



Staubemissionen durch LKW-Verkehr auf befestigten Betriebsstraßen

Untersuchungen zur Anwendbarkeit der
US EPA AP-42 Richtlinie

[LANUV-Fachbericht 45](#)



Staubemissionen durch LKW-Verkehr auf befestigten Betriebsstraßen

Untersuchungen zur Anwendbarkeit der US EPA AP-42 Richtlinie

LANUV-Fachbericht 45

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Recklinghausen 2013

IMPRESSUM

Herausgeber Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen (LANUV)
Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
Telefax 02361 305-3215
E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de

Dieser Fachbericht ist der Abschlussbericht eines Projektes, das als Kooperation zwischen dem LANUV und der Bergischen Universität Wuppertal durchgeführt wurde.

Autor Dr. Ulrich Klenk, Fachgebiet Sicherheitstechnik/Umweltschutz, Bergische Universität Wuppertal

Projektleitung Heike Holst (LANUV), Dr. Ulrich Klenk (Bergische Universität Wuppertal)

Titelfoto © PantherMedia: M. Krüttgen

ISSN 1864-3930 LANUV-Fachberichte

Informationsdienste Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter
• www.lanuv.nrw.de
Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im
• WDR-Videotext Tafeln 177 bis 179

Bereitschaftsdienst Nachrichtenbereitschaftszentrale des LANUV
(24-Std.-Dienst): Telefon 0201 714488

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	3
1 Einleitung.....	7
2 Emissionsfaktorenmodell nach US EPA AP-42 Richtlinie.....	8
3 Bestimmung der Oberflächenverschmutzung.....	10
4 Allgemeiner Ansatz.....	13
5 Experimenteller Ansatz.....	14
5.1 Vorbemerkung.....	14
5.2 Versuchsaufbau.....	14
5.3 Künstliche Straßenverschmutzung.....	15
6 Versuchsdurchführung.....	17
7 Ergebnisse der Versuche.....	19
7.1 Abhängigkeit der Staubemissionen von Fahrzeuggeschwindigkeit und Fahrzeugmasse.....	19
7.2 Abhängigkeit der Partikelgrößenverteilungen von Fahrzeuggeschwindigkeit und Fahrzeugmasse.....	21
7.3 Umrechnung auf Massenkonzentrationen.....	22
8 Bestimmung des Emissionsfaktors.....	24
8.1 Ableitung eines Emissionsfaktors für Staubemissionen aus den durchgeführten Versuchen.....	24
8.2 Eingangsgrößen.....	25
8.3 Bestimmung des Emissionsfaktors aus den Messdaten.....	26
8.4 Berechnung nach AP-42.....	30
8.5 Vergleich der Ergebnisse.....	31
9 Zusammenfassung.....	32
Literatur.....	34

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Histogramm der Schluffbeladungen aus den Untersuchungen amerikanischer Straßen (US EPA, 2011b).....	11
Abbildung 2:	Korrigiertes Histogramm der Schluffbeladungen aus den Untersuchungen amerikanischer Straßen (US EPA, 2011b).....	11
Abbildung 3:	Durchfahrt mit seitlich installierten Absaugungen	14
Abbildung 4:	Massenverteilungssumme des Schluffanteils	16
Abbildung 5:	Versuchsfahrzeug Vier-Achs-Muldenkipper.....	17
Abbildung 6:	Geschwindigkeitsabhängigkeit der Staubemissionen bei unbeladenem LKW 19	
Abbildung 7:	Geschwindigkeitsabhängigkeit der Staubemissionen bei beladenem LKW....	20
Abbildung 8:	Partikelanzahlkonzentration bezogen auf den Partikeldurchmesser	21
Abbildung 9:	Vergleich der Emissionsfaktoren aus den eigenen Messdaten	29

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Faktor k in SI-Einheiten.....	8
Tabelle 2:	Exemplarische Messmatrix	13
Tabelle 3:	Details zur verwendeten Anlage	15
Tabelle 4:	Daten des Versuchsfahrzeuges	17
Tabelle 5:	Verhältnis der Partikelanzahlkonzentrationen bei Geschwindigkeitswechseln	20
Tabelle 6:	Verhältnis der Partikelanzahlkonzentrationen bei Massewechsel	21
Tabelle 7:	mittlerer geometrischer Durchmesser, mittlere Dichte und gesamte Partikelanzahl in den jeweiligen Größenkanälen	22
Tabelle 8:	Berechnete Partikelmassenkonzentrationen.....	23
Tabelle 9:	Eingangsparameter für die Berechnung der Emissionsfaktoren.....	25
Tabelle 10:	Maxima der Partikelanzahlkonzentrationen	26
Tabelle 11:	Partikelmassenkonzentration des Emissionsmaximums pro Liter	26
Tabelle 12:	Emissionsfaktoren für die einzelnen Größenkanäle.....	27
Tabelle 13:	Zusammensetzung der PM-Werte aus den Größenkanälen.....	27
Tabelle 14:	Aus den Versuchen abgeleitete Emissionskenngrößen.....	28
Tabelle 15:	Ergebnisse der Berechnung des Emissionsfaktors nach AP-42.....	30
Tabelle 16:	Gegenüberstellung der Ergebnisse nach AP-42 und der eigenen Daten	31

Formelverzeichnis

Formel 1:	Berechnung des Emissionsfaktors nach AP-42 - 13.2.1.3.....	8
Formel 2:	Berechnung des Emissionsfaktors nach AP-42 - 13.2.1.3 unter Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlägen	9
Formel 3:	Berechnung des Schluffanteils.....	10
Formel 4:	Berechnung der Partikelmassenkonzentration	23
Formel 5:	Berechnung des Emissionsfaktors aus den Messwerten.....	27

Abkürzungen

BVT	Beste verfügbare Technik
DIN	Deutsches Institut für Normung
KRDL	Kommission zur Reinhaltung der Luft
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LKW	Lastkraftwagen - Kraftfahrzeuge zur Güterbeförderung mit einem zulässigen Gesamtgewicht ab 2,8 t
PM _x	Particulate Matter – Partikeln, “die einen gröÙenselektierenden Lufteinlass [...] passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von x µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist” [2008/50/EG]
SI	Internationales Einheitensystem (franz.: système international d’unités)
st (auch t)	US short ton (907,2 kg)
t	Tonne (1.000 kg)
UBA	Umweltbundesamt
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Behörde der Regierung der Vereinigten Staaten von Amerika zum Schutz der Umwelt und zum Schutz der menschlichen Gesundheit)
VDI	Verein deutscher Ingenieure

1 Einleitung

Auf einem Betriebsgelände kann der Fahrzeugverkehr durch Staubaufwirbelungen einen hohen Anteil der Staubemissionen eines Betriebes verursachen.

Zur Abschätzung dieser Emissionen für befestigte Betriebsstraßen existiert in Deutschland kein allgemein anerkanntes Abschätzungsmodell. Bisher wird hilfswise im Rahmen von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungen auf das Emissionsfaktorenmodell der amerikanischen Umweltagentur EPA zurückgegriffen.

Zur Bestimmung des Staub-Emissionsfaktors in Abhängigkeit vom Korngrößendurchmesser werden in diesem Modell neben einem Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Korngrößenverteilung lediglich die Fahrzeugmasse, der Verschmutzungsgrad der Fahrbahn und die Anzahl der Tage mit Niederschlag als relevant berücksichtigt. Zur Bewertung der Relevanz einzelner Einflussfaktoren und zur Abschätzung der Übertragbarkeit der Berechnung laut EPA wurden von der Bergischen Universität Wuppertal (BUW) in Kooperation mit dem LANUV orientierende Untersuchungen durchgeführt.

In einem ersten Schritt wurden anhand von Messungen die Abhängigkeiten dieser Staubemissionen von den Faktoren „Fahrzeuggeschwindigkeit“ und „Fahrzeugmasse“ ermittelt. In einem weiteren Schritt wurden aus den Messergebnissen Emissionsfaktoren abgeleitet und mit den auf Basis des Emissionsfaktorenmodells der amerikanischen Umweltagentur EPA errechneten Emissionsfaktoren verglichen.

2 Emissionsfaktorenmodell nach US EPA AP-42 Richtlinie

Mit Abschnitt 13.2.1 der „Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I“ (AP-42), veröffentlicht von der amerikanischen Umweltagentur EPA (US EPA, 2011a), steht ein Emissionsfaktorenmodell zur Verfügung, das es erlauben soll, den Emissionsfaktor für Staub durch Fahrzeugbewegungen auf befestigten Fahrwegen in Betrieben nach Formel 1 abzuschätzen. In die Berechnung gehen als vom Betrachtungsort abhängige Daten die Verschmutzung der Verkehrsoberfläche – der so genannte Schluff (engl. „silt“, US EPA, 1995a) – und die durchschnittliche Masse der Fahrzeugflotte ein.

Formel 1: Berechnung des Emissionsfaktors nach AP-42 - 13.2.1.3

$$E = k(sL)^{0,91} \cdot W^{1,02}$$

- E: Emissionsfaktor (Einheit hängt von k ab)
 k: partikelgrößenabhängiger Faktor
 sL: Schluffbeladung des befestigten Fahrweges / g m⁻²
 W: Durchschnittsmasse der Fahrzeugflotte / t (hier: US short tons)

Die Schluffbeladung sL ist nach Definition der US EPA der Anteil einer Probe, der ein 200 mesh Sieb passieren kann und somit eine Korngröße ≤ 75 µm aufweist (US EPA, 1995a). Die DIN EN ISO 14688 sieht hier eine Korngröße ≤ 63 µm vor (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 2011).

Der Faktor k wird dabei unterschieden nach PM_{2,5}, PM₁₀, PM₁₅ und PM₃₀ und kann in den Einheiten „Gramm pro gefahrenem Kilometer“ (VKT) bzw. „Gramm pro gefahrener Meile“ oder „Pfund pro gefahrener Meile“ angegeben werden. Für europäische Anwendungen werden SI-Einheiten zu Grunde gelegt. Dieser vereinfachte Ansatz ist nur dazu geeignet, die durchschnittlichen Staubemissionen anzugeben. Er ist nicht für die Bewertung einzelner Fahrzeuge gedacht. Der Faktor k ist in „Gramm pro zurückgelegtem Kilometer“ (g VKT⁻¹) in Tabelle 1 für die vier unterschiedlichen Fraktionen dargestellt.

Tabelle 1: Faktor k in SI-Einheiten

Fraktion ¹	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM ₁₅	PM ₃₀ ²
k / g VKT ⁻¹	0,15	0,62	0,77	3,23

Auffällig ist, dass die Fahrzeuggeschwindigkeit bei dem derzeit gültigen Ansatz nach AP-42 keinen eigenen Faktor darstellt – obwohl sie in anderen Studien als signifikanter Faktor ermittelt wurde (KÜHN, 2002). Die Fahrzeuggeschwindigkeiten gingen mit einem Größenbereich von 1...88 km h⁻¹ in die Faktoren nach Tabelle 1 ein.

Weiterhin findet die Oberflächenfeuchte keinen direkten Eingang in die Berechnungen. Die Anzahl von Tagen mit Niederschlägen kann nach Formel 2 berücksichtigt werden.

¹ Entspricht der Definition luftgetragener Partikeln für PM_{2,5}, PM₁₀, PM₁₅ und PM₃₀ (RICHTLINIE 2008/50/EG)

² Wird im Zusammenhang mit der AP-42 auch als TSP verwendet

Formel 2: Berechnung des Emissionsfaktors nach AP-42 - 13.2.1.3 unter Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlägen

$$E = \left[k (sL)^{0,91} \cdot W^{1,02} \right] \left(1 - \frac{P}{4 \cdot N} \right)$$

- E: Emissionsfaktor (Einheit hängt von k ab)
k: partikelgrößenabhängiger Faktor
sL: Schluffbeladung des befestigten Fahrweges / g m⁻²
W: Durchschnittsmasse der Fahrzeugflotte / t (hier: US short tons)
P: Anzahl von Tagen mit mindestens 0,254 mm Niederschlag während des Mittelungszeitraumes
N: Anzahl der Tage im Mittelungszeitraum

Nach dem Merkblatt für die Beste Verfügbare Technik für die „Lagerung gefährlicher Substanzen und staubender Güter“ (EUROPEAN COMMISSION) stellen die Befeuchtung von Verkehrswegen und die Anpassung der Fahrzeuggeschwindigkeit geeignete Maßnahmen zur Staubemissionsminderung auf industriellen Fahrwegen dar, werden jedoch nicht als Eingangsgrößen für Formel 1 und 2 verwendet.

3 Bestimmung der Oberflächenverschmutzung

Zur Bestimmung der Oberflächenverschmutzung, die als Faktor sL in die Berechnung des Emissionsfaktors eingeht, wird in der Regel eine Teiloberfläche des Verkehrsweges abgesaugt und die aufgenommene Gesamtverschmutzung mit Hilfe eines Siebverfahrens (ASTM, 2006; DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1987a, 1987b) fraktioniert. Für die Berechnung des Staubemissionsfaktors wird nur die Masse der als Schluff bezeichneten Fraktion mit einem Partikeldurchmesser bis einschließlich $75\ \mu\text{m}$ (< 200 mesh) bestimmt. Die Vorgehensweise wird in Anhang C.1 zur US EPA Richtlinie 42 beschrieben (US EPA, 1995a). Die Korngrößendefinition nach US EPA bis einschließlich $75\ \mu\text{m}$ entspricht dabei nicht der Definition nach DIN EN ISO 14688, die von einer Korngröße bis einschließlich $63\ \mu\text{m}$ ausgeht (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 2011).

Aus der Historie der amerikanischen Richtlinie wurde der Begriff Schluffbelastung (eng. „silt load“) über die unterschiedlichen Richtlinien-Versionen entwickelt. So stellt der Schluffanteil s (eng. „silt content“) den prozentualen Anteil an Partikeln kleiner oder gleich $75\ \mu\text{m}$ dar. Die als Load bezeichnete Gesamtbelastung L ist die gesamte Masse der auf einem zu beprobenden Abschnitt – umgerechnet auf $1\ \text{m}^2$ – eines Verkehrsweges abgelagerten Verschmutzung (Formel 3). Grobe Verunreinigungen – deren Beschaffenheit in der Richtlinie nicht konkretisiert wird – müssen vor dem Absaugen der zu untersuchenden Fläche entfernt werden.

Formel 3: Berechnung des Schluffanteils

$$s = \frac{m_{x,75\ \mu\text{m}}}{L} \cdot 100\ \%$$

s : Schluffanteil / %

$m_{x,75\ \mu\text{m}}$: Masse der Oberflächenbelastung mit einem Korndurchmesser $\leq 75\ \mu\text{m}$ (Schluffmasse) / g

L : Gesamte Masse der von der Oberfläche aufgenommenen Probe / g

Zur Berechnung der Schluffbelastung wird die Schluffmasse aus der Gesamtbelastung L multipliziert mit dem Schluffanteil s gebildet und der Quotient aus dieser Masse und beprobter Fläche gebildet. Die im Rahmen unterschiedlicher Forschungsvorhaben für die US EPA ermittelten Schluffbelastungen liegen zwischen $0,01\ \text{g m}^{-2}$ und $400\ \text{g m}^{-2}$ (US EPA, 2011b). Der arithmetische Mittelwert beträgt $20,5\ \text{g m}^{-2}$ bei einer Standardabweichung von $62,3\ \text{g m}^{-2}$.

In der folgenden Abbildung 1 ist das Histogramm mit einer Klassenbreite von $12,5\ \text{g m}^{-2}$ für die während sechs Messkampagnen mit 90 einzelnen Messorten ermittelten Schluffbelastungen dargestellt, die der AP-42 zu Grunde liegen. Die Werte wurden der Dokumentation zu Abschnitt 13.2.1 der AP-42 entnommen (US EPA, 2011b).

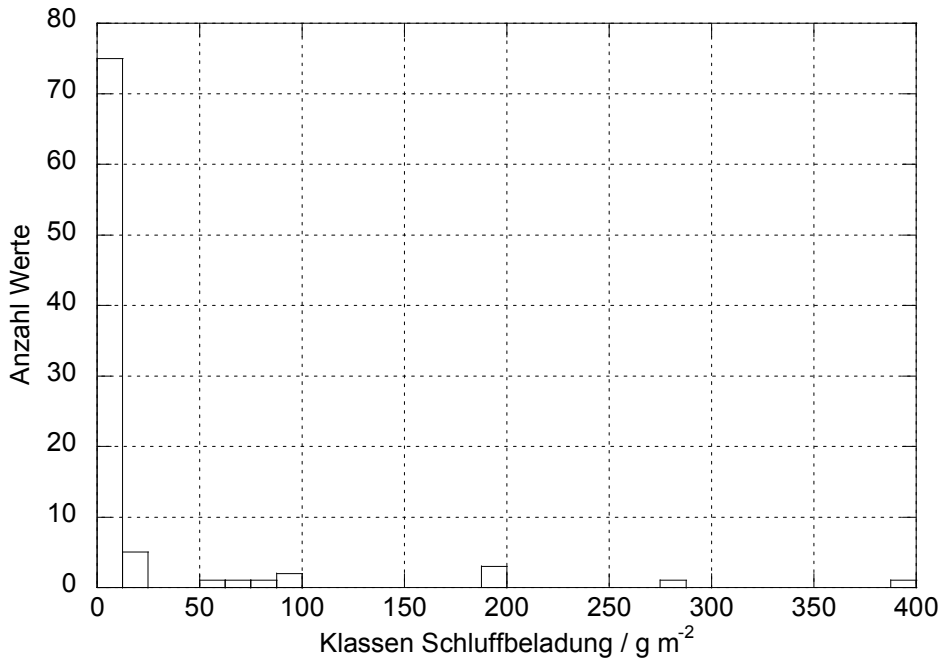


Abbildung 1: Histogramm der Schluffbelastungen aus den Untersuchungen amerikanischer Straßen (US EPA, 2011b)

Bei der detaillierten Betrachtung der einzelnen Ergebnisse der Schluffmassenbestimmung zeigte sich, dass nur ein Forschungsbericht Schluffbelastungen von mehr als 20 g m⁻² enthält (REIDER & HARMON, 1983). Schließt man diesen Forschungsbericht aus der Gesamtbetrachtung aus, so ergeben sich für das Histogramm in Abbildung 2 mit einer Klassenbreite von 1,25 g m⁻² noch 77 Werte aus fünf Messkampagnen zwischen 0,01 g m⁻² und 17,9 g m⁻². Der arithmetische Mittelwert beträgt 2,2 g m⁻² bei einer Standardabweichung von 3,8 g m⁻².

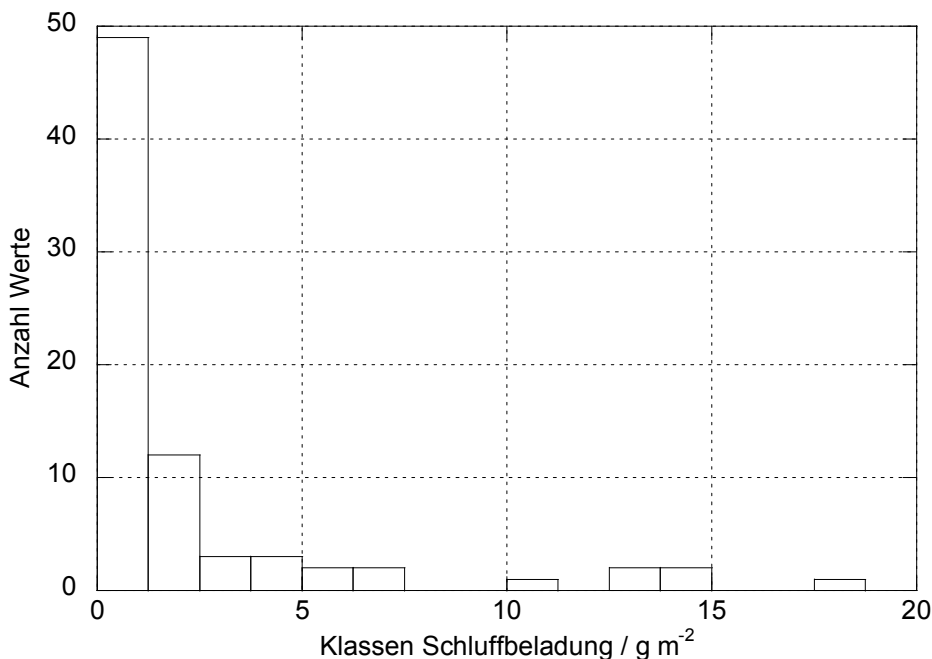


Abbildung 2: Korrigiertes Histogramm der Schluffbelastungen aus den Untersuchungen amerikanischer Straßen (US EPA, 2011b)

Bereits im Jahr 2000 wies Venkatram auf diese Tatsache hin und ermittelte unterschiedliche Ansätze für wenig verschmutzte Oberflächen ($sL \leq 4 \text{ g m}^{-2}$) und stark verschmutzte Oberflächen (VENKATRAM, 2000). Dies entspricht auch den Erkenntnissen aus der im Jahr 2003 für das Land Baden-Württemberg durchgeführten Studie von Pregger und Friedrich (PREGGER & FRIEDRICH, 2003) für öffentliche Verkehrswege. Die aus der aufwändigen Bestimmung der Schluffbeladung von Verkehrswegen resultierenden Schwankungen des berechneten Emissionsfaktors nach Formel 1 wurden auch in einer Studie von Düring et. al. für das Emissionskataster des Landes Sachsens im Jahr 2004 bestätigt (DÜRING u. a., 2004) und mit Hilfe eines Korrekturfaktors von 0,8 für die damals gültige AP-42 Richtlinie ausgeglichen.

Für einen umfassenden Überblick der für deutsche Industriegebiete zu erwartenden Schluffbeladungen fehlt mit Stand der Berichterstellung die Datengrundlage. Basierend auf dem korrigierten Histogramm der für amerikanische Industriegebiete ermittelten Beladungen wird für die durchgeführten Untersuchungen eine Schluffbeladung zwischen 4 g m^{-2} und 5 g m^{-2} angestrebt.

4 Allgemeiner Ansatz

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurden die Einflussgrößen auf die Staubemissionen durch Fahrbewegungen auf verschmutzten Verkehrswegen untersucht. Hierzu wurde zunächst mit einem Fahrzeugtyp die Staubkonzentration im Nahbereich bei bekannter Staubbelastung der Oberfläche, unterschiedlichen Geschwindigkeiten und variierenden Massen (Beladung) gemessen. In der folgenden Tabelle 2 ist die Messmatrix dargestellt.

Tabelle 2: Exemplarische Messmatrix

	Fahrzeuggeschwindigkeit		
	10 km/h	20 km/h	30 km/h
Masse unbeladen 14,38 t	Anzahl Partikeln > 2 µm pro Liter	Anzahl Partikeln > 2 µm pro Liter	Anzahl Partikeln > 2 µm pro Liter
Masse beladen 31,50 t	Anzahl Partikeln > 2 µm pro Liter	Anzahl Partikeln > 2 µm pro Liter	Anzahl Partikeln > 2 µm pro Liter

Die Auswahl der Fahrzeugmassen entspricht den in Industriegebieten üblicherweise anzutreffenden Nutzfahrzeugen. Der Einfluss der Oberflächenfeuchte wurde im Rahmen dieser Studie nicht quantifiziert, da bei feuchten Oberflächen keine Aufwirbelung des zu Teilen hygroskopischen Teststaubes erfolgte.

5 Experimenteller Ansatz

5.1 Vorbemerkung

Die experimentelle Untersuchung hat den Charakter einer Voruntersuchung, die gezielt auf Mängel oder Stärken im Ansatz nach AP-42 hinweisen kann. Es ist geplant, das Verfahren zur gezielten Bewertung solcher Staubemissionen weiterzuentwickeln, sodass es sich auch für einen Einsatz direkt auf Werksgeländen und anderen Untersuchungsgebieten eignet.

5.2 Versuchsaufbau

Die Versuchsstrecke ist eine Durchfahrt mit beidseitiger Absaugung über die gesamte Höhe bis maximal 5 Meter und der Option, eine zusätzliche waagerechte Absaugung über die gesamte Breite zu installieren. Die Absaugung ist in zwei Abschnitte von jeweils maximal 7,5 Metern geteilt. Beide Abschnitte werden mit $5.940 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ abgesaugt. Die zu bestaubende Fläche (Fahrbahn) wurde während Vorversuchen ermittelt und hat eine Länge von 2,5 Metern bei 5 Metern Breite. Der vom durchfahrenden Fahrzeug aufgewirbelte Staub wird erfasst und innerhalb der Absaugung an zwei Punkten isokinetisch jeweils einem optisch arbeitenden Partikelzähler zugeführt (KRDL IM VDI UND DIN, 2005). Über die bekannte Feststoffdichte des ausgebrachten Materials und den mittleren geometrischen Durchmesser der in den unterschiedlichen Größenbereichen gezählten Partikeln kann die Staubemission als Massenkonzentration berechnet werden. Durch Planen im Zu- und Abfahrtsbereich wird die Windbeeinflussung minimiert. Die Versuche fanden auf dem Gelände der Bergischen Universität Wuppertal statt. Die folgende Abbildung 3 zeigt den Aufbau der Durchfahrt.



Abbildung 3: Durchfahrt mit seitlich installierten Absaugungen

Auf die optionale obere Absaugung quer zur Fahrtrichtung wurde verzichtet, da bei der Ermittlung der notwendigen Ansaughöhe während Probemessungen festgestellt wurde, dass bei diesem Aufbau mit geringem seitlichem Abstand keine nennenswerten PM_{10} -Konzentrationen bei einem noch größeren Abstand zum Boden auftreten werden. Auf die Überdachung der Anlage mit einer Plane wurde ebenfalls verzichtet, da bei Regentagen das primäre Problem bei der höheren Feuchte der Fahrstrecke lag, die durch die nassen Reifen erzeugt wurde. Somit war an Regentagen generell keine Messung möglich.

In der für die hier dargestellten Versuche genutzten Anlage wurden die in Tabelle 3 angegebenen Abmessungen und Strömungsparameter gewählt.

Tabelle 3: Details zur verwendeten Anlage

Bezeichnung und Einheit	Wert
Länge des Windschutzes / m	14,50
Höhe des Windschutzes über Grund / m	2,45
Höhe der Absaugung / m	3,10
Breite der Durchfahrt / m	5,00
Strömungsgeschwindigkeit an den Lufteinlasslamellen / $m\ s^{-1}$	11,00
Maße der Lufteinlasslamellen / m	1,25 x 0,06
Anzahl der Lufteinlässe pro Seite	2
Einströmgeschwindigkeit / $m\ s^{-1}$	11
Luftvolumenstrom pro Seite / $L\ s^{-1}$	1650

5.3 Künstliche Straßenverschmutzung

Als künstliche Straßenverschmutzung wird die derzeit zur Bewertung von Kehrmaschinen verwendete Mischung aus 85 % gewaschenem Grobsand mit einer Korngröße bis 2 mm (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 2011) und 15 % Omycarb 15-GU (Kalkstein, Median der Massenverteilungssumme $x_{50,3} = 12\ \mu m$) verwendet. Die Ausbringung erfolgte dosiert mit Hilfe eines Streuwagens. Somit lässt sich die Straßenverschmutzung in verfahrensbedingten Grenzen reproduzierbar darstellen. Die mittlere Gesamtmasse der Straßenbeladung durch die ausgebrachte Straßenverschmutzung wurde mit $L=338\ g\ m^{-2}$ bei einer Standardabweichung von $137,2\ g\ m^{-2}$ durch Wiegen ermittelt. Der über das Siebverfahren ermittelte Schluffanteil lag bei $s = 1,3\ \%$. Somit ergab sich eine mittlere Schluffbeladung von $sL = 4,4\ g\ m^{-2}$.

Die Testmischung mit dem hygroskopischen Kalksteinanteil zeichnet sich durch eine hohe Anfälligkeit gegenüber Luftfeuchte und Bodenfeuchte aus. Dadurch werden Aufwirbelbarkeit und Ausbringung des Materials beeinflusst. Hier muss ein neuer Ansatz für künstliche Straßenverschmutzungen gefunden werden, um eine bessere Reproduzierbarkeit bei veränderlichen Wetterbedingungen zu erreichen. Dies wird auch durch den Arbeitskreis zur VDI-Richtlinie 2096 „Emissionsarme Kehrmaschinen“ festgestellt (ARBEITSKREIS ZUR VDI-RICHTLINIE 2096 „EMISSIONSARME KEHRMASCHINEN“, 2011).

Die Partikelgrößenverteilung des ausgebrachten Schluffanteils wird in der folgenden Abbildung 4 als Massenverteilungssumme $Q_3(x)$ über den Partikeldurchmesser $x / \mu\text{m}$ dargestellt. Partikeln mit Durchmessern größer $75 \mu\text{m}$ wurden zuvor mit Hilfe eines Siebturms abgetrennt. Das Vorhandensein von Partikeln im Bereich oberhalb $75 \mu\text{m}$ im Diagramm resultiert aus den Unterschieden bei der Fraktionierung und Bestimmung der Partikelgröße zwischen dem Siebverfahren (geometrisch kleinster Durchmesser) und dem Laserbeugungsverfahren (Streulichtäquivalentdurchmesser), mit dem die Massenverteilungssumme ermittelt wurde.

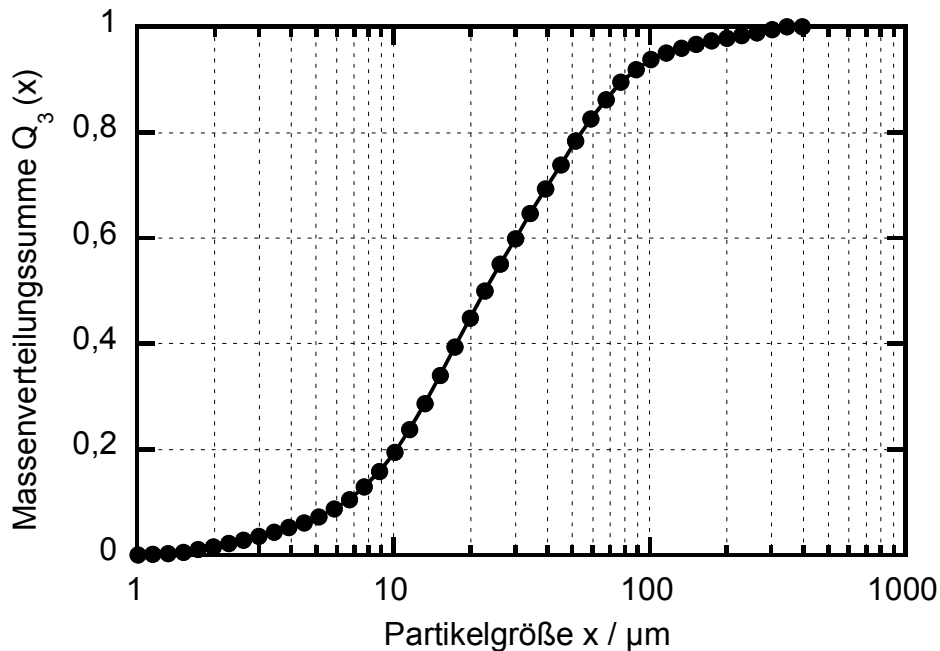


Abbildung 4: Massenverteilungssumme des Schluffanteils

Aus der aufgetragenen Flächenbeladung und der Ermittlung des Schluffanteils sowie aus Abbildung 4 geht hervor, dass die verwendete Testmischung einen ausreichenden Anteil von Partikeln mit $x \leq 75 \mu\text{m}$ enthält.

6 Versuchsdurchführung

Die Versuche wurden mit einem Vier-Achs-Muldenkipper MAN TGS 35.480 8x6H BL (Abbildung 5) durchgeführt. Eine Übersicht der Fahrzeugdaten wird in Tabelle 4 gegeben. Die Daten stammen aus dem Fahrzeugschein sowie aus der Massenbestimmung des unbeladenen und beladenen LKWs inklusive Masse des Fahrers auf einer LKW-Waage.



Abbildung 5: Versuchsfahrzeug Vier-Achs-Muldenkipper

Tabelle 4: Daten des Versuchsfahrzeuges

Achsen	4
Reifen	vorne 2*2 / hinten 2*4
Reifendurchmesser / m	1,07
Reifenbreite / m	vorne 0,385 / hinten 0,315
Nennleistung / kW (PS)	353 (480)
Masse leer mit Fahrer / kg	14.380
Masse beladen mit Fahrer / kg	31.500
Schadstoffklasse	2005/55*2008/74G
Länge / m	8,70
Breite / m	2,55
Höhe / m	3,40

Zur Auswertung wird jeweils ein Zeitraum von 30 Sekunden betrachtet, der mit der Einfahrt des LKWs in die Versuchsstrecke beginnt. Die zeitliche Verzögerung zwischen Ein- bzw. Ausfahrt und Erfassen des entstandenen Staubes durch den Aufbau konnte somit kompensiert werden. Innerhalb dieser 30 Sekunden steigt die Partikelanzahlkonzentration

von der Hintergrundkonzentration auf die Maximalkonzentration und fällt wieder zurück auf die Hintergrundkonzentration.

Da die hintergründigen Partikelanzahlkonzentrationen verglichen mit den Maxima sehr gering waren, erfolgte keine Bereinigung der Messwerte um die Hintergrundbelastung, die im Nahbereich der Anlage zusammen mit weiteren meteorologischen Parametern wie Lufttemperatur, Luftfeuchte, Luftdruck, Windrichtung und Windgeschwindigkeit aufgezeichnet wurde.

Alle Versuche wurden bei trockener Oberfläche durchgeführt, da die Staubentstehung schon bei leicht erhöhter Oberflächenfeuchte praktisch gänzlich unterbunden wurde. Der Einfluss von Motoremisionen und Ladung des LKWs auf die gemessenen Konzentrationen kann ausgeschlossen werden, da die motorischen Emissionen in einem nicht erfassten Partikelgrößenbereich $< 2 \mu\text{m}$ liegen und keine messbaren Abwehungen von der aus nassem Sand, Lehm und Steinen bestehenden Ladung erfolgte. Dies wurde mit Hilfe von Kontrollmessungen überprüft.

7 Ergebnisse der Versuche

7.1 Abhängigkeit der Staubemissionen von Fahrzeuggeschwindigkeit und Fahrzeugmasse

Während der Versuche konnte eine deutliche Abhängigkeit der Staubemissionen von der Fahrzeuggeschwindigkeit nachgewiesen werden. In Abbildung 6 ist die Anzahl der Partikel pro Liter Luft mit einem Streulichtäquivalentdurchmesser $> 2 \mu\text{m}$ (auf Latex kalibriert) bezogen auf die per geeichtem Tacho und externem Geschwindigkeitsmessgerät gemessene Fahrzeuggeschwindigkeit von 10 km h^{-1} , 20 km h^{-1} und 30 km h^{-1} bei 14.380 kg Fahrzeugmasse aufgetragen. Die Angabe der Partikelanzahlkonzentration bezieht sich auf die insgesamt gezählten Partikeln, die während der Durchfahrt des Versuchszeitraumes aufgewirbelt und von den Messeinrichtungen auf beiden Seiten der Versuchsstrecke erfasst wurden. Die Darstellung erfolgt in Form eines Box-Whisker-Diagramms, aus dem sich die drei Quartile (Box) sowie die Streuung innerhalb des 1,5-fachen Interquartilabstandes (Whisker) und davon ausreißende Werte (Punkte) ablesen lassen. Bisher wurden je Geschwindigkeit zehn Versuche (bei 30 km h^{-1} wetterbedingt fünf Versuche) mit dem unbeladenen und beladenen Versuchsfahrzeug durchgeführt.

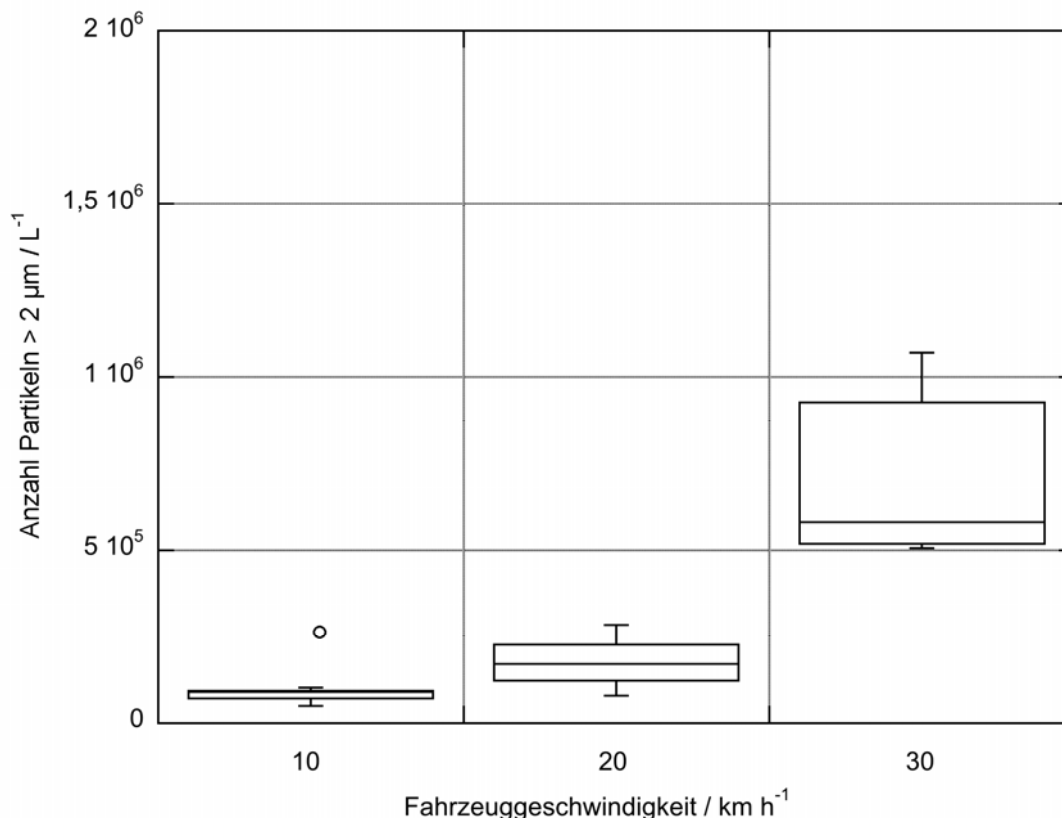


Abbildung 6: Geschwindigkeitsabhängigkeit der Staubemissionen bei unbeladenem LKW

Neben der direkten Abhängigkeit der Partikelanzahlkonzentration von der Fahrzeuggeschwindigkeit zeigt sich auch, dass die Streuung der Messwerte mit steigender Geschwindigkeit zunimmt.

Dieser Zusammenhang findet sich auch bei einer Fahrzeugmasse von 31.500 kg (Abbildung 7). Die gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen fallen bei der jeweiligen Geschwindigkeit von 10 km h⁻¹, 20 km h⁻¹ und 30 km h⁻¹ bei 31.500 kg Fahrzeugmasse zwei- bis viermal höher aus, als bei 14.380 kg.

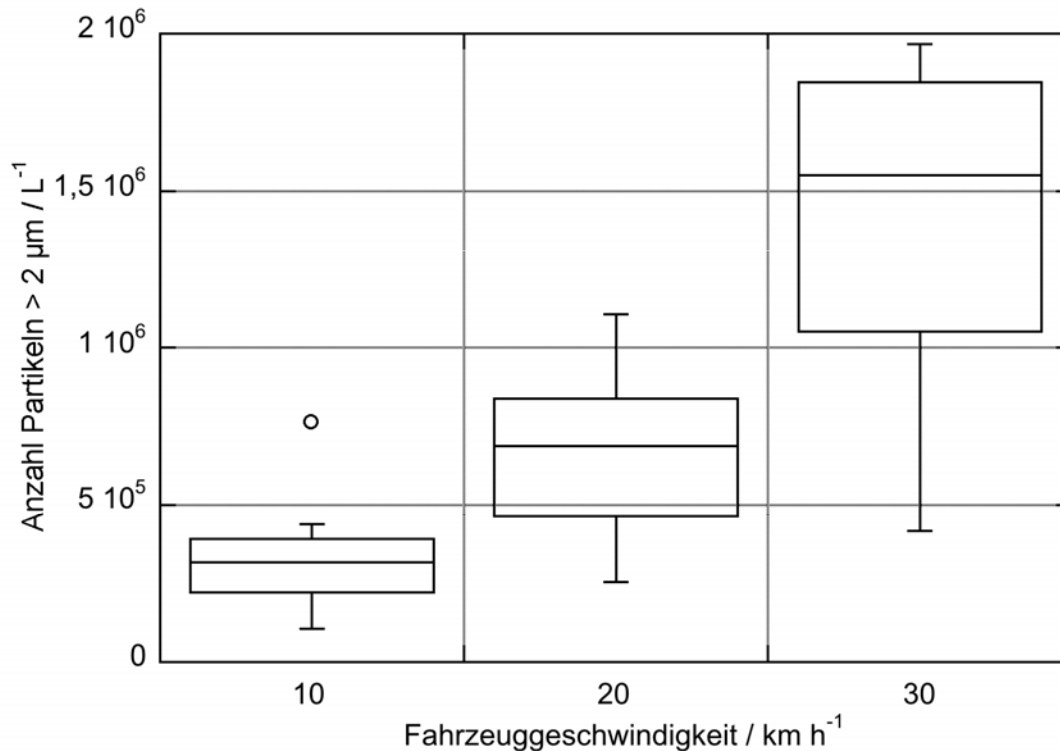


Abbildung 7: Geschwindigkeitsabhängigkeit der Staubemissionen bei beladenem LKW

In der folgenden Tabelle 5 ist das Verhältnis der Partikelanzahlkonzentration für Partikeln > 2 µm bezogen auf einen Geschwindigkeitswechsel von 10 km h⁻¹ auf 20 km h⁻¹, 20 km h⁻¹ auf 30 km h⁻¹ und 10 km h⁻¹ auf 30 km h⁻¹ sowohl für eine Fahrzeugmasse von 14.380 kg als auch 31.500 kg dargestellt.

Tabelle 5: Verhältnis der Partikelanzahlkonzentrationen bei Geschwindigkeitswechseln

	10 km h ⁻¹ auf 20 km h ⁻¹	20 km h ⁻¹ auf 30 km h ⁻¹	10 km h ⁻¹ auf 30 km h ⁻¹
14.380 kg	2,0	3,9	7,9
31.500 kg	2,0	2,2	4,5

In Tabelle 6 folgt die Wiedergabe des Verhältnisses der Partikelanzahlkonzentration für Partikeln > 2 µm bezogen auf einen Massenwechsel von 14.380 kg auf 31.500 kg bei Geschwindigkeiten von 10 km h⁻¹, 20 km h⁻¹ und 30 km h⁻¹.

Tabelle 6: Verhältnis der Partikelanzahlkonzentrationen bei Massewechsel

	14.380 kg auf 31.500 kg
10 km h ⁻¹	3,9
20 km h ⁻¹	4,0
30 km h ⁻¹	2,2

Aus der Auswertung geht ein deutlicher Zusammenhang zwischen Staubemissionen und Fahrgeschwindigkeit sowie Fahrzeugmasse hervor. Der Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit ist nach heutigem Stand der Untersuchungen höher als der Einfluss der Fahrzeugmasse, wobei der Einfluss der Fahrzeugmasse bei niedrigeren Fahrzeuggeschwindigkeiten größer ist als bei höheren Fahrzeuggeschwindigkeiten.

7.2 Abhängigkeit der Partikelgrößenverteilungen von Fahrzeuggeschwindigkeit und Fahrzeugmasse

Bei den Versuchen wurde die Partikelgrößenverteilung der insgesamt aufgewirbelten und von den Messeinrichtungen erfassten Partikeln bestimmt. In der folgenden Abbildung 8 ist die über die einzelnen Versuche arithmetisch gemittelte Anzahlkonzentration der Partikeln > 2 µm, > 3 µm, > 4 µm, > 5 µm, > 7,5 µm, > 10 µm, > 15 µm und > 20 µm bei den drei Fahrgeschwindigkeiten 10 km h⁻¹, 20 km h⁻¹ und 30 km h⁻¹ und den Fahrzeugmassen 14.380 kg und 31.500 kg bezogen auf den Streulichtäquivalentdurchmesser x / µm dargestellt. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung über die einzelnen Messergebnisse wieder. Die Grenzen des Messverfahrens liegen bei Partikeln > 2 µm und > 20 µm (SCHNEIDER, 2009).

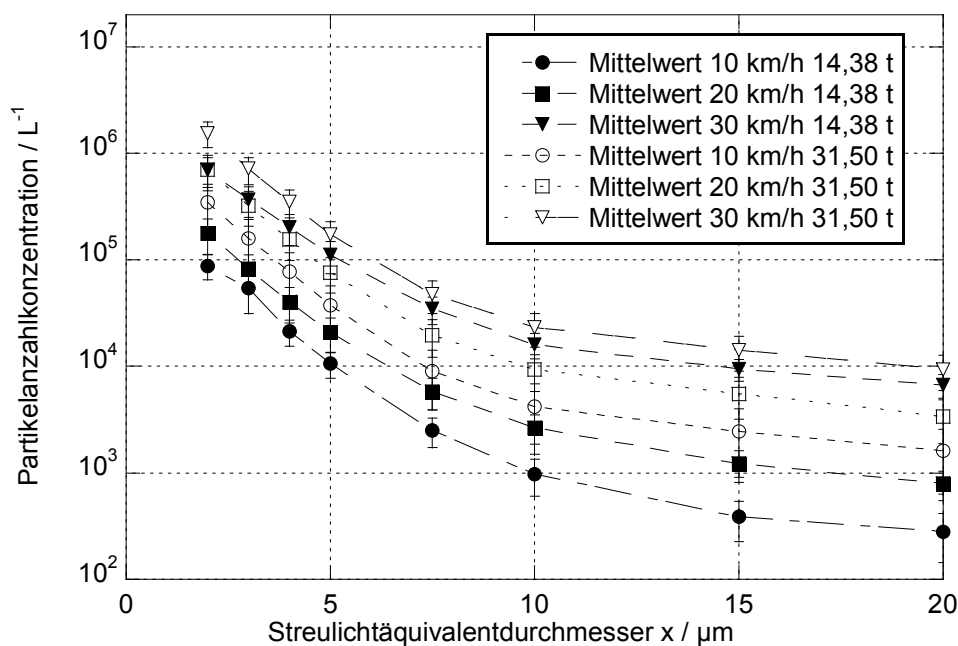


Abbildung 8: Partikelanzahlkonzentration bezogen auf den Partikeldurchmesser

Der Abbildung kann entnommen werden, dass vor allem Partikeln mit geringeren Durchmessern und somit geringeren Massen aufgewirbelt werden. Dabei kann sowohl mit zunehmender Geschwindigkeit als auch mit zunehmender Fahrzeugmasse beobachtet werden, dass die Größe der aufgewirbelten Partikeln zunimmt. Auf Grund unterschiedlicher optischer Eigenschaften von Teststaub und Kalibrierstaub kann die durchgeführte Klasseneinteilung von der tatsächlichen abweichen. Dieser systematische Fehler wurde nicht quantifiziert.

7.3 Umrechnung auf Massenkonzentrationen

Die Ergebnisse geben die Anzahlkonzentrationen der Partikeln in den Größenklassen von $> 2 \mu\text{m}$ bis $> 20 \mu\text{m}$ Streulichtäquivalentdurchmesser wieder. Um die Partikelmassenkonzentration betrachten zu können, müssen zunächst die mittleren geometrischen Durchmesser der jeweiligen Größenklasse und die mittlere Dichte des Staubes über die prozentualen Anteile der beiden Inhaltsstoffe an der Gesamtmasse bestimmt werden. Die Feststoffdichte wurde mit Hilfe eines Pyknometers für die verwendete Mischung aus 85 % Sand und 15 % Omyacarb mit $2,57 \text{ g cm}^{-3}$ ermittelt. Die mittleren geometrischen Durchmesser stammen aus Angaben der Firma Grimm zum Messprinzip der eingesetzten optischen Partikelzähler 1.108 (SCHNEIDER, 2009). Die den Massenkonzentrationsberechnungen zu Grunde liegenden Angaben können Tabelle 7 für den 14.380 kg schweren LKW und den 31.500 kg schweren LKW für die Geschwindigkeiten 10 km h^{-1} , 20 km h^{-1} und 30 km h^{-1} entnommen werden. Die angegebenen Partikelanzahlkonzentrationen wurden aus der Anzahl der insgesamt auf beiden Seiten erfassten Partikeln über denselben Zeitraum von 29 Sekunden erfasst. Dies entspricht dem Durchwandern der gesamten Staubwolke durch den Versuchsaufbau.

Tabelle 7: mittlerer geometrischer Durchmesser, mittlere Dichte und gesamte Partikelanzahl in den jeweiligen Größenkanälen

Größe im Kanal $i / \mu\text{m}$	Mittlerer geometrischer Durchmesser $D_{ve,i} / \mu\text{m}$	Mittlere Dichte $\rho / \text{g cm}^{-3}$	Partikelanzahlkonzentration N_i / L^{-1}					
			14.380 kg			31.500 kg		
			10 km h^{-1}	20 km h^{-1}	30 km h^{-1}	10 km h^{-1}	20 km h^{-1}	30 km h^{-1}
> 2...3	2,4	2,57	33535	95872	328874	185345	380142	836674
> 3...4	3,5	2,57	33297	41727	167601	82279	168275	364940
> 4...5	4,472	2,57	10585	19478	90160	39903	79075	176338
> 5...7,5	6,124	2,57	8150	15060	76427	28541	56676	126330
> 7,5...10	8,66	2,57	1535	3110	18658	4850	10290	24230
> 10...15	12,247	2,57	585	1455	6609	1730	3860	9080
> 15...20	17,321	2,57	105	425	2733	850	2180	4770
> 20	22,361	2,57	280	790	6683	1605	3360	9340

Die Berechnung der Partikelmassenkonzentration in Partikelmasse pro durch das Messgerät erfasste Luftvolumen ($\mu\text{g L}^{-1}$) erfolgt für die einzelnen Größenkanäle mit den Werten aus Tabelle 7 nach Formel 4 (PETERS u. a., 2006):

Formel 4: Berechnung der Partikelmassenkonzentration

$$dc_i = \frac{\pi}{6} D_{ve,i}^3 \cdot \rho \cdot dN_i$$

Die nach Formel 4 berechneten Partikelmassenkonzentrationen für die gesamte erfasste Staubmasse werden in Tabelle 8 für beide Fahrzeugmassen und alle drei Geschwindigkeiten dargestellt. Es zeigt sich deutlich, dass der Zusammenhang zwischen Partikeldurchmesser und Partikelmasse zu einer schnellen Zunahme der Massenkonzentration bei größeren Partikeldurchmessern führt, auch wenn deren Anzahl geringer ist.

Tabelle 8: Berechnete Partikelmassenkonzentrationen

Größe im Kanal i / μm	Partikelmassenkonzentration dc_i / $\mu\text{g L}^{-1}$					
	14.380 kg			31.500 kg		
	10 km h ⁻¹	20 km h ⁻¹	30 km h ⁻¹	10 km h ⁻¹	20 km h ⁻¹	30 km h ⁻¹
> 2...3	0,66	1,89	6,50	3,66	7,51	16,54
> 3...4	1,86	2,33	9,37	4,60	9,41	20,41
> 4...5	1,27	2,34	10,85	4,80	9,52	21,22
> 5...7,5	2,52	4,65	23,62	8,82	17,52	39,04
> 7,5...10	1,34	2,72	16,31	4,24	8,99	21,18
> 10...15	1,45	3,60	16,34	4,28	9,54	22,44
> 15...20	0,73	2,97	19,11	5,94	15,24	33,36
> 20	4,21	11,89	100,55	24,15	50,55	140,52
Gesamt	14,05	32,40	202,65	60,50	128,29	314,71

Die Ergebnisse in Tabelle 8 beziehen sich auf den Streulichtäquivalentdurchmesser der Partikeln.

8 Bestimmung des Emissionsfaktors

8.1 Ableitung eines Emissionsfaktors für Staubemissionen aus den durchgeführten Versuchen

Die im vorangegangenen Kapitel dargestellten Ergebnisse geben die im Nahbereich des durchfahrenden Fahrzeuges erfassten Staubkonzentrationen wieder. Um aus diesen Daten auf einen Emissionsfaktor zu schließen, muss zunächst der Betrachtungsraum definiert werden. Das durchfahrende Fahrzeug erzeugt eine Staubwolke, die sich am Heck des Fahrzeuges ausbildet und mit annähernd derselben Geschwindigkeit wie das Fahrzeug selbst bewegt. Zudem kommt es zu Verwirbelungseffekten, die für eine seitliche Ausbreitung der Staubemissionen sorgen (KÜHN, 2002).

Für die Berechnung der Staubemissionsfaktoren für $PM_{2,5}$, PM_{10} und PM_{15} wird daraus folgend davon ausgegangen, dass sich die maximale Staubemission als maximal gemessene Konzentration mit derselben Geschwindigkeit und in dieselbe Richtung wie das Fahrzeug bewegt und somit an jedem Punkt der Fahrstrecke gemessen werden kann, solange die Bodenverschmutzung (Load) und der Schluffanteil (Silt Content) konstant sind. Somit wird von einer zu berücksichtigenden Fahrstrecke von 2,5 Metern bei einer Erfassungszeit für das Staubemissionsmaximum von einer Sekunde (entspricht einem insgesamt abgesaugten Luftvolumen von 3.300 L) ausgegangen. Eine Anpassung des abgesaugten Volumens über die Fahrgeschwindigkeit und der damit verbundenen tatsächlichen Dauer des Durchwanderns des Maximums erfolgt nicht, da die geringste zeitliche Auflösung der Messgeräte bei einer Sekunde liegt. Entsprechend müsste die angegebene Konzentration, die pro Sekunde erfasst wird, ebenfalls angepasst werden. Dies würde nach dem derzeitigen Stand der zur Verfügung stehenden Messtechnik zu einer Korrektur der Berechnung auf beiden Seiten der Gleichung mit demselben Wert (0,9 für 10 km h^{-1} , 0,45 für 20 km h^{-1} und 0,3 für 30 km h^{-1}) führen und sich somit wieder aufheben.

8.2 Eingangsgrößen

Zur Berechnung des Emissionsfaktors werden mehrere Parameter benötigt, die in der folgenden Tabelle 9 dargestellt sind.

Tabelle 9: Eingangsparameter für die Berechnung der Emissionsfaktoren

Bezeichnung und Einheit	Wert
gesamte Oberflächenbeladung $L / \text{g m}^{-2}$	338
Schluffanteil $s \leq 75 \mu\text{m}$	0,013
Schluffbeladung $sL \leq 75 \mu\text{m} / \text{g m}^{-2}$	4,394
Masse unbeladener LKW $W_{\text{leer}} / \text{Mg}$	14,38 (15,85 US tons)
Masse beladener LKW $W_{\text{voll}} / \text{Mg}$	31,50 (34,72 US tons)
Fläche mit Testmischung verschmutzt / m^2	12,5
Länge der Teststrecke l / m	2,5
Breite der Teststrecke b / m	5,0
Geschwindigkeit LKW $v / \text{km h}^{-1}$	10 20 30
Erfassungszeit t / s	1 (geringste Auflösung Messgerät)
Erfasstes Volumen über 1 s / L	3.300

Die Oberflächenfeuchte wird mit dem Stand dieser Untersuchungen noch nicht getrennt berücksichtigt, da schon eine geringe Zunahme der Feuchte (Tau, vorangegangener Regen) während der Versuche mit dem Teststaub zu einer Unterdrückung der Staubentstehung führte. Inwiefern dies für unterschiedliche Arten der Straßenverschmutzung gilt, könnte in Laborversuchen geklärt werden.

8.3 Bestimmung des Emissionsfaktors aus den Messdaten

In der folgenden Tabelle 10 sind die Maxima der Partikelanzahlkonzentrationen für beide Fahrzeugmassen und alle drei Fahrgeschwindigkeiten in den jeweiligen Größenkanälen dargestellt.

Tabelle 10: Maxima der Partikelanzahlkonzentrationen

Größe im Kanal $i / \mu\text{m}$	Mittlerer geometrischer Durchmesser $D_{ve,i} / \mu\text{m}$	Mittlere Dichte $\rho / \text{g cm}^{-3}$	Partikelanzahlkonzentration N_i / L^{-1}					
			14.380 kg			31.500 kg		
			10 km h^{-1}	20 km h^{-1}	30 km h^{-1}	10 km h^{-1}	20 km h^{-1}	30 km h^{-1}
> 2...3	2,4	2,57	2990	22366	89878	37682	16552	256976
> 3...4	3,5	2,57	3441	9635	45693	16386	8035	110460
> 4...5	4,472	2,57	1135	4342	24292	8069	3498	53790
> 5...7,5	6,124	2,57	985	3860	21988	5601	2635	38018
> 7,5...10	8,66	2,57	300	900	5342	1050	473	6900
> 10...15	12,247	2,57	250	530	1900	390	262	2550
> 15...20	17,321	2,57	20	110	708	210	132	1370
> 20	22,361	2,57	140	260	1808	365	150	2690

Die Umrechnung der Partikelanzahlkonzentration in die Partikelmassenkonzentration erfolgt nach Formel 4. Die Ergebnisse sind in Mikrogramm pro Liter in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Partikelmassenkonzentration des Emissionsmaximums pro Liter

Größe im Kanal $i / \mu\text{m}$	Partikelmassenkonzentration $dm_i / \mu\text{g L}^{-1}$					
	14.380 kg			31.500 kg		
	10 km h^{-1}	20 km h^{-1}	30 km h^{-1}	10 km h^{-1}	20 km h^{-1}	30 km h^{-1}
> 2...3	0,06	0,44	1,78	0,74	1,91	5,08
> 3...4	0,19	0,54	2,56	0,92	2,39	6,18
> 4...5	0,14	0,52	2,92	0,97	2,46	6,47
> 5...7,5	0,30	1,19	6,80	1,73	4,60	11,75
> 7,5...10	0,26	0,79	4,67	0,92	2,53	6,03
> 10...15	0,62	1,31	4,70	0,96	2,97	6,30
> 15...20	0,14	0,77	4,95	1,47	4,06	9,58
> 20	2,11	3,91	27,21	5,49	16,10	40,47
Gesamt	3,82	9,47	55,58	13,21	37,02	91,87

Durch Multiplikation der Partikelmassenkonzentration mit dem während einer Sekunde abgesaugten Luftvolumen von insgesamt 3.300 L ergibt sich die absolute Partikelmasse in den jeweiligen Größenkanälen. Wird diese Partikelmasse auf den Versuchsabschnitt mit einer Länge von $l = 2,5$ Metern bezogen, kann der Emissionsfaktor $E_{M,i}$ nach Formel 5 berechnet werden.

Formel 5: Berechnung des Emissionsfaktors aus den Messwerten

$$E_{M,i} = \frac{dc_i \cdot \dot{V} \cdot t}{l}$$

Die Ergebnisse der Berechnung der Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen Größenkanäle, Fahrzeugmassen und Fahrgeschwindigkeiten sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 12: Emissionsfaktoren für die einzelnen Größenkanäle

Kurzbezeichnung	Größe im Kanal i / µm	Emissionsfaktor E _{M,i} / g VKT ⁻¹					
		14.380 kg			31.500 kg		
		10 km h ⁻¹	20 km h ⁻¹	30 km h ⁻¹	10 km h ⁻¹	20 km h ⁻¹	30 km h ⁻¹
(A)	> 2...3	0,078	0,584	2,345	0,983	2,524	6,704
(B)	> 3...4	0,254	0,711	3,374	1,210	3,159	8,155
(C)	> 4...5	0,180	0,690	3,859	1,282	3,249	8,545
(D)	> 5...7,5	0,402	1,575	8,970	2,285	6,074	15,510
(E)	> 7,5...10	0,346	1,038	6,162	1,211	3,345	7,960
(F)	> 10...15	0,816	1,729	6,199	1,273	3,915	8,320
(G)	> 15...20	0,185	1,015	6,538	1,938	5,354	12,646
(H)	> 20	2,780	5,164	35,914	7,249	21,250	53,423

Für den Vergleich der aus den eigenen Versuchen gewonnenen Ergebnisse mit den Berechnungen nach AP-42 müssen die Größenkanäle entsprechend summiert werden. Da die Dokumentation zur AP-42 keine eigenen Angaben zur Definition von PM_{2,5}, PM₁₀, PM₁₅ und PM₃₀ enthält (US EPA, 2011b), wird von der auch für Immissionskenngrößen gültigen Definition ausgegangen (US EPA, 1995a). In Tabelle 13 wird die in Anlehnung an die Definition von PM-Werten durchzuführende Aufsummierung der Größenkanäle dargestellt.

Tabelle 13: Zusammensetzung der PM-Werte aus den Größenkanälen

Particulate Matter	Summe aus Größenkanälen i
PM _{2,5}	(A) + (B)
PM ₁₀	(A) + (B) + (C) + (D) + (E) + (F)
PM ₁₅	(A) + (B) + (C) + (D) + (E) + (F) + (G) + (H)
PM ₃₀	nicht aus Versuchen berechenbar
PM ₇₅	nicht aus Versuchen berechenbar

Diese Aufsummierung beinhaltet keine statistische Verteilung der Abscheidewahrscheinlichkeiten, die der ursprünglichen Definition zu Grunde liegen. Die direkte Messung der Konzentrationen von Partikeln aus der Größenklasse PM₃₀ und PM₇₅ ist aus technischen Gründen mit der eingesetzten direkt anzeigenden Messtechnik, die die hier benötigten kurzen Messintervalle erlaubt, nicht möglich. Eine Berechnung aus den Messdaten ist ebenfalls nicht möglich, da die Partikelgrößenverteilung auf Grund der nicht bestimmbar Zerkleinerung des Teststaubes durch die Reifen nicht abgeschätzt werden kann.

Über die Aufsummierung lassen sich die in Tabelle 14 dargestellten Emissionskenngrößen aus den Versuchen für die beiden Fahrzeugmassen und jeweils drei Fahrgeschwindigkeiten ableiten. Diese Emissionsfaktoren stellen nur den aus der Fahrbewegung heraus aufgewirbelten Staub inklusive Abrieb von Reifen und Bremsen dar, jedoch nicht den aus Motoremissionen bedingten Anteil. Dies entspricht auch der Berechnung von Emissionsfaktoren nach Abschnitt 13.2.1 der AP-42 Richtlinie (US EPA, 2011a).

Tabelle 14: Aus den Versuchen abgeleitete Emissionskenngrößen

PM-Fractionen	Emissionsfaktor $E(\text{PM}_x) / \text{g VKT}^{-1}$					
	14.380 kg			31.500 kg		
	10 km h ⁻¹	20 km h ⁻¹	30 km h ⁻¹	10 km h ⁻¹	20 km h ⁻¹	30 km h ⁻¹
E(PM_{2.5})	0,332	1,295	5,719	2,193	5,683	14,860
E(PM₁₀)	2,076	6,327	30,909	8,243	22,267	55,195
E(PM₁₅)	5,041	12,506	73,361	17,431	48,871	121,264

Auch aus dieser Berechnung wird der Zusammenhang zwischen den zu erwartenden Emissionen aus den Staubaufwirbelungen pro gefahrenem Kilometer von den Fahrzeugmassen und den Fahrzeuggeschwindigkeiten deutlich. In Abbildung 9 werden die aus den eigenen Daten berechneten Emissionsfaktoren $E(\text{PM}_x)$ aus Tabelle 14 dargestellt. Die exponentiellen Zusammenhänge zwischen Fahrzeugmasse, Fahrzeuggeschwindigkeit und fraktionsabhängigem Emissionsfaktor sind ebenfalls dargestellt, ohne jedoch mit Maxima (50 km h⁻¹) zu schließen, da diese wegen Einschränkungen der Versuchsstrecke bisher noch nicht ermittelt wurden. Von Fahrgeschwindigkeiten unter 10 km h⁻¹ liegen ebenfalls keine Werte vor, da diese als nicht üblich angenommen wurden. Für die Ableitung eines allgemeingültigen parametrisierten Berechnungsansatzes zur Bestimmung von Emissionsfaktoren fehlt entsprechend eine ausreichende Datengrundlage.

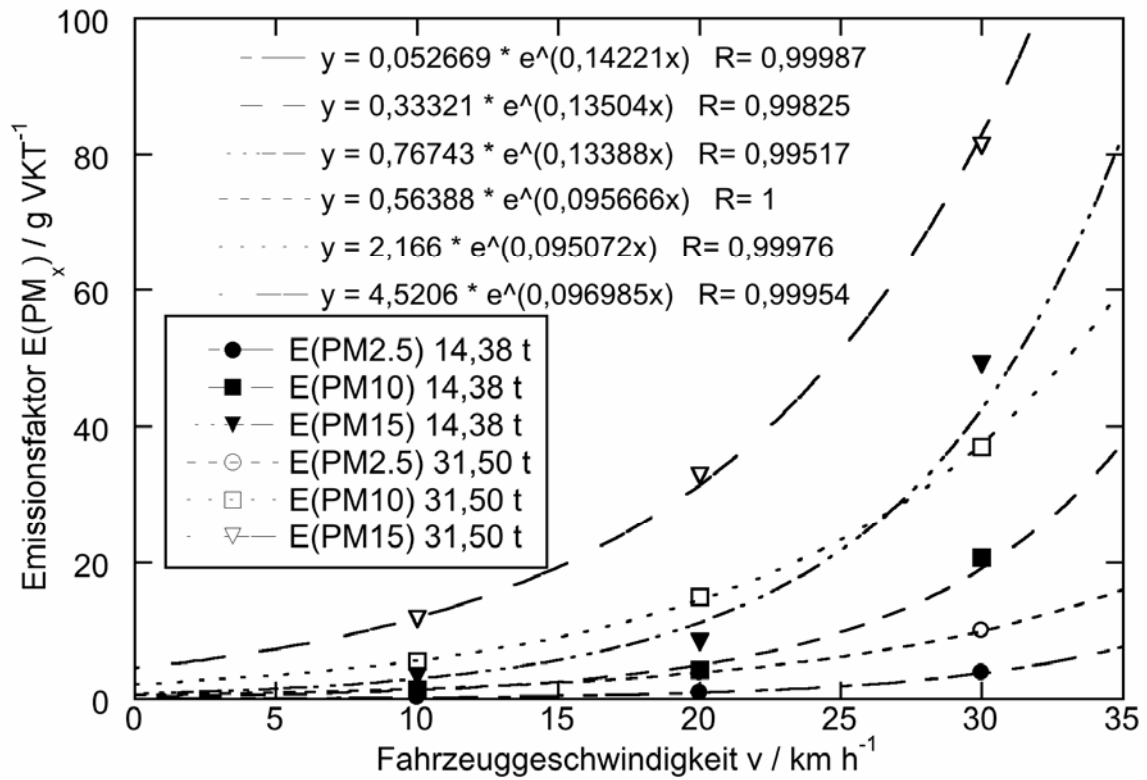


Abbildung 9: Vergleich der Emissionsfaktoren aus den eigenen Messdaten

8.4 Berechnung nach AP-42

Die Berechnung nach Formel 1 aus Abschnitt 13.2.1 der derzeit gültigen AP-42 5th Edition (US EPA, 2011a) ergibt die in Tabelle 15 dargestellten Emissionsfaktoren $E(\text{PM}_x)$ / g VKT⁻¹ für befestigte Fahrwege in industriell geprägten Gebieten getrennt für die Fraktionen PM_{2,5}, PM₁₀, PM₁₅ und PM₃₀. Sie gelten nach AP-42 für den Geschwindigkeitsbereich von 1...88 km h⁻¹. Eine weitere Aufschlüsselung nach Fahrzeuggeschwindigkeiten findet nicht statt. Die in die Berechnung eingehenden Werte sind in Tabelle 9 dargestellt. Anstelle metrischer Tonnen werden – basierend auf Angaben in den Ergänzungen und Ausführungen zur AP-42 Richtlinie (ENVIRONMENTAL, 2006) – US short tons (1 US Tonne = 907,2 kg) verwendet.

Tabelle 15: Ergebnisse der Berechnung des Emissionsfaktors nach AP-42

	AP-42 Stand 2011	
	unbeladen / g VKT ⁻¹	beladen / g VKT ⁻¹
E(PM_{2,5})	9,664	21,504
E(PM₁₀)	39,944	88,882
E(PM₁₅)	49,608	110,386
E(PM₃₀)	208,095	463,047

8.5 Vergleich der Ergebnisse

Zum Vergleich werden die Ergebnisse aus der Bestimmung der Emissionskenngrößen aus den eigenen Versuchsergebnissen den Berechnungen nach der AP-42 Richtlinie Stand 2011 in Tabelle 16 gegenübergestellt. Da die AP-42 einen Fahrzeuggeschwindigkeitsbereich bis 88 km h⁻¹ abdeckt, werden für die folgende Tabelle nur die eigenen Versuche mit Fahrzeuggeschwindigkeiten von 30 km h⁻¹ berücksichtigt.

Tabelle 16: Gegenüberstellung der Ergebnisse nach AP-42 und der eigenen Daten

	unbeladen / g VKT ⁻¹		beladen / g VKT ⁻¹	
	AP-42 (2011)	eigene Daten	AP-42 (2011)	eigene Daten
E(PM_{2,5})	9,664	5,719	21,504	14,860
E(PM₁₀)	39,944	30,909	88,882	55,195
E(PM₁₅)	49,608	73,361	110,386	121,264
E(PM₃₀)	208,095	./.	463,047	./.

Das Ergebnis kann auf Grund der wenigen vorliegenden Messdaten nicht verallgemeinert werden. Die Größenordnung der Ergebnisse nach US EPA AP-42 und der eigenen Messungen ist vergleichbar. Aus dem Vergleich in Tabelle 16 kann vermutet werden, dass eine Berechnung nach AP-42 für die hier durchgeführten Versuche zu einer Überschätzung der Staubemissionen bei PM_{2,5} und PM₁₀ sowie zu einer Unterschätzung bei PM₁₅ führt.

9 Zusammenfassung

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass die hier vorgestellte Methode dazu geeignet ist, Staubemissionen aus Fahrbewegungen gezielt zu bewerten. Der Vorteil gegenüber punktuellen Messungen liegt in der linienförmigen Absaugung, die eine deutlich bessere Erfassung emittierter Stäube erlaubt, als die punktförmige Probenahme. Die vom Versuchsaufbau abhängigen Ergebnisse der hier durchgeführten Untersuchungen können nicht mit denen anderer Messvarianten – bspw. punktuelle Erfassung der Stäube oder Anbringung der Messgeräte auf dem Versuchsfahrzeug – verglichen werden. Für das Erstellen eines Emissionskatasters nach LKW-Typ, Anzahl Achsen, etc. darf entsprechend nur eine Methode als Referenzmethode genutzt werden. Weitere Möglichkeiten des hier vorgestellten Verfahrens wie die Aufzeichnung eines Höhenprofils der Staubausbreitung wurden nicht genutzt. Die aufgebaute Anlage lässt sich einfach an andere Fahrzeuggeometrien anpassen, um beispielsweise einen konstanten Abstand zwischen Absaugung und Fahrzeug zu gewährleisten.

Der Einsatz optischer Partikelzähler erlaubt die direkte Anzeige der Messwerte auch bei geringen Konzentrationen und schnellen Prozessen wie Fahrbewegungen, da die Messintervalle bei einer Sekunde liegen. Die gravimetrischen Referenzverfahren können erst bei höheren Massenkonzentrationen genutzt werden und bieten keine Möglichkeit, schnell veränderliche Staubkonzentrationen abzubilden. Dafür sind die hier genutzten optischen Verfahren der Laserlichtstreuung nicht geeignet, Staubpartikeln mit Durchmessern ab 20 µm Streulichtäquivalenzdurchmesser nachzuweisen. Deshalb kann der gesamte aufwirbelbare Staub (TSP) durch die Messtechnik nicht nachgewiesen werden.

Die künstliche Straßenverschmutzung kann mit einigem Aufwand reproduzierbar ausgebracht werden. Im Rahmen der Versuche wurde der daraus resultierende Fehler durch die Zusammenfassung von Versuchen ohne erneute Belegung des Verkehrsweges minimiert. Zur Verbesserung und Vereinfachung muss jedoch eine andere Zusammensetzung und eine bessere Art der Dosierung und Ausbringung entwickelt und getestet werden.

Die gewonnenen Ergebnisse zeigen deutlich einen Zusammenhang zwischen Staubemissionen, Fahrgeschwindigkeiten und Fahrzeugmassen. Der weitaus größte Einfluss durch die Oberflächenfeuchte (Tau, Regen) lässt sich mit der hier vorgestellten Methode nicht abbilden, da schon eine geringe Zunahme der Bodenfeuchte zu einer gänzlichen Verhinderung von Staubemissionen aus der Aufwirbelung des ausgebrachten Teststaubes mit hygroskopischem Kalksteinanteil (Omyacarb) führt. Generell kann abgeleitet werden, dass eine Befeuchtung der Fahrwege – evtl. in Kombination mit Zusätzen, die eine Verdunstung verzögern – eine wirkungsvolle Maßnahme zur Minderung der Staubemissionen durch Aufwirbelung von verschmutzten Verkehrswegen darstellt. Weitere Einflussfaktoren wie die Anzahl der Achsen bzw. Reifen der Fahrzeuge, die Struktur der Straßenoberfläche oder andere Arten von Straßenverschmutzungen wurden bisher noch nicht untersucht und können entsprechend noch nicht gewichtet werden.

Die aus den eigenen Daten gewonnenen Emissionsfaktoren weichen von den laut US EPA AP-42 Richtlinie 2011 berechneten Werten ab, liegen jedoch in der selben Größenordnung. Die für die aus Fahrbewegungen heraus resultierenden Staubkonzentrationen hauptursächlichen Einflussgrößen werden in der Berechnung nur pauschalisiert berücksichtigt. Dennoch stellt die Anwendung der US EPA AP-42 Richtlinie 2011 den derzeit am Besten geeigneten Ansatz zur pauschalisierten Bestimmung von Emissionsfaktoren für Fahrzeugbewegungen auf nichtöffentlichen, befestigten Verkehrswegen dar. Das hier vorgestellte Verfahren ist dabei eine Möglichkeit zur gezielten Erhebung von Emissionskonzentrationen und der Überprüfung der berechneten Emissionsfaktoren. Um möglichst vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, muss insbesondere die Bestimmung des Schluffanteils an der Straßenverschmutzung vereinheitlicht werden.

Literatur

- ARBEITSKREIS ZUR VDI-RICHTLINIE 2096 „EMISSIONSARME KEHRMASCHINEN“: Thesenpapier Teststaub, nicht veröffentlicht (2011)
- ASTM: Astm Standard C136-06 Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates, ASTM International (2006)
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: DIN 66165 Blatt 1 - Partikelgrößenanalyse; Siebanalyse; Grundlagen, Beuth Verlag GmbH (1987a)
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: DIN 66165 Blatt 2 - Partikelgrößenanalyse; Siebanalyse; Durchführung, Beuth Verlag GmbH (1987b)
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: DIN EN ISO 14688 Teil 1 - Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 1: Benennung und Beschreibung, Beuth Verlag GmbH (2011)
- DÜRING, I. ; NITZSCHE, E. ; MOLDENHAUER, A. ; STOCKHAUSE, M. ; LOHMEYER, A.: *Berechnung der KFZ-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen*, 2004
- ENVIRONMENTAL, C.: WRAP fugitive dust handbook. In: *Prepared for Western Governor'Association, Western Regional Air Partnership. Prepared by Countess Environmental. Midwest Research Institute. November* Bd. 15 (2006)
- EUROPEAN COMMISSION: Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage. Integrated Pollution Prevention and Control. Juli 2006 – Download. URL <http://www.bvt.umweltbundesamt.de/sevilla/kurzue.htm>. - abgerufen am 02. Februar 2012
- KRD L IM VDI UND DIN: VDI 3489 Blatt 3 - Messen von Partikeln - Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen - Optischer Partikelzähler, Beuth Verlag GmbH (2005)
- KÜHN, GERALD: *Experimentelle Untersuchungen zur Entstehung und Ausbreitung von Staubfahnen hinter Kraftfahrzeugen*, Hannover, 2002
- PETERS, THOMAS M. ; OTT, DARRIN ; O'SHAUGHNESSY, PATRICK T.: Comparison of the Grimm 1.108 and 1.109 Portable Aerosol Spectrometer to the TSI 3321 Aerodynamic Particle Sizer for Dry Particles. In: *Annals of Occupational Hygiene* Bd. 50 (2006), Nr. 8, S. 843 –850
- PREGGER, THOMAS ; FRIEDRICH, RAINER: *Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen*. Stuttgart : Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) - Universität Stuttgart, 2003
- REIDER, J. P. ; HARMON, D.: *Size specific particulate emission factors for uncontrolled industrial and rural roads*. Kansas City, Mo. : Midwest Research Institute, 1983
- RICHTLINIE 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über *Luftqualität und saubere Luft für Europa*. ABI EU, 2008, Nr. L 152, S. 1–44

SCHNEIDER, FRIEDHELM: Measuring principle for Grimm Model 1.108/1.109, Firmenschrift Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG (2009)

US EPA: AP-42 fourth edition - Compilation of air pollutant emission factors with sups. A-F (1985)

US EPA: AP-42 Appendix C.2 - Procedures for laboratory analysis of surface/bulk dust loading samples (1995a)

US EPA: AP-42 fifth edition - Compilation of air pollutant emission factors (1995b)

US EPA: AP-42 fifth edition chapter 13.2.1- Compilation of air pollutant emission factors (2011a)

US EPA: Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1 - Paved Roads (2011b)

VENKATRAM, AKULA: A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM10 emissions from paved roads. In: *Atmospheric Environment* Bd. 34 (2000), Nr. 1, S. 1–11

Landesamt für Natur, Umwelt
und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen
Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
poststelle@lanuv.nrw.de

www.lanuv.nrw.de

