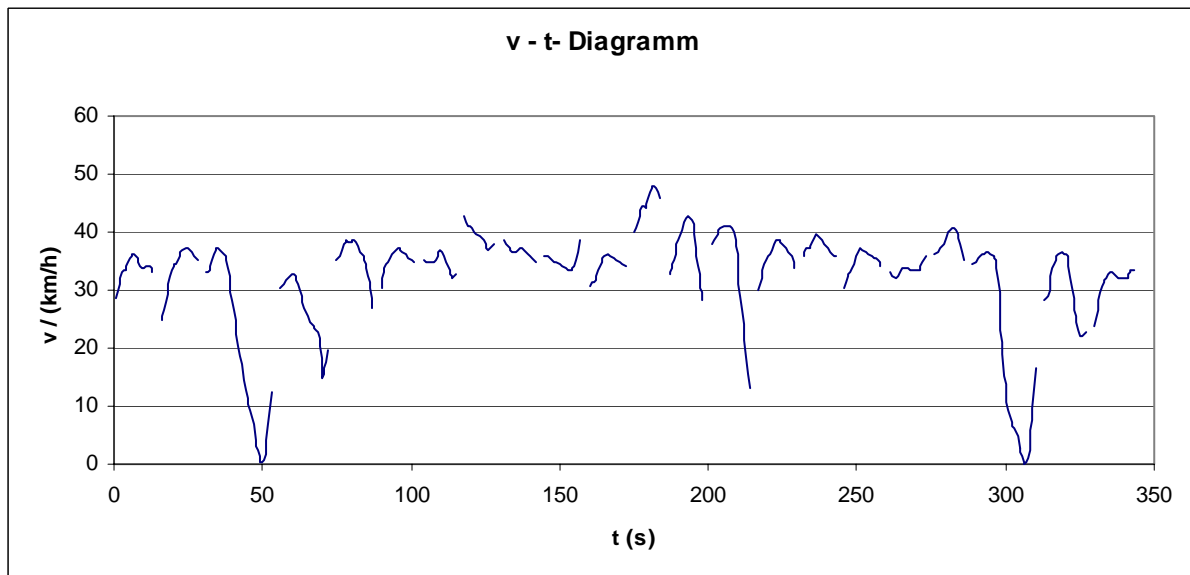
zwischen Bergstraße und Mittelstraße

Verkehrssituation: LSA1

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	32,55	33,51	-0,47
Standardabw.	8,78	7,28	4,21
Q10	21,90	24,81	-4,76
Q25	31,90	32,35	-1,71
Q75	36,90	37,10	2,14
Q90	39,60	39,60	4,15

Konstantfahrt / %  
56,99

Standanteil / %  
2,51



## Anhang 8

### Abschnitt 8: Nordhäuser Straße

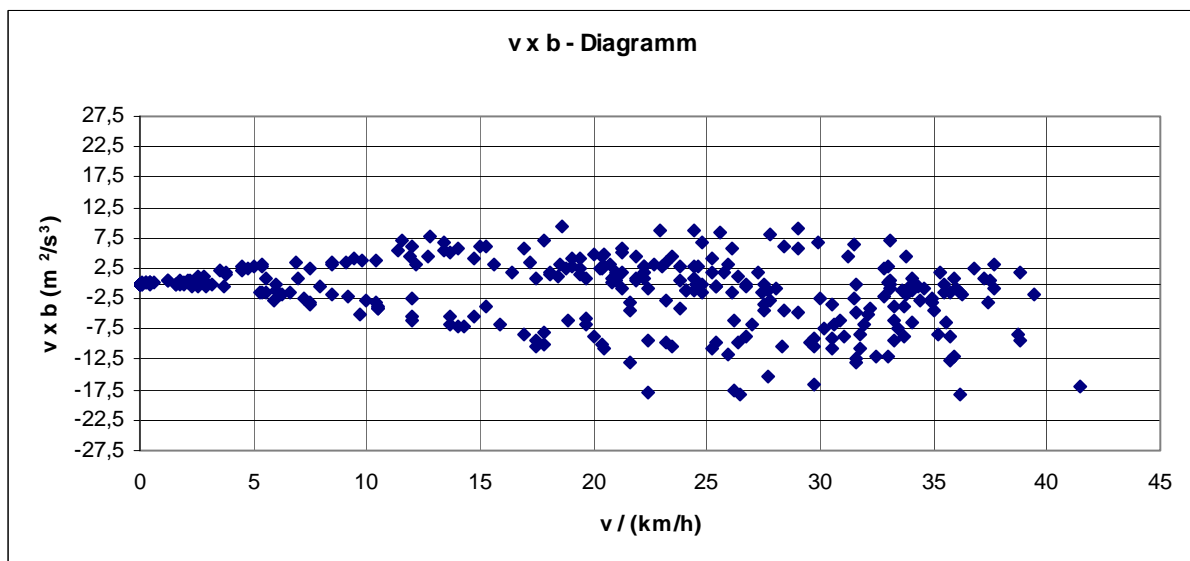
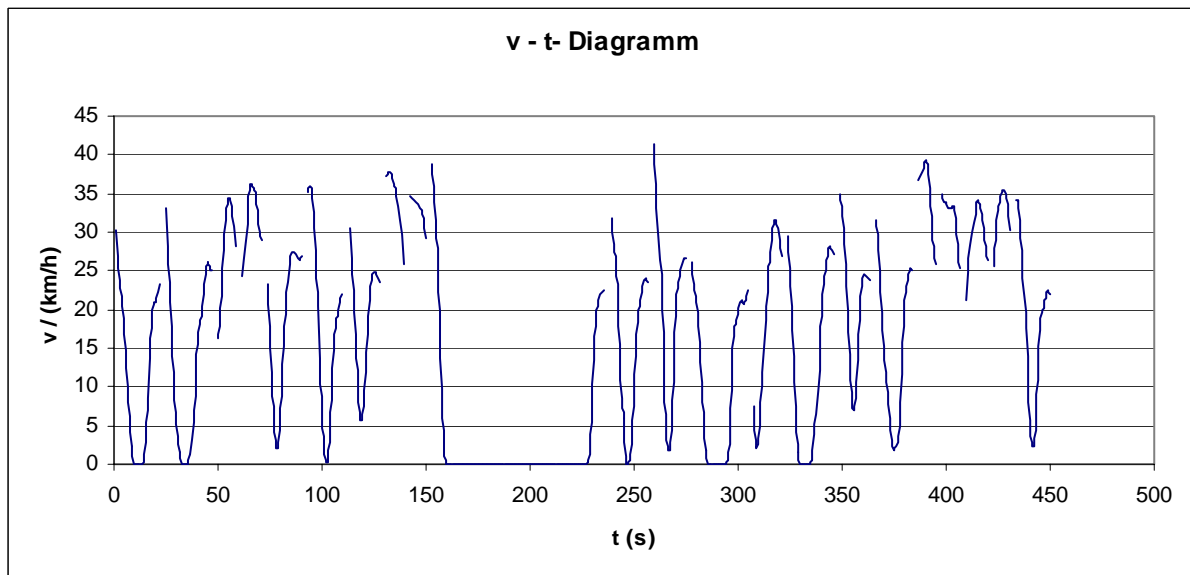
zwischen Mittelstraße und Moritzwallstraße

Verkehrssituation: KERN

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	16,35	22,90	-1,24
Standardabw.	12,99	9,66	5,96
Q10	0,00	7,70	-8,80
Q25	1,50	16,03	-2,56
Q75	27,15	31,50	0,99
Q90	33,70	34,90	4,09

Konstantfahrt / %  
12,66

Standanteil / %  
31,78



## Anhang 9

### Abschnitt 9: Nordhäuser Straße

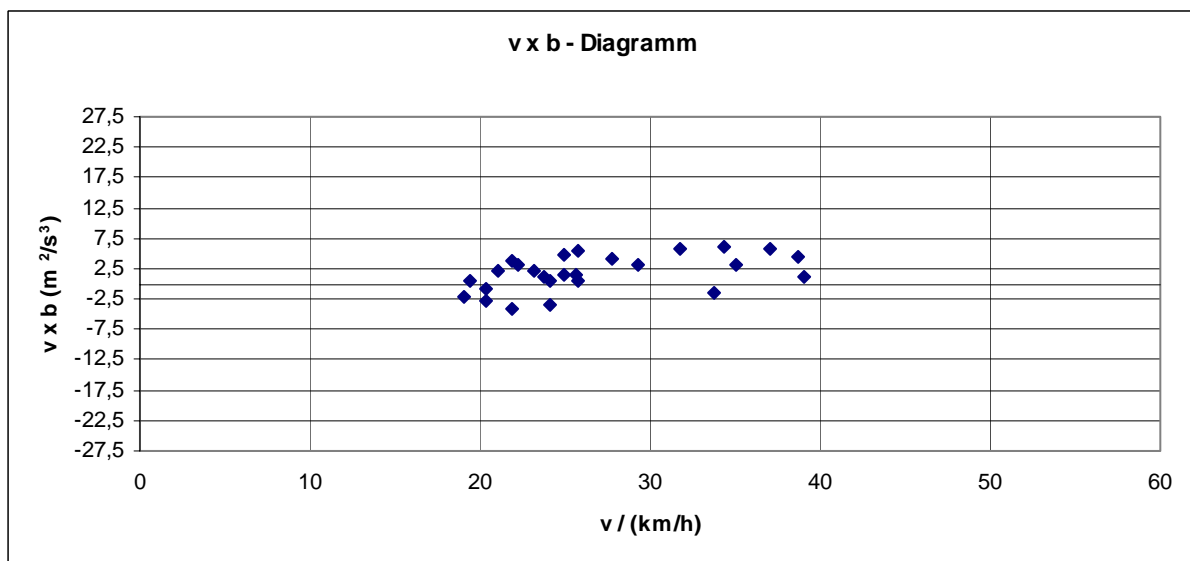
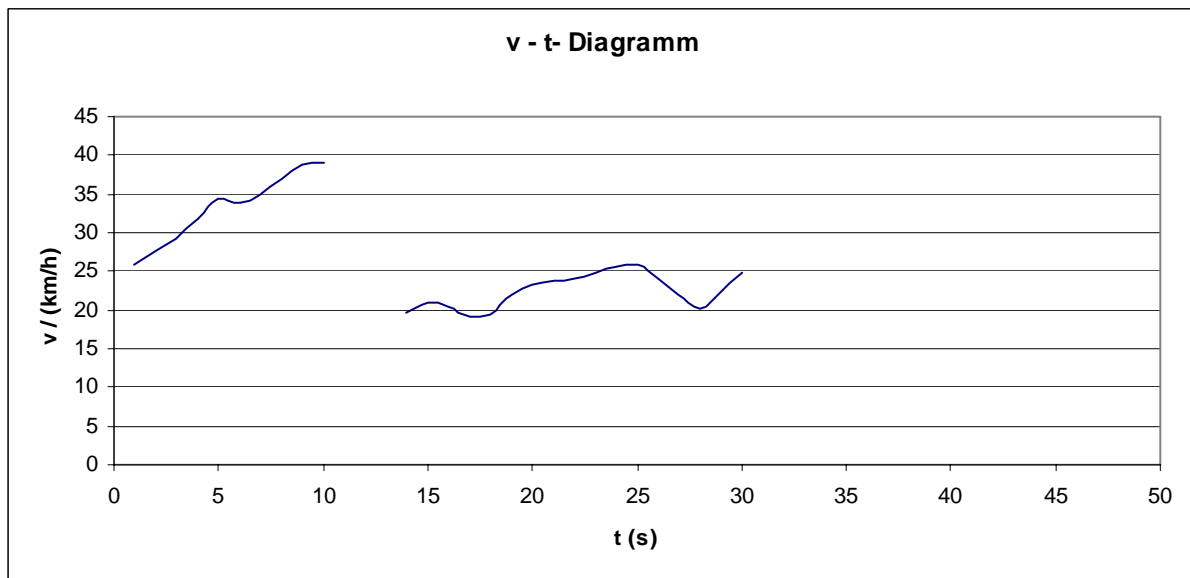
zwischen Moritzwallstraße und Mittelstraße

Verkehrssituation: LSA2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	26,35	26,35	1,74
Standardabw.	6,01	6,01	2,86
Q10	20,12	20,12	-2,38
Q25	21,90	21,90	0,41
Q75	29,93	29,93	3,92
Q90	35,63	35,63	5,54

Konstantfahrt / %  
34,62

Standanteil / %  
0,00



## Anhang 10

### Abschnitt 10: Nordhäuser Straße

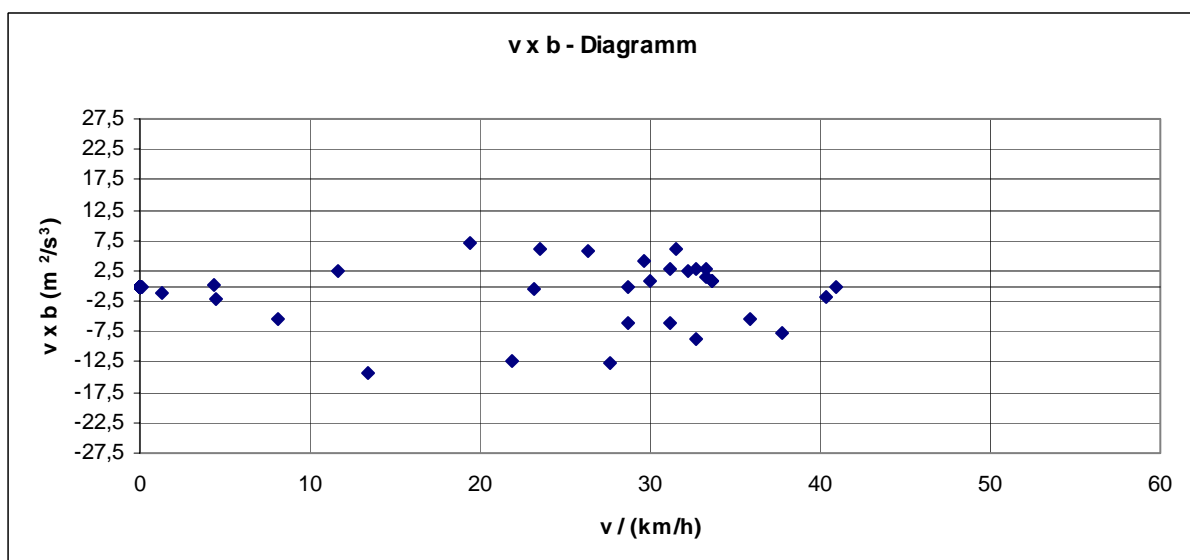
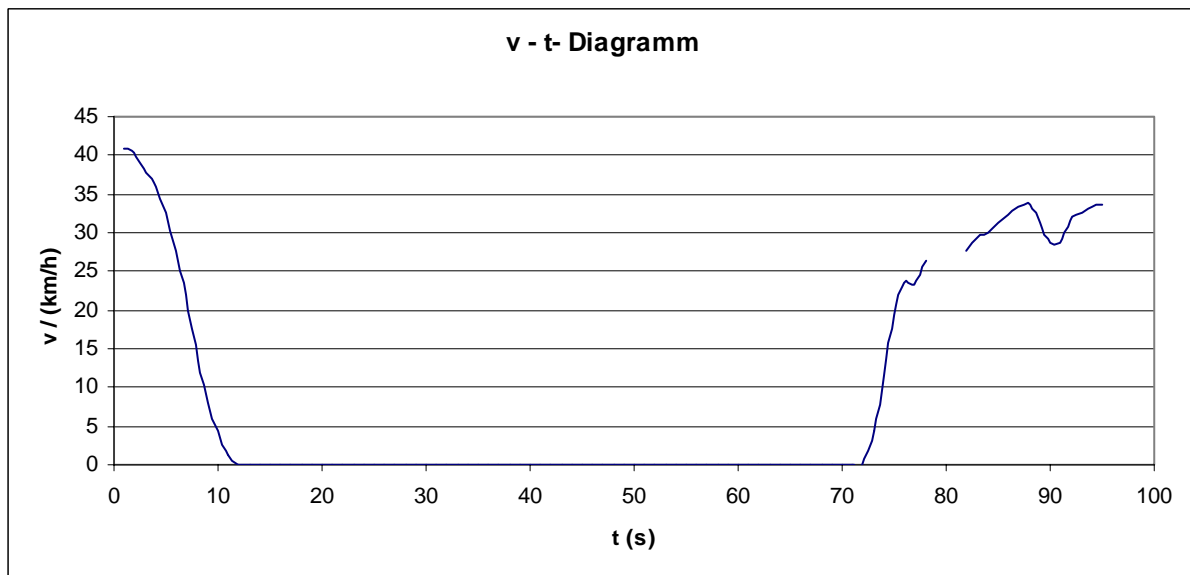
zwischen Mittelstraße und Bergstraße

Verkehrssituation: KERN

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	9,15	27,42	-0,43
Standardabw.	14,11	9,83	3,32
Q10	0,00	11,70	-2,25
Q25	0,00	23,35	0,00
Q75	23,20	33,30	0,00
Q90	32,70	37,80	2,41

Konstantfahrt / %  
7,69

Standanteil / %  
68,13



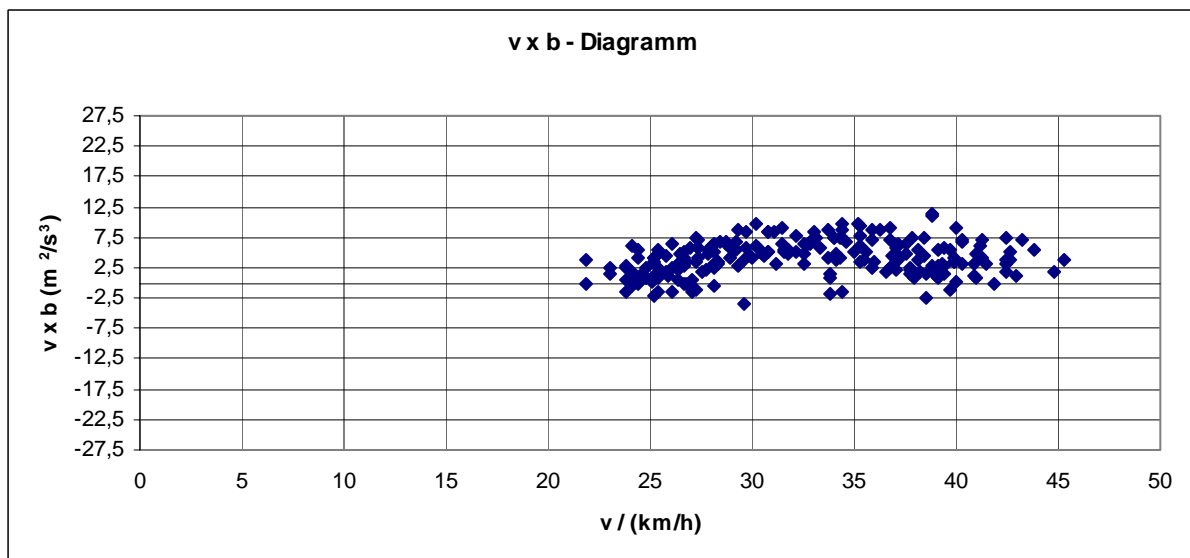
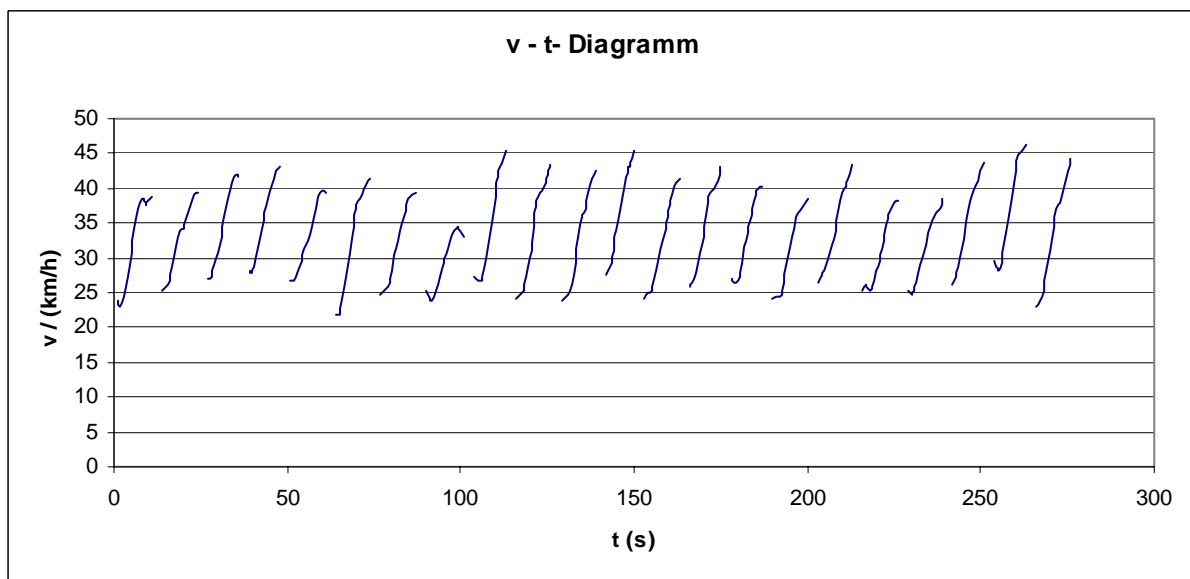
## Anhang 11

**Abschnitt 11: Moritzwallstraße**

zwischen Nordhäuser Straße und Moritzwallstraße Mitte

Verkehrssituation: LSA1

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ ( $\text{m}^2/\text{s}^3$ )
Mittelwert	33,30	33,30	4,11
Standardabw.	6,26	6,26	2,86
Q10	25,20	25,20	0,55
Q25	27,40	27,40	2,03
Q75	38,73	38,73	6,05
Q90	41,44	41,44	7,53

Konstantfahrt / %  
30,66Standanteil / %  
0,00

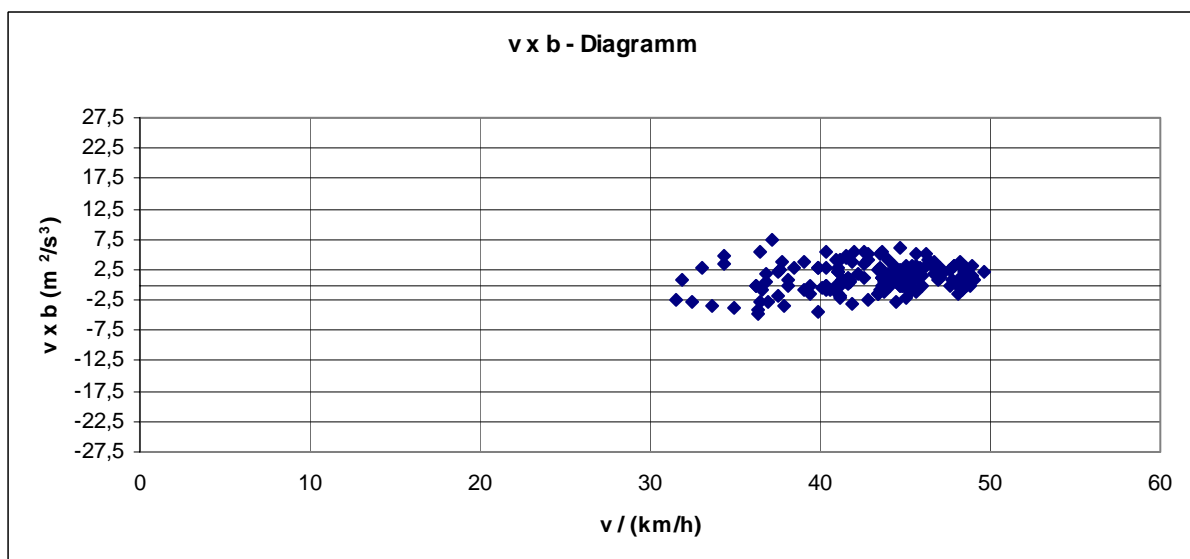
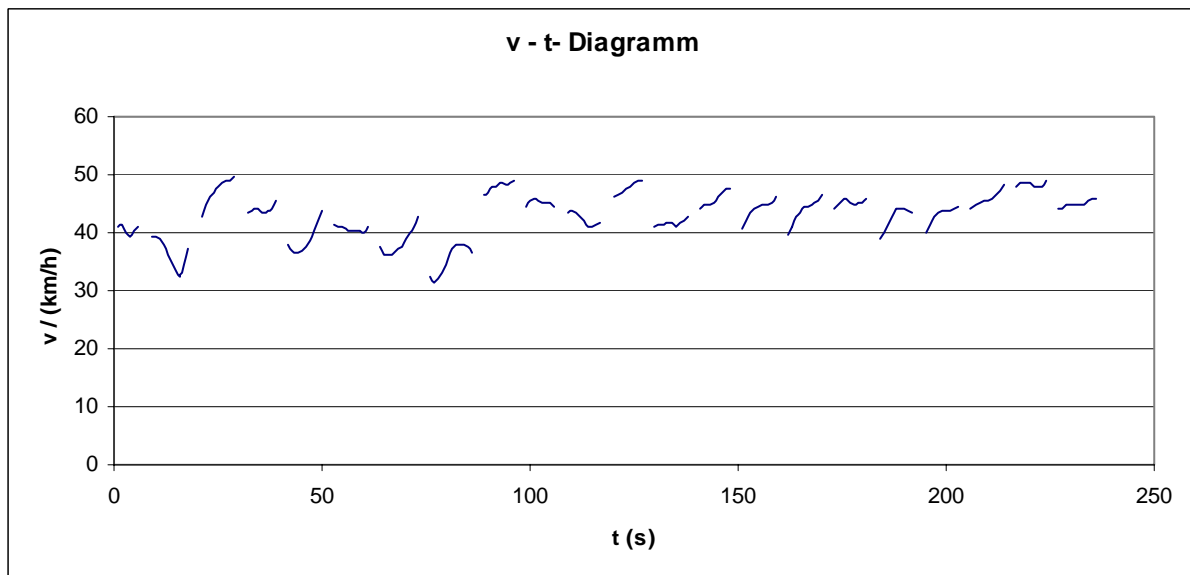
## Anhang 12

**Abschnitt 12: Moritzwallstraße**

zwischen Moritzwallstraße Mitte und Auenstraße

Verkehrssituation: HVS2

	$v_{\text{Reise}}$ (km/h)	$v_{\text{Fahr}}$ (km/h)	$v \times b$ (m <sup>2</sup> /s <sup>3</sup> )
Mittelwert	42,97	42,95	1,14
Standardabw.	3,96	3,95	2,24
Q10	37,29	37,32	-1,59
Q25	40,75	40,65	0,00
Q75	45,60	45,60	2,71
Q90	48,04	48,02	3,97

Konstantfahrt / %  
80,92Standanteil / %  
0,00

## Schriftenreihe

### Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

#### Unterreihe „Verkehrstechnik“

## 2004

- V 110: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2001 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Laffont, Nierhoff, Schmidt, Kathmann € 22,00
- V 113: Car-Sharing in kleinen und mittleren Gemeinden  
Schweig, Keuchel, Kleine-Wiskott, Hermes, van Acken € 15,00
- V 114: Bestandsaufnahme und Möglichkeiten der Weiterentwicklung von Car-Sharing  
Loose, Mohr, Nobis, Holm, Bake € 20,00
- V 115: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2002 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Kathmann, Laffont, Nierhoff € 24,50
- V 116: Standardisierung der Schnittstellen von Lichtsignalanlagen – Zentralrechner/Knotenpunktgerät und Zentralrechner/Ingenieurarbeitsplatz  
Kroen, Klod, Sorgenfrei € 15,00
- V 117: Standorte für Grünbrücken – Ermittlung konfliktreicher Streckenabschnitte gegenüber großräumigen Wanderungen jagdbarerer Säugetiere  
Surkus, Tegethof € 13,50
- V 118: Einsatz neuer Methoden zur Sicherung von Arbeitsstellen kürzerer Dauer  
Steinauer, Maier, Kemper, Baur, Meyer € 14,50

## 2005

- V 111: Autobahnverzeichnis 2004  
Kühnen € 21,50
- V 119: Alternative Methoden zur Überwachung der Parkdauer sowie zur Zahlung der Parkgebühren  
Boltze, Schäfer, Wohlfarth € 17,00
- V 120: Fahrleistungserhebung 2002 – Inländerfahrleistung  
Hautzinger, Stock, Mayer, Schmidt, Heidemann € 17,50
- V 121: Fahrleistungserhebung 2002 – Inlandsfahrleistung und Unfallrisiko  
Hautzinger, Stock, Schmidt € 12,50
- V 122: Untersuchungen zu Fremdstoffbelastungen im Straßenseitenraum – Band 1 bis Band 5  
Beer, Herpetz, Moritz, Peters, Saltzmann-Koschke, Tegethof, Wirtz € 18,50
- V 123: Straßenverkehrszählung 2000: Methodik  
Lensing € 15,50
- V 124: Verbesserung der Radverkehrsführung an Knoten  
Angenendt, Blase, Klöckner, Bonfranchi-Simovió Bozkurt, Buchmann, Roeterink € 15,50
- V 125: PM<sub>10</sub>-Emissionen an Außerortsstraßen – mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen aus Messungen an der A1 Hamburg und Ausbreitungsberechnungen  
Düring, Böisinger, Lohmeyer € 17,00
- V 126: Anwendung von Sicherheitsaudits an Stadtstraßen  
Baier, Heidemann, Klemps, Schäfer, Schuckließ € 16,50
- V 127: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2003 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen, Koßmann € 24,50

- V 128: Qualitätsmanagement für Lichtsignalanlagen – Sicherheitsüberprüfung vorhandener Lichtsignalanlagen und Anpassung der Steuerung an die heutige Verkehrssituation  
Boltze, Reusswig € 17,00
- V 129: Modell zur Glättewarnung im Straßenwinterdienst  
Badelt, Breitenstein € 13,50
- V 130: Fortschreibung der Emissionsdatenmatrix des MLuS 02  
Steven € 12,00
- V 131: Ausbaustandard und Überholverhalten auf 2+1-Strecken  
Friedrich, Dammann, Irzik € 14,50
- V 132: Vernetzung dynamischer Verkehrsbeeinflussungssysteme  
Boltze, Breser € 15,50

## 2006

- V 133: Charakterisierung der akustischen Eigenschaften offener Straßenbeläge  
Hübelt, Schmid € 17,50
- V 134: Qualifizierung von Auditoren für das Sicherheitsaudit für Innerortsstraßen  
Gerlach, Kesting, Lippert € 15,50
- V 135: Optimierung des Winterdienstes auf hoch belasteten Autobahnen  
Cypra, Roos, Zimmermann € 17,00
- V 136: Erhebung der individuellen Routenwahl zur Weiterentwicklung von Umlegungsmodellen  
Wermuth, Sommer, Wulff € 15,00
- V 137: PM<sub>x</sub>-Belastungen an BAB  
Baum, Hasskelo, Becker, Weidner € 14,00
- V 138: Kontinuierliche Stickoxid (NO<sub>x</sub>)- und Ozon (O<sub>3</sub>)-Messwertaufnahme an zwei BAB mit unterschiedlichen Verkehrsparametern 2004  
Baum, Hasskelo, Becker, Weidner € 14,50
- V 139: Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit von Taumittelsprühanlagen  
Wirtz, Moritz, Thesenvitz € 14,00
- V 140: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2004 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen, Koßmann € 15,50
- V 141: Zählungen des ausländischen Kraftfahrzeugverkehrs auf den Bundesautobahnen und Europastraßen 2003  
Lensing € 15,00
- V 142: Sicherheitsbewertung von Maßnahmen zur Trennung des Gegenverkehrs in Arbeitsstellen  
Fischer, Brannolte € 17,50
- V 143: Planung und Organisation von Arbeitsstellen kürzerer Dauer an Bundesautobahnen  
Roos, Hess, Norkauer, Zimmermann, Zackor, Otto € 17,50
- V 144: Umsetzung der Neuerungen der StVO in die straßenverkehrsrechtliche und straßenbauliche Praxis  
Baier, Peter-Dosch, Schäfer, Schiffer € 17,50
- V 145: Aktuelle Praxis der Parkraumbewirtschaftung in Deutschland  
Baier, Klemps, Peter-Dosch € 15,50
- V 146: Prüfung von Sensoren für Glätteldealanlagen  
Badelt, Breitenstein, Fleisch, Häusler, Scheurl, Wendl € 18,50
- V 147: Luftschadstoffe an BAB 2005  
Baum, Hasskelo, Becker, Weidner € 14,00
- V 148: Berücksichtigung psychologischer Aspekte beim Entwurf von Landstraßen – Grundlagenstudie –  
Becher, Baier, Steinauer, Scheuchenpflug, Krüger € 16,50
- V 149: Analyse und Bewertung neuer Forschungserkenntnisse zur Lichtsignalsteuerung  
Boltze, Friedrich, Jentsch, Kittler, Lehnhoff, Reusswig € 18,50

V 150: Energetische Verwertung von Grünabfällen aus dem Straßenbetriebsdienst  
Rommeiß, Thrän, Schlägl, Daniel, Scholwin € 18,00

## 2007

V 151: Städtischer Liefer- und Ladeverkehr – Analyse der kommunalen Praktiken zur Entwicklung eines Instrumentariums für die StVO  
Böhl, Mause, Kloppe, Brückner € 16,50

V 152: Schutzeinrichtungen am Fahrbahnrand kritischer Streckenabschnitte für Motorradfahrer  
Gerlach, Oderwald € 15,50

V 153: Standstreifenfreigabe – Sicherheitswirkung von Umnutzungsmaßnahmen  
Lemke € 13,50

V 154: Autobahnverzeichnis 2006  
Kühnen € 22,00

V 155: Umsetzung der Europäischen Umgebungslärmrichtlinie in Deutsches Recht  
Bartolomaeus € 12,50

V 156: Optimierung der Anfeuchtung von Tausalzen  
Badelt, Seliger, Moritz, Scheurl, Häusler € 13,00

V 157: Prüfung von Fahrzeugrückhaltesystemen an Straßen durch Anprallversuche gemäß DIN EN 1317  
Klöckner, Fleisch, Balzer-Hebborn, Ellmers, Friedrich, Kübler, Lukas € 14,50

V 158: Zustandserfassung von Alleebäumen nach Straßenbaumaßnahmen  
Wirtz € 13,50

V 159: Luftschadstoffe an BAB 2006  
Baum, Hasskelo, Siebertz, Weidner € 13,50

V 160: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2005 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen, Koßmann € 25,50

V 161: Quantifizierung staubedingter jährlicher Reisezeitverluste auf Bundesautobahnen – Infrastrukturbedingte Kapazitätsempässe  
Listl, Otto, Zackor € 14,50

V 162: Ausstattung von Anschlussstellen mit dynamischen Wegweisern mit integrierter Stauinformation – dWiSta  
Grahl, Sander € 14,50

V 163: Kriterien für die Einsatzbereiche von Grünen Wellen und verkehrsabhängigen Steuerungen  
Brilon, Wietholt, Wu € 17,50

V 164: Straßenverkehrszählung 2005 – Ergebnisse  
Kathmann, Ziegler, Thomas € 15,00

## 2008

V 165: Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrbahnabrieb an den PM<sub>10</sub>-Emissionen von Straßen  
Quass, John, Beyer, Lindermann, Kuhlbusch, Hirner, Sulkowski, Sulkowski, Hippler € 14,50

V 166: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2006 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen, Koßmann € 26,00

V 167: Schadstoffgehalte von Bankettmaterial – Bundesweite Datenauswertung  
Kocher, Brose, Siebertz € 14,50

V 168: Nutzen und Kosten nicht vollständiger Signalisierungen unter besonderer Beachtung der Verkehrssicherheit  
Frost, Schulze € 15,50

V 169: Erhebungskonzepte für eine Analyse der Nutzung von alternativen Routen in übergeordneten Straßennetzen  
Wermuth, Wulff € 15,50

V 170: Verbesserung der Sicherheit des Betriebspersonals in Arbeitsstellen kürzerer Dauer auf Bundesautobahnen  
Roos, Zimmermann, Riffel, Cypra € 16,50

V 171: Pilotanwendung der Empfehlungen für die Sicherheitsanalyse von Straßennetzen (ESN)  
Weinert, Vengels € 17,50

V 172: Luftschadstoffe an BAB 2007  
Baum, Hasskelo, Siebertz, Weidner € 13,50

V 173: Bewertungshintergrund für die Verfahren zur Charakterisierung der akustischen Eigenschaften offenporiger Straßenbeläge  
Altreuther, Beckenbauer, Männel € 13,00

V 174: Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen

Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.  
Düring, Lohmeyer, Moldenhauer, Knörr, Kutzner, Becker, Richter, Schmidt € 29,00

---

Alle Berichte sind zu beziehen beim:

Wirtschaftsverlag NW  
Verlag für neue Wissenschaft GmbH  
Postfach 10 11 10  
D-27511 Bremerhaven  
Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0  
Telefax: (04 71) 9 45 44 77  
Email: [vertrieb@nw-verlag.de](mailto:vertrieb@nw-verlag.de)  
Internet: [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de)

Dort ist auch ein Kompletverzeichnis erhältlich.