

Experimentelle Untersuchungen zur Entstehung und Ausbreitung von Staubfahnen hinter Kraftfahrzeugen

Vom Fachbereich Physik der Universität Hannover

zur Erlangung des Grades

Doktor der Naturwissenschaften

Dr. rer. nat.

genehmigte Dissertation

von

Dipl. -Met. Gerald Kühn
geboren am 14. Juni 1967 in Braunschweig

Dezember 2002

Referent:	Prof. Dr. Thomas Hauf
Korreferent:	Prof. Dr. Dieter Etling
Tag der Promotion:	16. Dezember 2002

Experimentelle Untersuchungen zur Entstehung und Ausbreitung von Staubfahnen hinter Kraftfahrzeugen

Gerald Kühn

Kurzreferat

In der vorliegenden Arbeit wird die Wirkungskette von Staubfahnen auf unbefestigten Straßen (Gravel-Roads) hinter einem Vollheckfahrzeug aufgezeigt. Hierzu gehören: 1.) die Resuspension (Aufwirbelung) des Staubes durch den Reifen und den Unterboden des Fahrzeuges (Quelle), 2.) die Ausbreitung des Staubes und Aufweitung zu einer Staubfahne im turbulenten Nachlauf des Fahrzeuges, 3.) die Konzentrationen und die dazugehörigen Partikelgrößenverteilungen in der anschließenden Staubfahne (Transmission) und 4.) der Impakt in einem in einer Staubfahne fahrenden Fahrzeug, sowie die dadurch bedingten Probleme im/am Fahrzeug (Senke).

Hierzu wurden Experimente auf einer Gravel-Road in einem Wüstengebiet der USA (Phoenix, Arizona) mit einem speziell ausgerüsteten Meßfahrzeug durchgeführt. Zum Meßequipment gehörten neben den in der Automobilindustrie üblichen Datenerfassungssystemen für fahrzeugrelevante Parameter fünf Partikelmeßgeräte. Es handelte sich um virtuelle Impaktoren mit Streulichtmeßgeräten, die zeitliche Konzentrationsverläufe in drei Partikelfraktionen ($d < 4,5 \mu\text{m}$, $d < 10 \mu\text{m}$ und $d < 100 \mu\text{m}$) aufzeichnen konnten.

Die Messungen ergaben Quellstärken von $0,3 \text{ g/m}$ bei 40 km/h bis zu 1 g/m bei 80 km/h . Ein Vergleich dieser Werte mit denen aus anderen Arbeiten gewonnenen Quellstärken ergab eine gute Übereinstimmung. Die erstmalige Bestimmung der Quellstärken mittels eines in einer Staubfahne fahrenden Meßfahrzeuges zeigte große Vorteile hinsichtlich der Genauigkeit und des zeitlichen Aufwandes gegenüber der üblichen Bestimmung durch stationäre Konzentrationsmessungen und anschließender Berechnung der Quellstärken.

Die gemessenen maximalen Konzentrationen in Staubfahnen lagen zwischen $150\text{--}200 \text{ mg/m}^3$ bei 40 km/h und nahmen mit zunehmender Geschwindigkeit exponentiell auf Werte zwischen $800\text{--}1000 \text{ mg/m}^3$ bei 80 km/h zu. Die räumliche Ausdehnung lag zwischen $80\text{--}170 \text{ m}$.

Die resuspendierten Partikel in einer Staubfahne dringen im gesamten Größenbereich in den Motorraum ein und können dort abrasiven Verschleiß an bewegten und unzureichend geschützten Motorbauteilen verursachen. Durch eine Analyse des Bodenmaterials und der Kenntnis der Konzentrationen incl. deren Größenverteilungen wurde ein Staubkomponentenprüfstand entwickelt. Die Verschleißmechanismen, die in Staubschleppenfahrten auftreten, können auf diesem Prüfstand unter konditionierten Bedingungen reproduziert werden. Dadurch ergibt sich ein wesentlich geringerer Entwicklungsaufwand.

Schlagwörter: Staubfahne, Emissionsfaktor, Konzentrationsmessungen

Experimental analysis of development and dispersion of clouds of dust behind motor vehicles

Gerald Kühn

Abstract

In this work the cloud of dust behind a full rear car on unpaved roads will be analyzed. This includes 1.) the resuspension of dust by the wheels and the low pressure-zone underneath the car 2.) the transport of the concentration of dust in the turbulence area of the cartail 3.) the concentration and sizedistribution of the dust (transmission) and 4.) the impact of dust in a car driving in the cloud of dust.

These experiments were made in a desert area of the USA (Phoenix) with a special equipped car. There were three impactors installed in the front of the car and two in the engineroom. For the experiments two-stage virtual impactors with integrated light-scattering photometers were used. Three fractions ($d < 4,5 \mu\text{m}$, $d < 10 \mu\text{m}$ and $d < 100 \mu\text{m}$) were measured time-resolved next to the driving parameters.

The emission-factors of the used car were $0,3 \text{ g/m}$ at a speed of 40 km/h up to 1 g/m at a speed of 80 km/h . A comparison of these data of the experiments with datas of other authors shows a good conformity. The determination of the emission-factor by driving with a car in the cloud of dust shows big advantage compared to the determination with a mast on a fixed place. The major advantage is a much more precise result in a shorter measurment time of the experiments.

The maximum concentration in the cloud of dust was between $150\text{--}200 \text{ mg/m}^3$ at a speed of 40 km/h up until $800\text{--}1000 \text{ mg/m}^3$ at a speed of 80 km/h . The increase was exponential. The length of the cloud of dust in x-axis was between $80\text{--}170 \text{ m}$.

The resuspended particles enter with their whole size-distribution into the engineroom and could disturb rotating components of the motor by abrasion. A new component test-bench was created. The dust used in this test-bench was specially mixed after an analysis of the road material. Now it is possible to fullfil the effect of abrasion created by dust under defined conditions. This means a shorter development process.

keywords: cloud of dust, emission-factor, dust-concentration

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	10
2	Problembeschreibung	13
2.1	Das Fahrzeug als Partikelquelle auf unbefestigten Straßen	13
2.1.1	Meteorologische Einflüsse auf die Ausbildung einer Staubfahne	13
2.1.2	Einfluß fahrzeugspezifischer Parameter auf eine Staubfahne	16
2.1.3	Einfluß der bodenspezifischen Parameter auf die Entstehung einer Staubfahne	17
2.2	Natürliche und anthropogene Partikelquellen und ihr Einfluß auf das Fahrzeug	17
2.2.1	Natürliche Partikelquellen	18
2.2.2	Anthropogene Partikelquellen	23
3	Theoretische Grundlagen	27
3.1	Aerosoldynamik	31
3.1.1	Trockene Deposition von Aerosolpartikeln	33
3.2	Cloud Settling	35
3.3	Emissionsmodelle	37
3.3.1	EPA - Emissionsformel für Fahrzeuge auf unbefestigten Straßen	37
3.3.2	Dispersionsmodelle	38
3.3.3	Methode nach Kahnwald	40
3.3.4	Sedimentationsmodell	41
3.3.5	Bilanzmodell	43
4	Resuspension von Partikeln	45
4.1	Resuspension durch den mittleren Wind	45

4.2	Resuspension durch Fahrzeuge	48
4.2.1	Der Einfluß des rotierenden Reifens auf die Dispergierung	52
4.2.2	Der Einfluß der Karosserieform auf den Fahrzeugnachlauf	53
5	Messungen von Partikelspektren im Fahrbetrieb	57
5.1	Staubsammelgerät	58
5.1.1	Virtueller Impaktor	59
5.1.2	Einwinkelstreulichtgerät	59
5.1.3	Das Staubsammelgerät Respicon	60
5.1.4	Fehlerbetrachtung	62
5.2	Aufzeichnungen der Fahrdaten	63
5.2.1	IAV-Drive-Recorder	63
5.2.2	A/D-Wandler	63
5.2.3	Thermo-Scan	64
5.3	Stationäre Konzentrationsmessungen an einem 5 m hohen Mast	64
6	Experimente	66
6.1	Staubschanversuche	66
6.2	Mastversuche	67
6.3	Vorbeifahrten	68
7	Ergebnisse der Staubmessungen	69
7.1	Konzentrationsmessungen	69
7.1.1	Konzentrationsmessungen im Nahbereich der Dispergierungszone	70
7.1.2	Konzentrationen im turbulenten Nachlauf	71
7.1.3	Konzentrationsmessungen in der Staubfahne	73
7.1.3.1	Variation der Staubkonzentration einer Referenzstrecke	73
7.1.3.2	Räumliche Ausdehnung einer Staubfahne	75
7.1.3.3	Zeitliche Ausdehnung einer Staubfahne	78
7.1.3.4	Einfluß der Geschwindigkeit auf die Konzentration einer Staubfahne	79
7.1.3.5	Vertikales Profil einer Staubfahne	81
7.2	Konzentrationen in der Böenwalze eines Gewitters während der Testperiode	82

7.3	Fahrzeugbelastung durch Staub	85
7.3.1	Staubbelastung durch Fremdfahrzeuge (Staubschleppe)	86
7.3.2	Staubbelastung durch Eigenverschmutzung	88
7.4	Aufbau eines Staubkomponentenprüfstandes	91
8	Bestimmung des Emissionfaktors mittels eines Boxmodells und Vergleich mit Ergebnissen anderer Autoren	95
8.1	Quellstärke eines Vollheckfahrzeuges auf einer Gravel-Road	95
8.2	Arbeiten von Richter, Jockel und Hartje	99
8.3	Arbeiten von Etling und Siano	100
8.4	Arbeiten von Becker und Takle	100
8.5	Arbeiten von Pinnick et al.	101
8.6	Arbeiten von Claiborn et al.	103
8.7	Arbeiten verschiedener Autoren im EPA-Bericht AP42	104
9	Zusammenfassung	109
	Symbolverzeichnis	112
	Lebenslauf	119
	Danksagung	120

Abbildungsverzeichnis

1.1	Staubfahnen hinter Fahrzeugen während der Rallye Paris – Dakar [1].	10
1.2	Schematische Darstellung einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug mit exemplarischen Partikeltrajektorien.	11
2.1	Ausbreitung einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug; <i>oben</i> : Windrichtung und Fahrtrichtung verlaufen parallel; <i>unten</i> : die Windrichtung besitzt einen senkrechten Anteil zur Fahrtrichtung.	14
2.2	Entwicklung einer Staubfahne hinter einem fahrenden Fahrzeug, die durch den mittleren Wind advehiert wird.	15
2.3	Entwicklung einer Staubfahne ohne Verlagerung durch den mittleren Wind.	16
2.4	Dispergierung von Staub durch Baufahrzeuge und schwere LKWs.	17
2.5	Definition Sand [2].	18
2.6	Typische Größenordnungen von Partikeln.	19
2.7	Massenkonzentrationen von Mineralstaub in unterschiedlichen Regionen aus [6].	21
2.8	Massengrößenverteilung von Mineralstaub und Löß innerhalb und außerhalb von Wüstenregionen aus [10].	22
2.9	Urbanes Aerosol, aufgeteilt nach Quellen (Hannover-Vinnhorst (14.9.98 – 13.10.98), nach [15].	24
3.1	Verfolgung eines Partikels im Koordinatensystem Erdoberfläche.	28
3.2	Verfolgung eines Partikels im Koordinatensystem Fahrzeug innerhalb der Staubfahne.	28
3.3	Verfolgung eines Partikels im erdfesten Koordinatensystem bei Windstille (<i>links</i>), Gegenwind (<i>mitte</i>) und bei Rückenwind (<i>rechts</i>).	30
3.4	Sinkgeschwindigkeit von Quarzpartikeln ($\rho = 2820 \text{ kg m}^{-3}$) in Meereshöhe und in 5000 Meter Höhe; <i>links</i> von 1 μm bis 1 cm, <i>rechts</i> von 50 μm bis 200 μm [21].	35
3.5	<i>Links</i> individuelle Bewegung von Partikeln in einer Wolke; <i>rechts</i> Cloud-Settling aus [5].	36

3.6	Sedimentationsmodell für eine Quellhöhe von drei Metern und Partikel mit einer Dichte $\rho_p = 1 \text{ g cm}^{-3}$ aus [37].	42
3.7	Messanordnung der Emissionsmessungen bei Fahrverkehr nach der Bilanzmethode aus [34].	43
4.1	Darstellung der angreifenden Kräfte auf ein einzelnes Sandkorn in einem Gefüge sowie der Stromlinien in Bodennähe nach [41].	46
4.2	Die zum Einsetzen der Resuspension von Partikeln notwendige Schubspannungsgeschwindigkeit als Funktion des Partikeldurchmessers aus [43].	47
4.3	Ausbildung der laminaren Sub Layer a) über kleineren Partikeln, die eine glatte Oberfläche bilden, und b) über größeren Partikeln, die nicht mehr vollständig in der laminaren Sub Layer liegen aus [41].	47
4.4	Kräftegleichgewicht am Reifen während einer beschleunigungsfreien Fahrt.	49
4.5	Kräfte, die auf ein Reifenprofilelement wirken sowie die dadurch bedingte Verformung nach [46].	49
4.6	Reibwert in Abhängigkeit vom Schlupf (<i>links</i>) am Reifenlatsch sowie die daraus resultierenden Gleitzonen (<i>rechts</i>), veranschaulicht durch das Borstenmodell aus [47].	50
4.7	Darstellung des Reifenlatsches anhand des Borstenmodells aus [47].	51
4.8	Eindringen von Partikeln in die Reifenzwischenräume auf unbefestigten Straßen, <i>A</i> mit Reifenschlupf und <i>B</i> ohne aus [48]	52
4.9	Strömungsverlauf und Druckverhältnisse an einem idealisierten Reifen aus [46].	52
4.10	Dispergierungsprozesse am Reifen durch Unterdruck- und Überdruckzonen.	53
4.11	Strömungsmuster in einem Radhaus, <i>oben</i> : Seitenansicht, <i>unten</i> : Sicht von oben aus [50].	54
4.12	Darstellung der beiden Wirbel im Totwasser verschiedener Autoheckformen aus [51].	54
4.13	Vergleich von Staubfahnen hinter einem Vollheckfahrzeug (<i>links</i>) und einem Fließheckfahrzeug (<i>rechts</i>).	55
4.14	Wirbelbildung hinter einem Schrägheck aus [52].	56
5.1	Schematischer Messaufbau für die Versuche im Fahrbetrieb.	57
5.2	Funktionsweise des virtuellen Impaktors [55]	59
5.3	Aufbau eines Einwinkelstreulichtmeßgerätes im Respicon [55].	60
5.4	Schematischer Aufbau des Respicons.	61
5.5	Meßmast.	64
5.6	Schematischer Aufbau des Meßmastes.	65

6.1	Meßaufbau T-4, Staubsammelgeräte in drei unterschiedlichen Höhen auf einem Meßgeräteträger (<i>links</i>); Staubsammelgerät Respicon am Meßgeräteträger mit isokinetischer Ansaugung (<i>rechts</i>).	67
7.1	Strömungsmuster einer Staubfahne; <i>oben links</i> : Unterboden, insbesondere Hinterreifen; <i>oben rechts</i> : vor und hinter einem Fahrzeug; <i>unten</i> : Instabilitäten in einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug.	70
7.2	<i>Links</i> : mittlere Konzentrationen ($d < 100 \mu\text{m}$) 1 m hinter dem Fahrzeug in Abhängigkeit von der Fahrgeschwindigkeit; <i>rechts</i> : Anordnung der Partikelmeßgeräte aus Abb. 7.2 [45].	71
7.3	<i>Oben</i> : Zeitlicher Verlauf der Partikelkonzentrationen beim Anfahren mit maximalem Schlupf; <i>unten</i> : dazugehörige Geschwindigkeiten und Pedalwege [45].	72
7.4	<i>oben</i> : Zeitlicher Verlauf der Partikelkonzentrationen beim Anfahren mit minimalem Schlupf; <i>unten</i> : dazugehörige Geschwindigkeiten und Pedalwege [45].	73
7.5	Strömung hinter einem Vollheckfahrzeug [51] mit eingezeichneten Meßstellen.	74
7.6	<i>Links</i> : gemittelte Partikelkonzentrationen ($d < 100 \mu\text{m}$) bei 80 km/h 0,1 m und 1,0 m hinter dem Fahrzeugheck in verschiedenen Höhen; <i>rechts</i> : Anordnung der Partikelmeßgeräte aus Abb. 7.6.	74
7.7	Zeitliche Konzentrationsverläufe am 30.06.00 (<i>oben</i>) und am 01.07.00 (<i>unten</i>), dargestellt sind das gleitende Mittel der Konzentration (rote Linie), die Momentankonzentration (graue Linie) und die Geschwindigkeit (grüne Linie).	76
7.8	Zeitliche Konzentrationsverläufe am 04.07.00 (<i>oben</i>) und am 06.07.00 (<i>unten</i>), dargestellt sind das gleitende Mittel der Konzentration (rote Linie), die Momentankonzentration (graue Linie) und die Geschwindigkeit (grüne Linie).	77
7.9	Anzahlgrößenverteilung an verschiedenen Tagen auf einer Referenzstrecke, bei $v = 80 \text{ km/h}$ und einem Abstand von ca. 10–15 m.	78
7.10	Ausdehnung einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit auf einer Gravel-Road.	79
7.11	Zeitliche Dedektion einer Staubfahne an einem festen Ort neben der Fahrbahn in Abhängigkeit von der Vorbeifahrtgeschwindigkeit.	80
7.12	Gemittelte Konzentrationen ($d < 10 \mu\text{m}$) 20 m hinter einem Fahrzeug in Abhängigkeit von der Fahrgeschwindigkeit.	81
7.13	Konzentrationen in 60 cm Masthöhe in Abhängigkeit von der Vorbeifahrtgeschwindigkeit und der Entfernung vom Fahrbahnrand; <i>oben</i> Maximalkonzentrationen, <i>unten</i> mittlere Konzentrationen.	82
7.14	Konzentration in Abhängigkeit der Geschwindigkeit des vorbeifahrenden Fahrzeuges (Quellfahrzeug).	83
7.15	Konzentration in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit des Meßfahrzeuges (Senkenfahrzeug) bei konstanter Fahrgeschwindigkeit des Quellfahrzeuges.	83

7.16	Zeitlicher Konzentrationsverlauf am Meßmast neben der Fahrbahn in 9 m und in 16,5 m Entfernung bei einer Vorbeifahrtgeschwindigkeit von 100 km/h.	84
7.17	Durchgang einer Gewitterfront; <i>oben</i> : zeitlicher Verlauf der Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Lufttemperatur und der relativen Feuchte, <i>unten</i> : zeitlicher Verlauf der Konzentration für den grau unterlegten Bereich (Meßhöhe: 1,0 m).	85
7.18	Zeitlicher Verlauf der Konzentration vor dem Kühler, im Motorraum und in einem Motorbauteil; <i>oben</i> : Partikel kleiner 10 μm , <i>unten</i> : Partikel kleiner 100 μm	86
7.19	Motorumströmung im Meßfahrzeug.	87
7.20	Abscheideeffizienz eines Oberflächenfilters [5].	88
7.21	Reinluftseite hinter dem Innenraumfilter.	89
7.22	Reinluftseite hinter dem Motorluftfilter.	89
7.23	Zeitlicher Konzentrationsverlauf, <i>oben</i> in einem Fahrzeug bei geöffnetem Seitenfenster, <i>unten</i> im Laderaum eines Kleintransporters.	91
7.24	<i>Links</i> : Staubkomponentenprüfstand; <i>rechts</i> : Dispergiereinheit des Aerosolgenerators.	92
7.25	Zeitlicher Verlauf der Konzentration in der Staubbox.	93
7.26	Schematische Darstellung des Motorbauteils, <i>links</i> Frontalansicht, <i>rechts</i> Seitenansicht mit Partikeleintrittsbahnen.	93
7.27	Verschleiß eines Zahnrades auf dem Komponentenprüfstand.	94
7.28	Verschleiß eines Zahnrades in einem Gabelstapler.	94
8.1	Schematische Skizze des Boxmodells.	96
8.2	Skizze zur Bestimmung der Quellstärke.	97
8.3	Aufteilung der gedachten durchströmten Fläche mit Längenangaben.	97
8.4	Emissionsfaktoren eines Vollheckfahrzeuges auf einer Gravel-Road in der Wüste von Arizona.	98
8.5	Anzahlgrößenverteilung in Staubfahnen hinter Fahrzeugen und durch Wind erzeugte Partikelaufrirbelung und in einem Sandsturm (gemessen von Patterson und Gillette) aus [66].	102
8.6	Vergleich der aus den Experimenten ermittelten <i>E</i> -Faktoren mit den aus der EPA-Formel berechneten.	106
8.7	Aus Messungen ermittelte PM ₁₀ -Emissionsfaktoren auf Gravel-Roads in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit.	106
8.8	PM ₁₀ -Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und des Schluffgehalts auf verschiedenen Gravel-Roads in Arizona.	107

8.9	Partikelgrößenverteilung des Fahrbahnmaterials (Phoenix, Arizona) aus Laserbeugung und Siebung zusammengefügt.	108
-----	--	-----

Tabellenverzeichnis

2.1	Natürliche und anthropogene primäre Aerosolquellen nach [3], [4] und [5]. . .	20
3.1	Multiplikationsfaktor k aus Gleichung 3.26 für verschiedene Stoke's Partikel- durchmesser aus [29].	38
3.2	Parameter des Ausbreitungsmodells nach Axetell [35] für bodennahe Quellen.	40
6.1	Kombinationen der Geschwindigkeiten bei den Begegnungsversuchen.	68
7.1	Mittlere Konzentrationen hinter einem Fahrzeug auf einer Referenzstrecke und meteorologische Parameter während der Experimente.	75
7.2	Mittlere Konzentrationen aus Abbildung 7.18.	87
7.3	Mittlere Konzentrationen in einem Laderaum, einem Fahrzeuginnenraum und in Stoßstangenhöhe hinter dem Fahrzeug.	90
8.1	Emissionsfaktoren auf einer Referenzstrecke.	99
8.2	Emissionsfaktoren für Fahrverkehr auf einer Schlackenhalde, entnommen aus [33]	99
8.3	Emissionsfaktoren aus verschiedenen Untersuchungen, aus [29].	105

Kapitel 1

Einleitung

Ein allseits bekanntes Phänomen ist die Staubaufwirbelung von Fahrzeugen auf unbefestigten Straßen (s. Abb. 1.1). Neben den entstehenden Verbrennungsprodukten stellt der aufgewirbelte Staub eine weitere Belastungskomponente des Fahrzeuges für die Umwelt dar. Hierzu wurden zahlreiche Untersuchungen zur Schadstoffbelastung durch Autoabgase und durch fahrzeugbedingte Aufwirbelung von Straßenstaub von Umweltbehörden und Wissenschaftlern in den letzten Jahren durchgeführt. Die Auswirkung des von Fahrzeugen aufgewirbelten Straßenstaubs auf nachfolgende Fahrzeuge selbst, ist bisher nur unzureichend untersucht worden und ist Gegenstand dieser Arbeit.

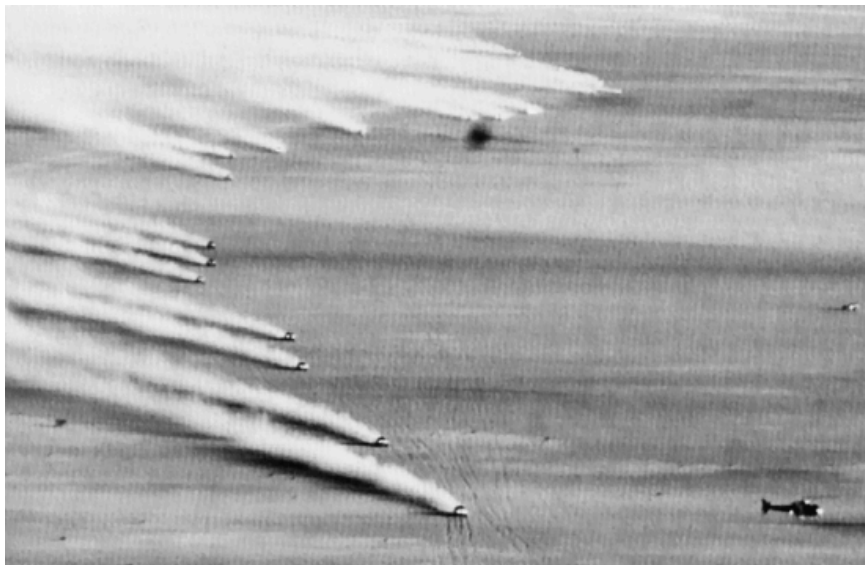


Abbildung 1.1: Staubfahnen hinter Fahrzeugen während der Rallye Paris – Dakar [1].

Beweggrund für die vorliegende Arbeit war der in Ländern mit einem hohen Anteil an unbefestigten Straßen beobachtete erhöhte Verschleiß von Motorbauteilen. Als Hauptverursacher des zusätzlichen Verschleißes stellte sich neben der erhöhten Hintergrundbelastung in staubreichen Ländern und singulären Ereignissen wie Sandstürmen, der Automobilverkehr selbst heraus. Durch die rotierenden Reifen des Fahrzeuges während der Fahrt wird auf unbefestigten Straßen loses Partikelmaterial von der Straße in die Atmosphäre aufgewirbelt;

man spricht in diesem Zusammenhang auch von Resuspension. Ein Großteil des aufgewirbelten Partikelmaterials trifft nach kurzer Zeit wieder auf die Fahrbahn auf und kann erneut Partikel resuspendieren. Dieser Vorgang ist schematisch in Abbildung 1.2 zu sehen. Kleine Partikel mit einem Durchmesser kleiner $100\ \mu\text{m}$ haben hingegen eine wesentlich längere Verweilzeit in der Atmosphäre. Typische Partikeltrajektorien sind ebenfalls in Abbildung 1.2 dargestellt. Ein Teil der Partikel kann in den durch die Umströmung des Fahrzeuges entstehenden Nachlaufwirbeln über längere Zeit „gefangen“ werden, ehe sie entweder am Fahrzeugheck abgeschieden oder durch weitere Luftströmungen erfaßt werden und so den Fahrzeugnahbereich verlassen. Weiterhin können sehr kleine Partikel durch vertikale Luftbewegungen in Höhen von über sechstausend Meter transportiert und mit der großräumigen Zirkulation verfrachtet werden. Der Großteil der Partikel diffundiert zunächst hinter dem Fahrzeug in vertikaler und horizontaler Richtung und sedimentiert nach einiger Zeit aus. Die Vielzahl der resuspendierten Partikel bildet eine für einen Beobachter gut sichtbare Staubfahne, die hinter dem Fahrzeug entsteht.

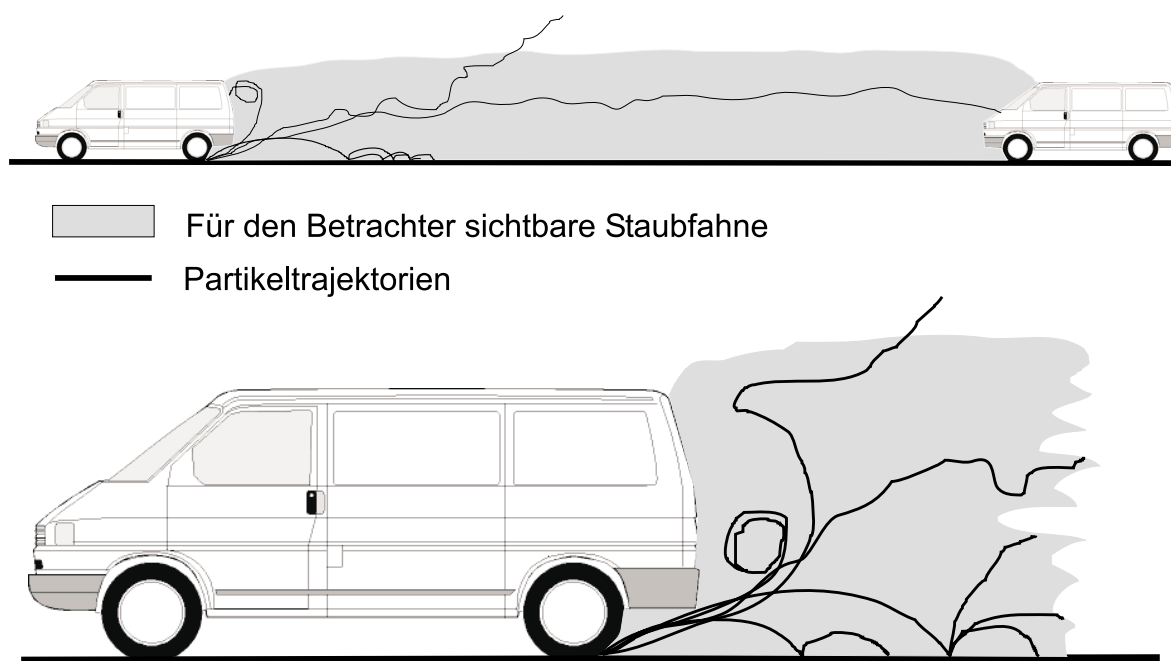


Abbildung 1.2: Schematische Darstellung einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug mit exemplarischen Partikeltrajektorien.

Durch das Vorbeifahren und das Fahren hinter Fahrzeugen auf unbefestigten Straßen gelangt ein Teil des aufgewirbelten Staubes in den Motorraum und verursacht so einen Zusatzverschleiß. Gegenstand der bisherigen Forschung war die Verschmutzung der Umwelt durch den von Fahrzeugen aufgewirbelten Staub. Im Vordergrund stand hierbei die Ermittlung von Emissionsfaktoren, die die Voraussetzungen für Modellrechnungen darstellt. Für den Fahrzeugentwickler ist jedoch die Interaktion des aufgewirbelten Staubes auf ein Automobil von primärem Interesse. Hierzu werden verschleiß- und funktionsrelevante Stauberprobungen durchgeführt. In sogenannten Staubschleppentests, bei denen ein vorwegfahrendes Fahrzeug als Staubgenerator fungiert, wird der Zusatzverschleiß beurteilt. Zu den bei diesen Tests auftretenden Staubkonzentrationen und den Partikelgrößenverteilungen gibt es bisher keine tiefergehenden Untersuchungen. In dieser Arbeit soll die Problematik aus atmosphärenphy-

sikalischer Sicht analysiert werden. Zu der Analyse gehört die Stauberzeugung durch das emittierende Fahrzeug, die Ausbreitung in der bodennahen Atmosphäre und das Einwirken auf das belastete Fahrzeug.

Hierzu wurde erstmals ein Fahrzeug mit spezieller Partikelmess-technik ausgestattet, welches online Konzentrationen und Partikelspektren im Fahrbetrieb zeitlich aufgelöst messen konnte. Die mobile Mess-technik mit auf einem Nachfolgefahrgeweh montierter Sensorik stellt eine der Problemstellung angepaßte Lagrangesche Betrachtungsweise in einem mit dem Fahrzeug bewegten Koordinatensystem dar. Für Umweltverträglichkeitsstudien wird hingegen durch die Verwendung von festen Meßeinrichtungen ausschließlich die Eulersche Betrachtungsweise benutzt, bei der die zeitliche Konzentrationsveränderung an einem festen Ort ermittelt wird.

In dieser Arbeit erfolgt in Kapitel 2 die Problembeschreibung, die sich mit der Staubquelle „Fahrzeug“ und Staubquellen beschäftigt, die zu einem erhöhten Verschleiß am Fahrzeug führen können. Im weiteren Verlauf werden die theoretischen Grundlagen der Aerosolphysik skizziert und vorhandene Emissionsmodelle vorgestellt (Kapitel 3) sowie die Resuspension von Partikeln diskutiert (Kapitel 4). In Kapitel 5 und 6 wird der Meßaufbau sowie die Versuchsdurchführung beschrieben. Anschließend werden die durchgeführten Experimente beschrieben (Kapitel 6), bevor in Kapitel 7 die Ergebnisse vorgestellt werden. In Kapitel 8 werden die Ergebnisse mit denen der in Kapitel 3 vorgestellten Emissionsmodelle anderer Autoren verglichen. Eine Zusammenfassung mit Ausblick wird in Kapitel 9 gegeben.

Kapitel 2

Problembeschreibung

2.1 Das Fahrzeug als Partikelquelle auf unbefestigten Straßen

Das Phänomen Staubfahne hinter Fahrzeugen unterliegt einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität in der Ausdehnung und in der Zusammensetzung. Die Resuspension durch Fahrzeuge wird von meteorologischen, fahrzeug- und fahrbahnspezifischen Parametern beeinflusst, die nachfolgenden einzeln erläutert werden sollen.

2.1.1 Meteorologische Einflüsse auf die Ausbildung einer Staubfahne

Die wichtigsten meteorologischen Parameter, die einen Einfluß auf eine Staubfahne haben, sind Niederschläge und die relative Luftfeuchtigkeit gefolgt von der Windgeschwindigkeit und von der Temperatur und hier insbesondere vom vertikalen Temperaturgradienten. Kaum Einfluß hat der Luftdruck.

Der Niederschlag hat den Effekt, daß resuspendierte Partikel schnell aus der Atmosphäre ausgewaschen werden. Zudem sorgt der Niederschlag ebenso wie die relative Luftfeuchtigkeit, durch Benetzung der Oberfläche dafür, daß sich die Adhäsions- und Kohäsionskräfte zwischen den Partikeln erhöhen. Dies bedeutet, daß eine höhere Kraft erforderlich ist, um sie aus dem Partikelverband herauszureißen und zu resuspendieren. Durch Feuchtigkeit an der Oberfläche der Partikel ändert sich auch deren Gewicht, was sich einerseits auf die Dispergierbarkeit (Aufwirbelung) und andererseits auch auf die Sedimentationsgeschwindigkeit auswirkt, die mit größer werdendem Durchmesser größer wird. In Kapitel 7.2 wird dieses Phänomen anhand von Konzentrationsmessungen auf einer Referenzstrecke eingehender behandelt.

Durch den mittleren Wind in Bodennähe wird der resuspendierte Staub advektiv transportiert. Besitzt die Windrichtung einen zur Fahrzeuggeschwindigkeit senkrecht wirkenden Anteil (Seitenwind) wird die Staubfahne von der Fahrbahn wegadvehiert. Es bildet sich ein Winkel α zwischen der Staubfahnenhauptachse und der Fahrtrichtung (s. Abb. 2.1 unten). Je größer der senkrechte Anteil der mittleren Windgeschwindigkeit bezogen auf die

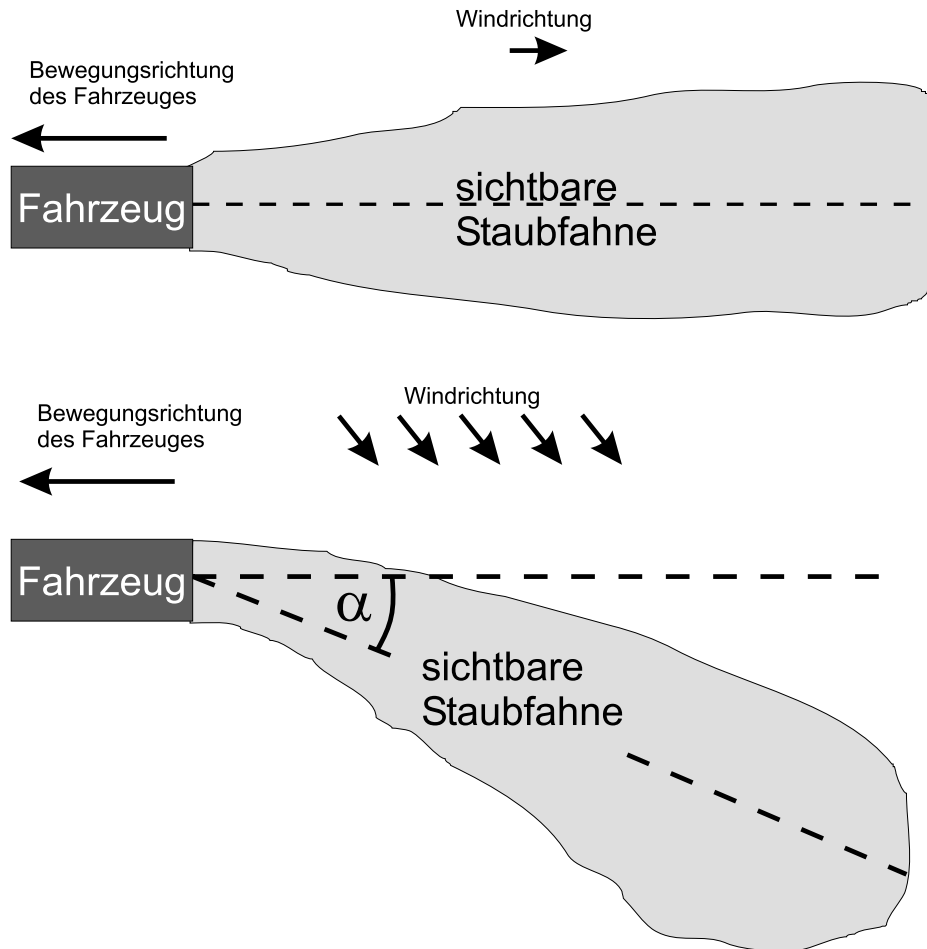


Abbildung 2.1: Ausbreitung einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug; *oben*: Windrichtung und Fahrtrichtung verlaufen parallel; *unten*: die Windrichtung besitzt einen senkrechten Anteil zur Fahrtrichtung.

Fahrtrichtung ist, desto größer wird der Winkel. Ein solches Beispiel ist in Abbildung 1.1 zu sehen. Weht der Wind parallel zur Fahrtrichtung in gleicher oder entgegengesetzter Richtung (Rückenwind oder Gegenwind), führt dies zu einer kleineren bzw. größeren räumlichen Ausdehnung der Staubfahne als dies bei Windstille der Fall wäre. Die Staubfahne bildet sich in diesen Fällen entlang der Fahrtrichtung aus, der Winkel α beträgt dann 0 Grad (s. Abb. 2.1 *oben*).

In Abbildung 2.2 sind vier zeitliche Stadien einer Staubfahne dargestellt. Zu sehen ist, wie durch den mittleren Wind quer zur Fahrbahn die Staubfahne mittransportiert wird. Bei Zunahme des mittleren Windes ändert sich auch das vertikale Windprofil in Bodennähe, so daß, wie ebenfalls in diesem Bild zu sehen ist, die turbulente Diffusion in vertikaler Richtung zunimmt. Zudem kommt es zu einer stärkeren turbulenten Vermischung der Staubfahne in Bodennähe. Ein Beispiel ohne Überlagerung durch den mittleren Wind ist in Abbildung 2.3 zu sehen. Hier findet lediglich eine Aufweitung der Staubfahne durch fahrzeugbedingte Turbulenz im Nachlauf sowie eine Diffusion in vertikaler und horizontaler Richtung statt. Dadurch breitet sich die Staubfahne räumlich nicht so stark aus wie im ersten Beispiel. Beide Sequenzen sind am gleichen Tag in einem Abstand von wenigen Minuten aufgenom-

men worden. Man erkennt deutlich, daß Staubfahnen hinter Fahrzeugen starken Variationen unterliegen, die bei den später diskutierten Konzentrationen in einer Staubfahne zu großen Unsicherheiten führen.



Zeitpunkt 1



Zeitpunkt 2



Zeitpunkt 3



Zeitpunkt 4

Abbildung 2.2: Entwicklung einer Staubfahne hinter einem fahrenden Fahrzeug, die durch den mittleren Wind advehiert wird.

Einen erheblichen Einfluß hat der Bewuchs der Umgebung. Eine große Rauigkeit, beschrieben durch die Rauigkeitslänge z_0 , bewirkt eine Erhöhung der Turbulenz in Bodennähe und führt zu einer geringeren Windgeschwindigkeit in Bodennähe, hingegen bewirkt eine kleine Rauigkeitslänge z_0 weniger Turbulenzen und dadurch eine erhöhte Windgeschwindigkeit in Bodennähe. Für eine Ausbreitung bedeutet dies, daß bei kleinem z_0 die resuspendierten Partikel durch die höhere Windgeschwindigkeit einer stärkeren Verfrachtung ausgesetzt werden als dies bei einer hohen Rauigkeitslänge der Fall ist.

Die Wolkenbedeckung besitzt einen Einfluß auf konvektive Prozesse und somit auf die Entstehung von bodennaher Turbulenz. Bei bedecktem Himmel, vor allem in Wüstenregionen, wird die durch Einstrahlung induzierte Turbulenz minimiert. Dies bewirkt in den meisten Fällen, daß die Staubfahne weniger stark durch Turbulenzelemente aufgeweitet wird; die



Abbildung 2.3: Entwicklung einer Staubfahne ohne Verlagerung durch den mittleren Wind.

Staubfahne hat eine längere Verweilzeit in der Atmosphäre. Dieses Phänomen ist auch in den Abendstunden und Morgenstunden sowie in den Nachtstunden eines Strahlungstages zu beobachten. Die Konvektion in Bodennähe wird durch die eingestrahelte Energie gesteuert. Ausdruck für die Stabilität der Atmosphäre und somit auch für mögliche konvektive Vorgänge ist der vertikale Temperaturgradient.

2.1.2 Einfluß fahrzeugspezifischer Parameter auf eine Staubfahne

Die wichtigsten fahrzeugspezifischen Parameter, die die räumliche und zeitliche Ausdehnung und Zusammensetzung einer Staubfahne beeinflussen, sind die Geschwindigkeit, das Gewicht und die aerodynamische Formgebung des Fahrzeuges. In dieser Arbeit wird das Hauptaugenmerk auf die geschwindigkeitsabhängige Resuspension von Partikeln hinter einem Fahrzeug und die damit verbundene räumliche und zeitliche Ausdehnung der Staubfahne und ihre Partikelgrößenverteilung gelegt. Hierzu wurde nur ein Fahrzeugtyp verwendet. Die detaillierten Untersuchungen werden in Kapitel 7 dargestellt. Aus relativ einfachen Überlegungen läßt sich ableiten, daß die Geschwindigkeit einen erheblichen Einfluß auf die resuspendierten Partikel haben muß. Die Reifen und die Unterdruckzonen unter dem Fahrzeug sind hauptverantwortlich für eine Dispergierung von Staubpartikeln. Eine höhere Geschwindigkeit führt zu einer höheren Radumlaufgeschwindigkeit; somit steht wesentlich mehr kinetische Energie für eine Resuspension zur Verfügung. Das Fahrzeuggewicht ist als weiterer wichtiger Einflußfaktor zu nennen. Durch ein erhöhtes Fahrzeuggewicht wird der Anpreßdruck der Reifen auf die Fahrbahn erhöht, so daß die Reifen tiefer in den Untergrund eindringen können und damit mehr Partikelmaterial durch die Reifen dispergiert werden kann. Schwere LKWs und Baumaschinen können bis zu 10fach höhere Mengen an Staub resuspendieren als PKWs. Beispiele für die Staubaufwirbelung eines Baufahrzeuges und eines LKWs bei niedrigen Geschwindigkeiten (kleiner 10 km/h) sind in Abbildung 2.4 dargestellt.

Die Aufweitung einer Staubfahne wird auch von der aerodynamischen Gestalt des Fahrzeuges mitbestimmt. Hinter umströmten Körpern kommt es zur Ausbildung von Wirbeln und in einigen Fällen auch zu periodischen Wirbelablösungen. Diese Wirbel haben einen entscheidenden Einfluß auf die Aufweitung des durch den Unterboden und durch die Reifen dispergierten Materials. Genauere Ausführungen hierzu sind in Kapitel 4.2.2 zu finden.



Abbildung 2.4: Dispergierung von Staub durch Baufahrzeuge und schwere LKWs.

2.1.3 Einfluß der bodenspezifischen Parameter auf die Entstehung einer Staubfahne

Die resuspendierten Partikel entstammen der Fahrbahnoberfläche. Die Partikelgrößenverteilung in der Staubfahne ist von dem Partikelmaterial, welches durch die Reifen und durch Unterdruckzonen am Fahrzeug resuspendiert wird, abhängig. Die Größenverteilung des Bodenmaterials ist jedoch nicht allein ausschlaggebend für die zu erwartende Resuspension. Hier sind es vor allem die Partikel kleiner $100\ \mu\text{m}$, die – einmal resuspendiert – aufgrund ihrer geringen Sedimentationsgeschwindigkeit eine lange Verweilzeit in der Atmosphäre besitzen. Größere Partikel folgen nach der Aufwirbelung durch die Reifen parabelförmigen Flugbahnen (s. Abb. 1.2); ihre Verweilzeit ist sehr kurz. Die Schüttdichte des Materials ist ein entscheidendes Kriterium für die Menge an aufgewirbelten Staub. Bei einer hohen Schüttdichte (hohe Verdichtung) wird mehr Energie benötigt, um Partikel aus ihrem Verband zu lösen, als bei loser Schüttung. Bei einer hohen Verdichtung kommt es auch vermehrt zu einer Agglomeratbildung (Anlagerungen), so daß auch hier mit einer geringeren Konzentration zu rechnen ist. Für das anschließende Verschleißverhalten nach dem Impakt am oder im Fahrzeug ist die Zusammensetzung – insbesondere die Form und die Härte des Materials – entscheidend. Quarzsand beispielsweise ist ein sehr hartes Material mit scharfen Kanten, das wesentlich abrasiver wirksam sein kann als z.B. Silizium. Der Bodenfeuchtegehalt, der in engem Zusammenhang mit der relativen Feuchtigkeit und dem Niederschlag steht, führt zu erhöhten kohäsiven und adhäsiven Kräften unter den Partikeln und führt, wie schon weiter oben erwähnt, zu einer geringeren Dispergierung durch den Fahrzeugverkehr. Wässern oder auch Besprühen der Fahrbahn mit chemischen Zusätzen ist ein vielseitig eingesetztes Mittel, um auf unbefestigten Straßen die Staubeinstaubung durch den Fahrzeugverkehr zu minimieren. Auch hierbei macht man sich die Erhöhung der adhäsiven und kohäsiven Kräfte zu nutze. Jedoch ist eine regelmäßige Anwendung erforderlich, die teilweise mit hohen finanziellen Mitteln verknüpft ist.

2.2 Natürliche und anthropogene Partikelquellen und ihr Einfluß auf das Fahrzeug

Neben den Partikeln, die durch fahrende Fahrzeuge resuspendiert werden, gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Partikelquellen, die zum atmosphärischen Staub- und Aerosolgehalt beitragen und damit mehr oder minder auch zu einer Verschmutzung oder Funktionsbeein-

trächtigung von Fahrzeugen führen kann. Im folgenden sollen Sie kurz vorgestellt und ihr Einfluß auf den Automobilverkehr dargestellt werden. Eine grobe Einteilung in Staub, Sand und Schotter ist in Abbildung 2.5 zu sehen.

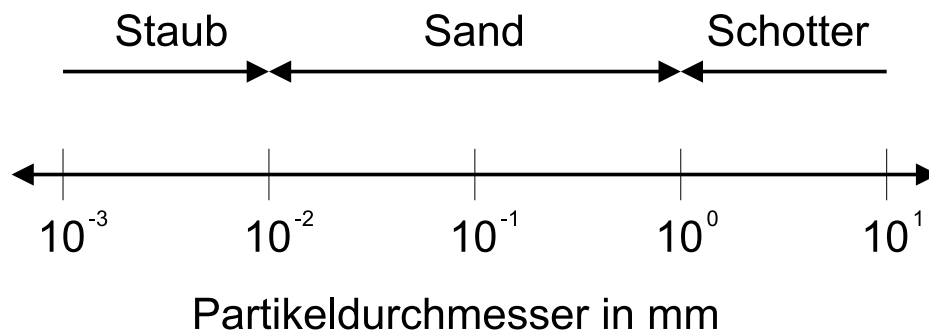


Abbildung 2.5: Definition Sand [2].

Der Schotter ist hauptsächlich für grobe Beschädigungen der Karosserie (Lackschäden) und der Windschutzscheibe verantwortlich, ein Eindringen in sensiblere Bereiche ist aufgrund der Größe sowie vorhandener Schutzmaßnahmen eher unwahrscheinlich. Zudem gelangen diese Partikel nur durch hohen Energieaufwand in die Atmosphäre, die Verweilzeit beträgt lediglich einige Sekunden.

Für Luftfiltertests und Dichtigkeitsprüfungen sind Partikel kleiner als $10\ \mu\text{m}$, die nach Abbildung 2.5 dem Staub zuzuordnen sind, am relevantesten. Für den abrasiven Verschleiß an bewegten Bauteilen, insbesondere im Motorraum, ist der gesamte Bereich des Staubes und des Sandes verantwortlich, also der Bereich von wenigen μm bis hin zu einigen hundert μm . Typische Größen verschiedener in der Atmosphäre vorkommender Partikel sind in Abbildung 2.6 dargestellt. Hauptverantwortlich für einen abrasiven Zusatzverschleiß sind: Straßenstaubpartikel, die in der Größenordnung von $1\ \mu\text{m}$ bis $100\ \mu\text{m}$ liegen, Industriestaub, der ein wesentlich breiteres Partikelspektrum ($1\ \text{nm}$ bis $100\ \mu\text{m}$) umfaßt und feiner Sand mit Partikeln größer als $10\ \mu\text{m}$.

Eine Übersicht über den Eintrag von primären Aerosolen in die Troposphäre, aufgeschlüsselt nach Quellen, ist bei Andreae 1995 [3] sowie Cooke und Willson 1996 [4] gegeben (siehe Tabelle 2.1). Unter den Primärpartikeln nehmen die Seesalzaerosole und der Mineralstaub den größten Anteil ein. Die Spannweite des jährlich resuspendierten Mineralaerosols beträgt $1,0 - 3,0\ \text{Gt/a}$, die des Meersalzaerosols variiert sogar von $1,0 - 10,0\ \text{Gt/a}$.

2.2.1 Natürliche Partikelquellen

Natürliche Partikelquellen lassen sich in Mineralstaubquellen, Seesalzaerosole, biologische Quellen, Vulkanausbrüche und natürliche Waldbrände einteilen. Tabelle 2.1 zeigt eine Aufstellung der Partikelmengen, die jährlich in die Atmosphäre emittiert werden, und deren mittlere Verweilzeit in Tagen.

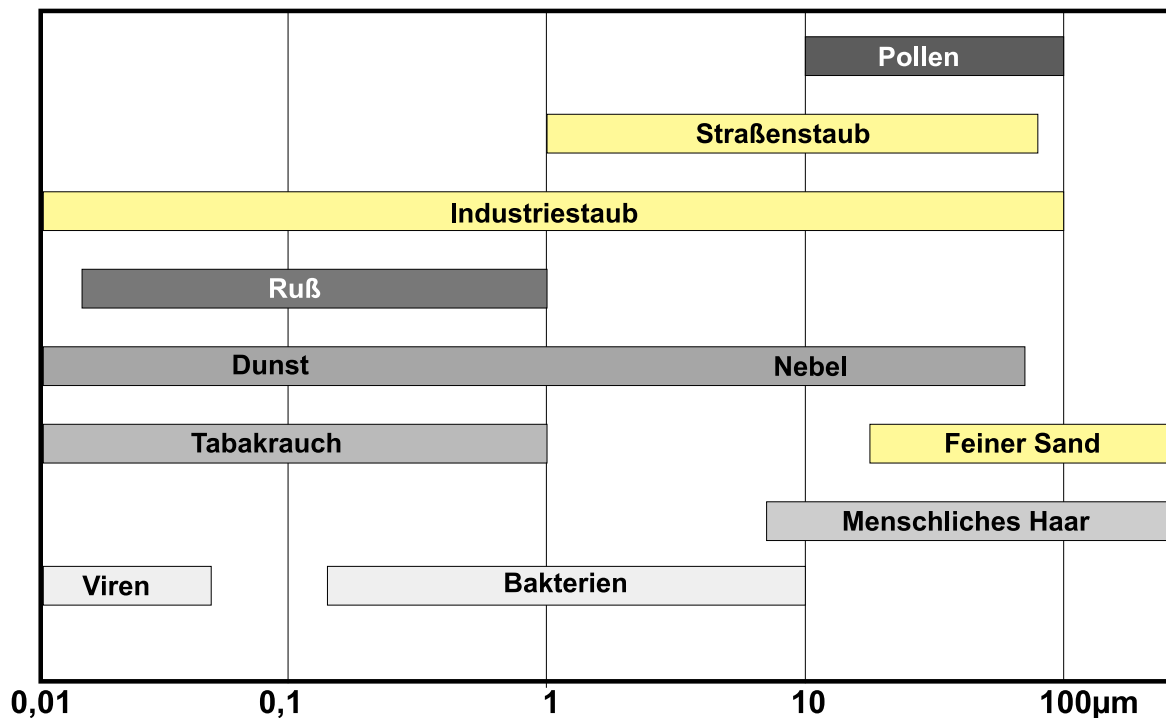


Abbildung 2.6: Typische Größenordnungen von Partikeln.

Mineralstaub

Als natürliche Mineralstaub-Produzenten kommen grundsätzlich alle Wüstengebiete in ariden und semiariden Gebieten in Frage; diese haben einen Anteil von 30 % an der globalen Landfläche. Nach Schütz [6] ist nicht nur die Flächenausdehnung der Wüsten entscheidend für die Erzeugung von Mineralstaubaerosolen, sondern auch die Anbindung der meisten Wüsten an großräumige Zirkulationssysteme der Subtropen. Die Anteile anderer natürlicher Quellen, z.B. Vulkanausbrüche sowie die anthropogenen Quellen, nehmen nur einen verschwindend geringen Prozentsatz ein. Nach Schütz [6] beträgt der Anteil der Vulkanausbrüche unter 1%.

Wind transportiert große Mengen an Mineralstaubpartikeln bis in Größenordnungen von einigen 100 µm Durchmesser vom Boden in die Atmosphäre. Erst eine kritische Windgeschwindigkeit löst einzelne Partikel aus ihrem Verband. Diese kritische Windgeschwindigkeit ist abhängig vom Partikelradius, der Partikelform sowie von der Zusammensetzung des Bodens. Kleine Partikel „haften“ aufgrund höherer Adhäsionskräfte stärker am Boden als größere Partikel. Andererseits steigt die kritische Windgeschwindigkeit bei sehr großen Partikeln aufgrund der zunehmenden Gewichtskraft rasch an (s.a. Kapitel 4.1). Daraus resultiert laut Roedel [7] ein Optimum bei Partikeln um die 10 µm. Eine Grenze der dauerhaft in der Atmosphäre verweilenden Partikel liegt zwischen 10 bis 20 µm. Zum Ferntransport tragen Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 5 µm am stärksten bei. Damit fallen die sogenannten Sandwüsten mit ihren Dünenlandschaften für den Ferntransport von Mineralstaub aus, da hier die Partikelfraktion $d \leq 5 \mu\text{m}$ einen verschwindend kleinen Anteil ausmacht. Schütz gibt den Anteil der Partikel größer gleich 5 µm in solchen Wüsten mit 100 ppm (1 ppm entspricht 1 g/Tonne) an. In Böden von Felswüsten, Geröllwüsten und dort wo star-

Quelle	Emission in 10^9 kg/a	Spannweite in 10^9 kg/a	mittlere Verweildauer in Tagen
Natürliche Quellen			
Mineralstaub, Winderosion	1500	1000 – 3000	4
Meersalz, Gischt-Produktion	1300	1000 – 10000	1
Vulkanasche	30	4 – 10000	4
Waldbrände	20	3 – 150	6
Biologische Debris, Pollen	50	26 – 80	4
Anthropogene Quelle			
Industrieller Staub	100	} 50 – 160	4
Ruß (aus Verbrennung)	13		6
Gesamt primär natürlich	2900		
Gesamt primär anthropogen	113		
Gesamt primär global	3013		
Anthropogener Anteil	4%		

Tabelle 2.1: Natürliche und anthropogene primäre Aerosolquellen nach [3], [4] und [5].

ke Verwitterungsmechanismen anzutreffen sind, z.B. in Gebirgsnähe, beträgt dieser Anteil mehr als 100 000 ppm [6]. Jedoch kann es zu einem großräumigen Transport von Partikeln größer als $100 \mu\text{m}$ kommen. So wurde u. a. von Georgi et al. [8] Saharastaub in einer Alpenstation gemessen. In der Diplomarbeit von Benkel [9] ist der Ferntransport großer Partikel in der Atmosphäre dargestellt worden.

Die starke Erwärmung der Erdoberfläche durch solare Einstrahlung sorgt in Wüstengebieten für die Bildung starker Turbulenzen in Bodennähe. Dies ist eine Ursache für einen nahezu permanenten Transport von Partikeln vom Boden in die Atmosphäre. Hochreichende Konvektion (bis ca. 6 km) sorgt dafür, daß ständig Mineralstaubpartikel in der Troposphäre vorhanden sind. Dies ist einerseits der Grund für eine erhöhte Hintergrundkonzentration in diesen Gebieten, und andererseits ist dies die Voraussetzung für einen Ferntransport.

Eine Übersicht der durch Ferntransport erzeugten Konzentrationen in verschiedenen Regionen ist in Abbildung 2.7 dargestellt. Selbst in den Polarregionen läßt sich Mineralstaub in der Atmosphäre nachweisen.

Ein wichtiger Aspekt für das Verschleißverhalten von Mineralstaub im Fahrzeug ist die Verschiebung der Größenverteilung hin zu kleineren Partikelradien mit zunehmender Entfernung zu den Quellorten (Wüstengebiete). In Abbildung 2.8 sind Massengrößenverteilungen von Mineralstaub sowie Löß in Wüstenregionen, in Sandfegen sowie nach einem äolischen Ferntransport dargestellt. Werden die Distanzen, die durch den äolischen Ferntransport zurückgelegt werden, größer, so verschiebt sich das Maximum der Massengrößenverteilung zu kleineren Partikeln hin.

Neben der erhöhten Hintergrundbelastung in Wüstengebieten, die um den Faktor vier größer ist als in urbanen und ruralen Gebieten Deutschlands, treten in diesen Gebieten Sandstürme auf (s. Abb. 2.7). In Sandstürmen können Konzentrationen bis zu einigen Gramm pro Kubikmeter auftreten. Dabei kommt es zu einer erhöhten Konzentration von Partikeln größer

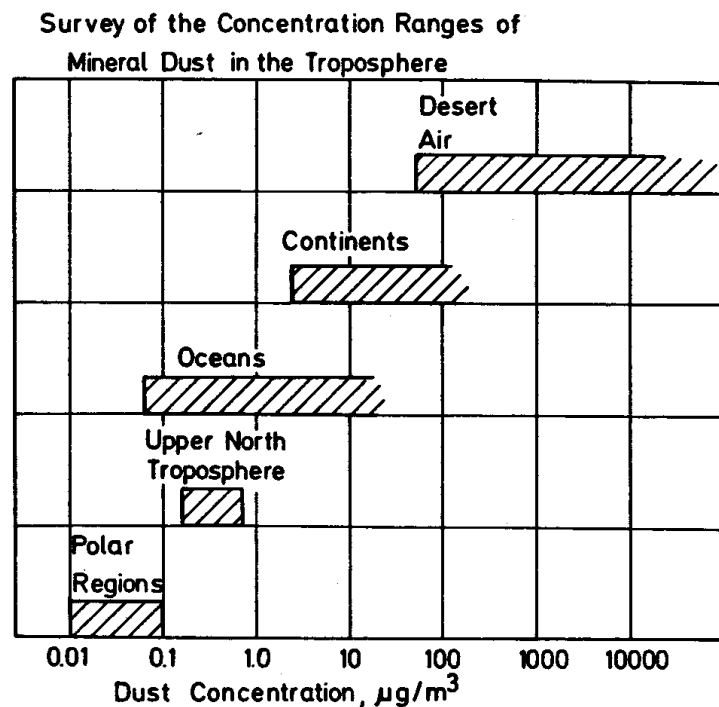


Abbildung 2.7: Massenkonzentrationen von Mineralstaub in unterschiedlichen Regionen aus [6].

$1\ \mu\text{m}$ bis zu $500\ \mu\text{m}$. Dies ist der Bereich des Partikelspektrums, der besonders interessant für einen erhöhten Verschleiß im Motorraum ist.

Seesalzaerosole

Eine weitere natürliche Partikelquelle ist das Meersalzaerosol. Die Produktionsraten liegen global bei $1,3\ \text{Gt/a}$ (vgl. Tabelle 2.1), somit in der gleichen Größenordnung wie die natürliche Mineralstaubproduktion (geschätzte Produktionsrate: $1,5\ \text{Gt/a}$). Seesalzaerosole werden vorwiegend über den Weltmeeren erzeugt (siehe hierzu [11] und [7]). Aufgrund der geringen Höhe der konvektiven Grenzschicht über Wasseroberflächen werden die Seesalzaerosole im Gegensatz zum Mineralstaub nicht bis in die obere Troposphäre oder in die untere Stratosphäre transportiert (vgl. [7]). Es findet kein großräumiger Transport statt, so daß Seesalzaerosole nur in Küstennähe eine Relevanz für den Zusatzverschleiß an Fahrzeugen besitzen. Jedoch ist dort durch Rostpartikel, die durch Korrosion entstanden sind, und durch die Seesalzaerosole selbst, insbesondere durch deren kristalline Struktur, ein Zusatzverschleiß zu verzeichnen.

Biologische Quellen

Pollen, Sporen, Viren und Bakterien zählen ebenfalls zu den natürlichen Partikelquellen. Sie werden unter dem Begriff der biologischen Partikel zusammengefaßt. Bakterien haben Durchmesser von $0,1\ \mu\text{m}$ bis zu $10\ \mu\text{m}$, Viren sind dagegen um eine Größenordnung klei-

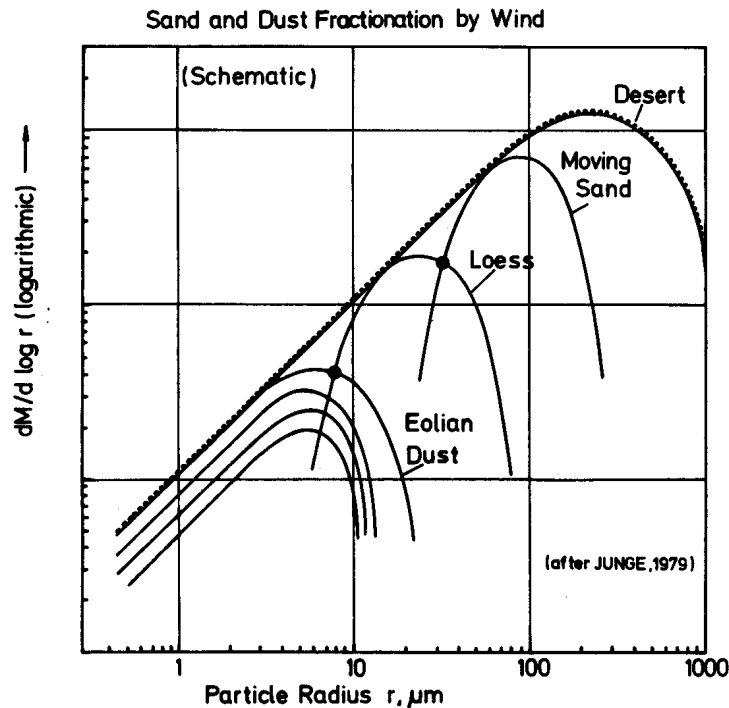


Abbildung 2.8: Massengrößenverteilung von Mineralstaub und Löß innerhalb und außerhalb von Wüstenregionen aus [10].

ner, sie besitzen Durchmesser von wenigen Nanometern bis zu 100 nm. Pollen und Sporen kommen vor allem während der Blütezeit im Frühjahr in großen Konzentrationen vor, ihre Durchmesser betragen $10\ \mu\text{m}$ bis hin zu $100\ \mu\text{m}$. Für den Verschleiß im Motorraum spielen sie keine nennenswerte Rolle, jedoch tragen sie zur Verschmutzung der Karosserie und des Fahrzeuginnenraumes bei. Pollen werden durch Innenraumfilter am Eindringen in den Fahrgastraum gehindert.

Vulkanausbrüche

Vulkanausbrüche befördern große Mengen an Aerosolen in die Atmosphäre. Es handelt sich dabei um gasförmige Aerosole (Wasserdampf und vulkanische Gase) und um feste Förderprodukte (Pyroklastika). Die Pyroklastika gliedern sich in Aschefallprodukte (Tephra) und in pyroklastische Ströme, die als Schlammströme und Lawinen auftreten. Bei den Aschefallprodukten unterscheidet man zusätzlich die vulkanischen Aschen ($d < 2\ \text{mm}$), Lapilli ($2\ \text{mm} < d < 64\ \text{mm}$), vulkanischen Bomben und Schlacken (plastisch verformte Lavafetzen mit $d > 64\ \text{mm}$) und die vulkanischen Blöcke (feste Gesteinsfragmente mit $d > 64\ \text{mm}$).

Teile der vulkanischen Aschen können, je nach Intensität des Ausbruchs, bis in die Stratosphäre gelangen. Der größte Teil der Lapilli sowie die vulkanischen Bomben und Schlacken sedimentieren in der näheren Umgebung des Vulkanes aus. Die Produktionsrate an Partikeln durch Vulkanausbrüche ist aufgrund unzureichender Daten sehr schwierig zu bestimmen. Untersuchungen von Stearns [12] haben ergeben, daß eine „durchschnittliche“ Eruption des Kilauea auf Hawaii $1,1 \cdot 10^7\ \text{m}^3$ Magma emittiert. Die dadurch freigesetzte Menge an Asche

wird mit ca. 10^4 Tonnen pro Tag angegeben. Jedoch sind starke Variationen je nach Vulkantyp und Ausbruchintensität um mehr als Faktor 10 möglich. Dabei wird rund die Hälfte der Eruptionsmasse in Form einer Explosionswolke emittiert. Für Fahrzeuge, die in diesen Regionen fahren, bedeutet dies eine erhöhte Staubbelastung mit einem zu erwartenden zusätzlichen abrasiven Verschleiß.

Waldbrände

Natürliche Waldbrände sind ein fester Bestandteil der ökologischen Evolution. Sie dienen der natürlichen Regeneration und kommen in fast allen Erdteilen vor. Durch die Verbrennung entstehen große Mengen an Partikeln. Es handelt sich vornehmlich um kleine Aschepartikel mit einem mittleren Durchmesser von $0,3 \mu\text{m}$ und einem geringen Anteil von Partikeln größer als $10 \mu\text{m}$. Durch die teilweise großen Ausdehnungen von Busch- und Waldbränden und die dadurch bedingte große Thermik über solchen Gebieten können die Partikel bis in 5 km Höhe gelangen [13]; sie spielen jedoch für den Zusatzverschleiß aufgrund der Partikelcharakteristik eine untergeordnete Rolle.

2.2.2 Anthropogene Partikelquellen

Anthropogene Quellen können in industrielle Quellen, Hausbrand, Autoverkehr und sonstige anthropogene Quellen aufgeteilt werden. Dabei kann der Beitrag der einzelnen Quellen untereinander stark variieren, u.a. weil einige Quellen starke saisonale Schwankungen aufweisen.

Industrielle Quellen

Industrielle Quellen sorgen für einen Eintrag der unterschiedlichsten Partikel in die Atmosphäre. Typische Emittenten sind Betonwerke, Gießereien, Kraftwerke etc. Es handelt sich hierbei meist um resuspendierte Partikel oder um Verbrennungsaerosole. Verbrennungsprodukte, die überwiegend aus Schornsteinen emittiert werden, sind meist im Kernbildungsbereich anzusiedeln. Immissionsseitig werden diese Partikel in der Atmosphäre durch Umwandlung z.B. durch Agglomeration (Anlagerungen) und Koagulation (Zusammenstöße) sowie durch chemische Prozesse im Akkumulationsbereich wiedergefunden. Die resuspendierten Partikel entstehen vornehmlich durch mechanische Prozesse und Aufwirbelung, sie gehören nach Whitby [14] dem Bereich der großen Partikel an.

In einer großangelegten Meßkampagne im Auftrage der Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen (FVV, Frankfurt) und der Forschungsvereinigung Automobiltechnik (FAT, Frankfurt) konnte der Anteil dieser Quellen für ein urbanes Mischgebiet in Hannover quantifiziert werden. Vier Quellentypen wurden aufgeschlüsselt: Kfz-Verkehr, Ferntransport/Sekundäraerosole, Grobanteil der Resuspension (aus Erosion, Industrie) sowie Feinanteil der Resuspension (aus Straßenstaub, aus Erosion). In Abbildung 2.9 ist der Industriestaub zusammen mit dem gemessenen Grobanteil aus Erosion mit 21 % am Gesamtstaub beziffert, dies entspricht für den Meßzeitraum einer mittleren Konzentration von $7,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Partikel aus industriellen Quellen unterliegen großen jahreszeitlichen Schwankungen, da ein Großteil aus Kraftwerken stammt [15].

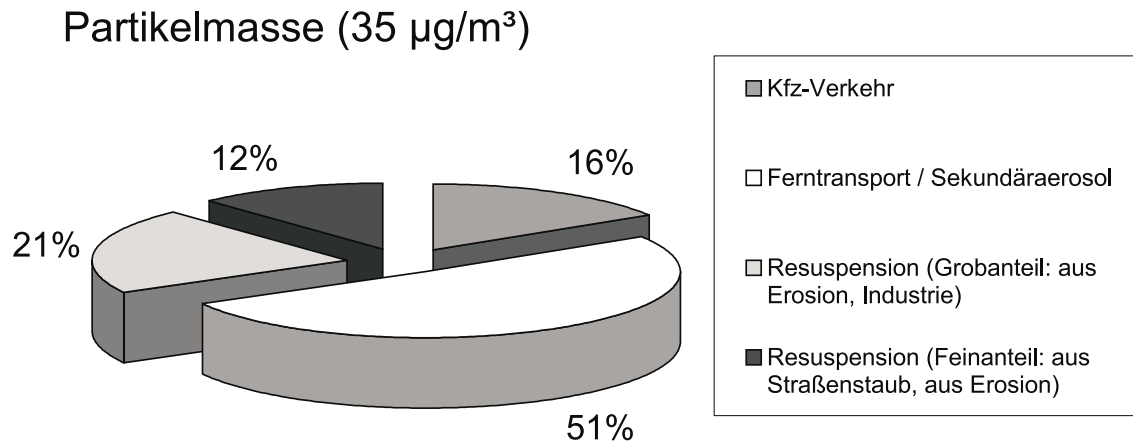


Abbildung 2.9: Urbanes Aerosol, aufgeteilt nach Quellen (Hannover-Vinnhorst (14.9.98 – 13.10.98), nach [15]).

Partikelquelle Hausbrand

Es handelt sich hierbei um Partikel, die durch Verbrennung von Kohle, Gas und Öl durch Hausbrand entstehen. Bedingt durch die Heizsaison im Winter ist ein Minimum der Partikelemission in den Sommermonaten zu verzeichnen. Diese Quelle ist vornehmlich in den höheren Breiten sowie in dicht besiedelten Regionen anzutreffen. In den Wintermonaten kann sie dort einen hohen Anteil der Partikelimmision ausmachen. So wurden während einer Meßkampagne [15] in Hannover 47 % der gemessenen Gesamtmasse von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durch Kohlebefeuerung und Hausbrand erzeugt. In den Sommermonaten konnte dieser Quelltyp allein allerdings nicht mehr aufgeschlüsselt werden.

Bezogen auf den abrasiven Verschleiß im oder am Fahrzeug kann diese Quelle aufgrund der geringen Konzentration in der Atmosphäre vernachlässigt werden.

Der Straßenverkehr als Partikelquelle

Partikel, die durch das Fahrzeug freigesetzt werden, können zunächst in zwei unterschiedliche Quellen eingeteilt werden:

- Verbrennungsprodukte,

- durch das Fahrzeug resuspendierte Partikel.

Die durch Motorverbrennung freigesetzten Emissionen werden durch Vorgaben des Gesetzgebers in limitierte und nichtlimitierte Komponenten eingeteilt. Eine umfassende Darstellung hierzu findet man bei Klingenberg et al. [16]. Den Einfluß der Kraftstoffzusammensetzung auf die Abgasemissionen wurde ausführlich von v. Borstel [17] untersucht. Von Krasenbrink und Georgi [18] wurden im Raum Celle/Duderstadt Impaktormessungen zu Rußimmissionen mit Analysen durchgeführt. Eine Charakterisierung von dieselmotorischen Partikelemissionen findet man bei Franke [19]. Es handelt sich bei den aus dem Abgas entstandenen Partikeln meist um eine „gas-to-partikel conversion“, also um eine Umwandlung aus der Gasphase hin zu Partikeln. Nach dem Austritt aus dem Auspuff entstehen durch Agglomeration und Koagulation die Partikel, die man immisionsseitig messen kann. Diese Partikel sind dem Akkumulationsbereich zuzuordnen. Sie sind nicht Gegenstand dieser Untersuchung. Große Mengen an Primärpartikeln werden in der Nähe der Emittenten gemessen, d.h. in der näheren Umgebung von stark befahrenen Straßen, z.B. Autobahnen oder Ausfallstraßen.

Neben den Verbrennungsprodukten gelangen durch das Fahrzeug resuspendierte Partikel in die Atmosphäre. Die Aufwirbelung von Partikeln durch das Fahrzeug hat zwei Ursachen, zum einen das Aufwirbeln durch die Reifen und zum anderen das Aufwirbeln durch Unterdruckzonen am Fahrzeug. Die größte Unterdruckzone am fahrenden Fahrzeug ist der Unterboden. Durch eine Strömungsbeschleunigung kommt es aufgrund des Bernoulli'schen Gesetzes zwischen Fahrbahn und Fahrzeugunterboden zu einem Unterdruck, der lose Partikel aus dem Untergrund in die Atmosphäre beschleunigt. Ein Teil der so aufgewirbelten Partikel trifft nach kurzer Zeit wieder auf den Boden. Durch den Impulsübertrag werden sekundäre Partikel leicht angehoben und können durch Luftbewegungen in die Atmosphäre gelangen. Diese Luftbewegungen können einerseits durch den natürlichen Wind verursacht sein, andererseits existiert hinter einem sich bewegenden Fahrzeug eine stark turbulente Zone, die in großem Umfang Partikel in die Atmosphäre beschleunigen kann. Eine ausführliche Beschreibung dieser Vorgänge wird in Kapitel 4 gegeben.

Resuspension von Straßenstaubpartikeln durch Fahrzeuge trägt zu einem großen Teil zur Gesamtstaubkonzentration in urbanen Gebieten bei. Untersuchungen von Heinrich, Nießner und Groß [20] im Auftrag der FVV und der FAT konnten zeigen, daß der resuspendierte Anteil des Straßenstaubes zusammen mit dem erosionsbedingten Eintrag bezogen auf die Masse in der gleichen Größenordnung liegt, wie der sonstige Eintrag primärer Partikel (Dieselruß und Abgase) durch den Kfz-Verkehr. Dieser Vorgang ändert sich abrupt, wenn man den Anteil resuspendierter Partikel auf unbefestigten Straßen untersucht. Im Kapitel 7 werden hierzu Messungen von Staubfahnen hinter Fahrzeugen dargestellt.

Sonstige anthropogene Quellen

Unter sonstigen anthropogenen Quellen kann man zunächst alle Quellen zusammenfassen, die nicht einer der obigen Kategorien angehören. Dies können zum einen Emissionen durch Explosionen sein (u.a. Atomwaffentests), zum anderen aber auch durch Menschen verursachte Brände. Weitere Quellen sind im Kleingewerbe zu finden. Hierbei handelt es sich vornehmlich um Resuspension von Partikeln, verursacht durch mechanische Zerkleinerungsprozesse wie Sägen, Bohren usw. Auch durch die Landwirtschaft werden Partikel in die Atmosphäre eingetragen, vor allem durch die von landwirtschaftlichen Fahrzeugen verur-

sachte Resuspension von Bodenpartikeln und durch Versprühen von Insektiziden und Pestiziden. Während der Erntezeiten gelangen organische Partikel (Samen, Streu usw.) durch Erntemaschinen in die Atmosphäre.

Durch die Vielzahl der Quellen und deren unterschiedliche Partikelzusammensetzung ist eine Quantifizierung dieses Quelltyps sehr schwierig, zumal je nach Autor einzelne Quellen anderen Quelltypen zugeordnet werden können. Als Beispiel sei die Landwirtschaft erwähnt, die mit ihrem Eintrag von Bodenpartikeln durch landwirtschaftliche Fahrzeuge auch der Quelle „Verkehr“, zugeordnet werden kann. Jedoch gibt es detaillierte Untersuchungen zu einzelnen Phänomenen, z.B. zu Staubexplosionen [5].

Kapitel 3

Theoretische Grundlagen

Eine Staubfahne hinter einem Fahrzeug, welches sich mit einer konstanten Geschwindigkeit bewegt, kann aus drei Koordinatensystemen heraus betrachtet werden.

1. aus einem erdfesten System mit dem Koordinatenursprung auf der Erdoberfläche
2. aus dem Fahrzeugsystem heraus, wobei hier der Koordinatenursprung das Fahrzeug selbst, also die Quelle, ist
3. in dem System der mitbewegten Luft.

Wählt man den Koordinatenursprung auf der Erdoberfläche, dann gibt es zusätzlich zur Windgeschwindigkeit \vec{v}_{Wind} eine Quellgeschwindigkeit \vec{v}_{Fzg} , die der Fahrzeuggeschwindigkeit entspricht. Betrachtungen in diesem Koordinatensystem sind am komplexesten, da sich bei der Vorbeifahrt eines Fahrzeuges an einem festen Ort die Staubkonzentration mit der Zeit ändert. Die Quelle Fahrzeug hätte somit den Charakter einer sich mit der Fahrzeuggeschwindigkeit bewegenden Punktquelle. Aus diesem Koordinatensystem heraus betrachtet wird ein einzelnes Partikel durch das vorbeifahrende Fahrzeug dispergiert und besitzt anfänglich eine durch das Fahrzeug induzierte Geschwindigkeit (vgl. Abb. 3.1), diese wird dann je nach Partikeleigenschaften innerhalb von max. fünf Sekunden auf die mittlere Windgeschwindigkeit abgebremst. Durch die Sedimentationsgeschwindigkeit erfährt das Partikel eine Geschwindigkeitskomponente in Richtung Erdboden. In Abbildung 3.1 ist die Verfolgung eines Partikels dargestellt, aus Vereinfachungsgründen wurde die mittlere Windgeschwindigkeit in den Graphiken zu Null angenommen. Zum Zeitpunkt 1 besitzt das Partikel seine durch die Reifen induzierte Anfangsgeschwindigkeit, es wird dann abgebremst (Zeitpunkt 2), ehe es mit der Sedimentationsgeschwindigkeit nur noch eine senkrechte Geschwindigkeitskomponente besitzt (Zeitpunkt 3).

Wählt man das Fahrzeug als Koordinatensystem, so ist die Quellgeschwindigkeit null. Die Ausbreitung der Partikel geschieht mit der um die Fahrgeschwindigkeit reduzierten Windgeschwindigkeit ($\vec{v}_{Wind} - \vec{v}_{Fzg}$). Als Beobachter sieht man die Staubfahne als ein zeitlich konstantes Phänomen mit einer konstanten räumlichen Ausdehnung. Betrachtet man ein einzelnes Partikel, das durch das Fahrzeug aufgewirbelt wird, so wandert dieses je nach den Eigenschaften des Partikels vom Fahrzeug weg und diffundiert entweder aus dem sichtbaren

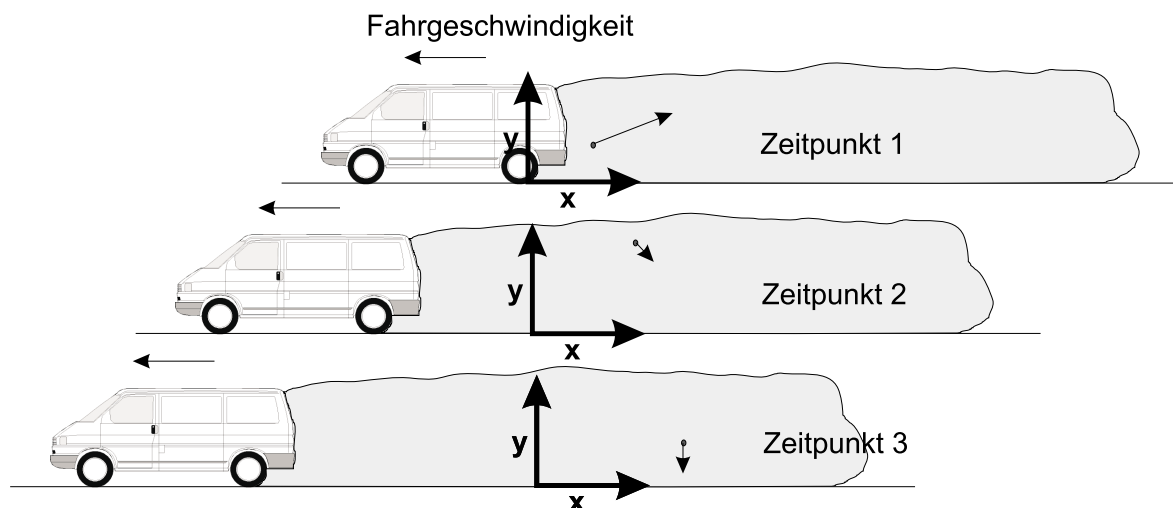


Abbildung 3.1: Verfolgung eines Partikels im Koordinatensystem Erdoberfläche.

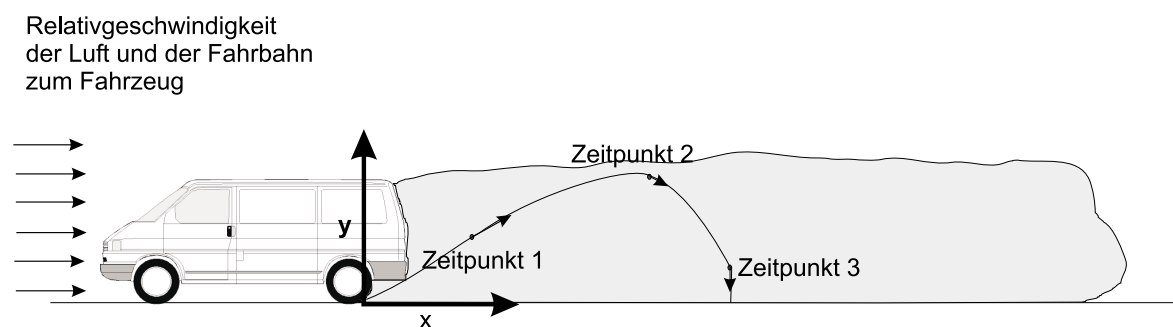


Abbildung 3.2: Verfolgung eines Partikels im Koordinatensystem Fahrzeug innerhalb der Staubfahne.

Teil der Staubfahne heraus (s. Abb. 1.2) oder sedimentiert innerhalb der Staubfahne aus (s. Abb. 3.2). Auch in dieser Grafik wurde die mittlere Windgeschwindigkeit vernachlässigt.

Nimmt man den idealisierten Fall der konstanten Dispergierung hinter dem Fahrzeug und gleichzeitig eine homogene sich zeitlich nicht ändernde Strömung (konstante Fahrgeschwindigkeit) an, so ist die Konzentration hinter dem Fahrzeug samt der Größenverteilung nur eine Funktion, die vom Abstand zum Fahrzeug abhängt. Eine Messung in einem festen Abstand zum Quellfahrzeug ergibt eine zeitlich konstante Konzentration, aus der leicht die Staubdosis für das Meffahrzeug ermittelt werden kann. Die Staubdosis setzt sich hierbei aus der Einwirkzeit und der ermittelten Konzentration zusammen.

Im dritten Koordinatensystem, der mitbewegten Luft, ist die Ausbreitungsgeschwindigkeit null, und die Quellgeschwindigkeit setzt sich aus der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Windgeschwindigkeit zusammen ($\vec{v}_{Fzg} - \vec{v}_{Wind}$). In diesem System wird die Konzentration nur von der lateralen Diffusion und der Sedimentation der einzelnen Partikel bestimmt. Betrachtet man auch für diesen Fall ein einzelnes Partikel, so besitzt das Partikel lediglich eine Geschwindigkeit, die durch die Brown'sche Molekularbewegung oder durch die turbulente Diffusion bestimmt wird. Das Partikel wird je nach Eigenschaften nach einer gewissen Zeit das Luftpaket verlassen.

Das erdfeste Koordinatensystem läßt sich meßtechnisch am einfachsten erfassen. Dies geschieht durch feste Meßstationen, die die Konzentrationen zeitlich aufgelöst erfassen. Im Koordinatensystem Fahrzeug bietet es sich an, die Messungen mit einem Meßfahrzeug durchzuführen, welches die gleiche Geschwindigkeit wie das Quellfahrzeug aufweist. Die Konzentration, die so in einem Abstand zur Quelle aufgenommen wird, ändert sich im zeitlichen Mittel nicht. Das Koordinatensystem der mitbewegten Luft ist meßtechnisch am schwierigsten zu erfassen, da hier die Meßgeräte mit dem betrachteten Luftvolumen mitgeführt werden müssen.

Im Folgenden soll der Zusammenhang zwischen Quellgeschwindigkeit und der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit theoretisch untersucht werden. Zunächst wird der eindimensionale Fall betrachtet. Die Quellstärke Q setzt sich zusammen aus der pro Zeiteinheit Δt freigesetzten Anzahl an Partikeln ΔN , es gilt:

$$Q = \frac{\Delta N}{\Delta t}. \quad (3.1)$$

Die Geschwindigkeit der Quelle kann folgendermaßen beschrieben werden:

$$u = \frac{\Delta x}{\Delta t}. \quad (3.2)$$

Δx ist hierbei der in der Zeit Δt zurückgelegte Weg der Quelle. Beschreibt man die Quellstärke durch die Quellgeschwindigkeit u ergibt sich:

$$Q = \frac{\Delta N}{\Delta x} \frac{\Delta x}{\Delta t} = \frac{\Delta N}{\Delta x} \cdot u. \quad (3.3)$$

Dividiert man die Gleichung durch die Quellgeschwindigkeit u , erhält man die Anzahl an Partikel pro Strecke Δx , diese ist proportional zur Quellstärke Q und umgekehrt proportional zur Quellgeschwindigkeit u , die dazugehörige Formel sieht wie folgt aus:

$$\frac{\Delta N}{\Delta x} = \frac{Q}{u}. \quad (3.4)$$

Für den dreidimensionalen Fall ergibt sich mit dem Volumen $\Delta V = u \cdot \Delta F \cdot \Delta t$:

$$Q = \frac{\Delta N}{\Delta V} \cdot u \cdot \Delta F. \quad (3.5)$$

Hierbei ist ΔF eine Fläche quer zur Strecke Δx . Führt man nun eine Quellstärke pro Flächeneinheit ein ($\tilde{Q} = \frac{Q}{\Delta F}$), ergibt sich:

$$\frac{\Delta N}{\Delta V} = \frac{Q}{u \cdot \Delta F} = \frac{\tilde{Q}}{u}. \quad (3.6)$$

Da $\frac{\Delta N}{\Delta V}$ die Anzahlkonzentration ist, bedeutet dies, daß im Fall gleicher Quellstärke die Konzentration mit zunehmender Geschwindigkeit abnehmen muß. Fahren zwei unterschiedliche Fahrzeuge auf derselben Strecke und wird dieselbe Quellstärke bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten erzeugt, so ist die Konzentration hinter dem langsamfahrenden Fahrzeug höher. Erzeugt ein Fahrzeug auf unterschiedlichen Straßen die gleiche Quellstärke bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten, so ist die Konzentration auf der schneller gefahrenen Strecke geringer.

Fährt ein Fahrzeug auf dem gleichen Streckenabschnitt mit unterschiedlicher Geschwindigkeit, so ist die Quellstärke jedoch eine Funktion der Geschwindigkeit (vgl. Kapitel 7). Unter der Annahme einer exponentiellen Zunahme der Konzentration c mit der Geschwindigkeit u läßt sich folgende Betrachtung für die Quellstärke \tilde{Q} anstellen:

$$c(u) = \frac{\Delta N}{\Delta V} = \frac{\tilde{Q}}{u} = c_0 \exp(\alpha u) \quad (3.7)$$

daraus folgt:

$$\tilde{Q} = c_0 u \exp(\alpha u). \quad (3.8)$$

c_0 hat die Dimension einer Konzentration und ist abhängig von der jeweiligen Fahrbahnbeschaffenheit. α ist eine Konstante mit der Einheit Sekunde pro Meter, die empirisch bestimmt werden muß. Aus Gleichung 3.8 erkennt man, daß die in Gleichung 3.6 beschriebene umgekehrte Proportionalität der Konzentration mit der Geschwindigkeit durch die exponentielle Zunahme der Konzentration mit der Geschwindigkeit überkompensiert wird.

Bisher wurden Betrachtungen angestellt, inwieweit sich die Konzentration bei gleicher Quellstärke mit der Fahrzeuggeschwindigkeit in einer Staubfahne ändert. Im folgenden sollen Betrachtungen angestellt werden, was passiert, wenn zusätzlich zur Fahrzeuggeschwindigkeit eine mittlere Windgeschwindigkeit hinzukommt.

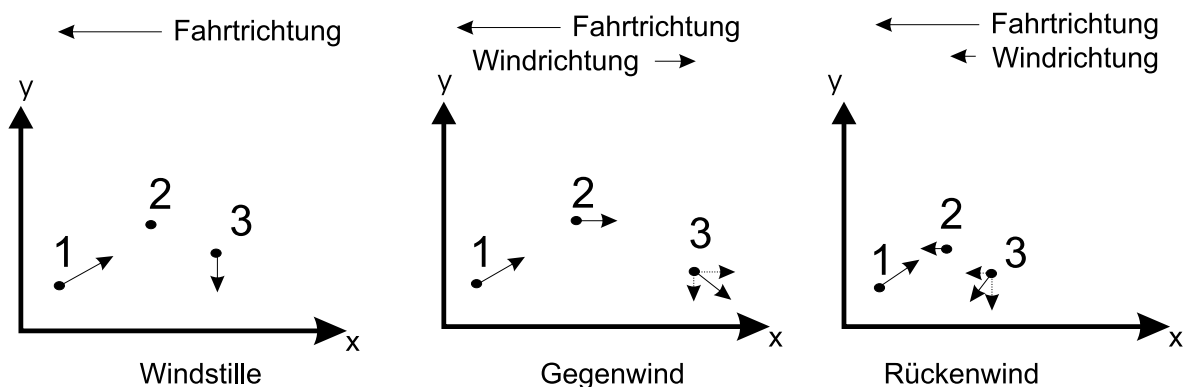


Abbildung 3.3: Verfolgung eines Partikels im erdfesten Koordinatensystem bei Windstille (*links*), Gegenwind (*mitte*) und bei Rückenwind (*rechts*).

In Abbildung 3.3 ist die Verfolgung eines Partikels bei Windstille (*links*), bei Gegenwind (*mitte*) und bei Rückenwind (*rechts*) zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten dargestellt. Zum Zeitpunkt 1 besitzt das Partikel jeweils die durch den Dispergierungsvorgang induzierte Anfangsgeschwindigkeit. Nach dem Abbremsen (Zeitpunkt 2) besitzt das Partikel in vertikaler Richtung die mittlere Windgeschwindigkeit. Im Fall der Windstille bedeutet dies, daß das Partikel keine Geschwindigkeit besitzt, im Fall des Gegenwindes und des Rückenwindes besitzt das Partikel zu diesem Zeitpunkt jeweils die mittlere Windgeschwindigkeit. Nach diesem Abbremsmechanismus wird das Partikel durch den mittleren Wind und die Sedimentationsgeschwindigkeit verfrachtet. Die resultierende Verlagerungsrichtung ist bei Gegenwind entgegengesetzt und bei Rückenwind der Fahrtrichtung gleichgerichtet.

Im Fall der Windstille werden die dispergierten Partikel nach kurzer Zeit abgebremst (s. Abb. 3.3 *links* Zeitpunkt 2) und besitzen nur noch eine Geschwindigkeitskomponente in Richtung Erdboden (s. Abb. 3.3 *links* Zeitpunkt 3), bedingt durch die Sedimentation.

Weht der mittlere Wind entgegengesetzt zur Fahrtrichtung (Gegenwind), werden die Partikel auf die mittlere Windgeschwindigkeit abgebremst (s. Abb. 3.3 *mitte* Zeitpunkt 2). Zusätzlich zur Depositionsgeschwindigkeit werden die Partikel mit dem mittleren Wind verlagert. Dies bedeutet, daß die Partikel eine längere Strecke zurücklegen als im Fall der Windstille.

Besitzt der Wind eine Komponente, die der Fahrtrichtung gleichgerichtet ist (Rückenwind), so ergibt sich nach dem Abbremsen des dispergierten Materials eine Verfrachtung in Fahrtrichtung, unter Berücksichtigung der Sedimentation ergibt sich eine kürzere Flugstrecke als im Fall des Gegenwindes (s. Abb. 3.3 *links* Zeitpunkt 3).

Unter der Annahme, daß sowohl bei Windstille, als auch bei Gegenwind bzw. bei Rückenwind die gleiche Anzahl an Partikeln durch das Fahrzeug dispergiert wird, bedeutet dies, daß die Konzentration in der Staubfahne bei Gegenwind durch die größere räumliche Ausdehnung geringer ist als bei Rückenwind (geringere räumliche Ausdehnung).

3.1 Aerosoldynamik

In diesem Kapitel wird die Aerosoldynamik (Kapitel 3.1) kurz skizziert. Des weiteren wird in Kapitel 3.1.1 auf die in einer Staubfahne dominierende trockene Deposition für Partikel mit einer signifikanten Sinkgeschwindigkeit eingegangen. Mit den Besonderheiten der Partikelbewegung in Wolken hoher Konzentrationsdichte beschäftigt sich Kapitel 3.2. Methoden zur Bestimmung von Emissionsfaktoren, insbesondere Faktoren für Fahrzeugbewegungen, werden in Kapitel 3.3 dargelegt. Ergebnisse aus diesen Modellen werden in Kapitel 8 diskutiert.

Die Aerosoldynamik kann durch die Kontinuitätsgleichung (Massenerhaltung) und die Bewegungsgleichungen (Impulserhaltung) prinzipiell beschrieben werden.

Die Transportgleichung für ein Partikelkollektiv α , welches in einem Trägergas (z.B. Luft) suspendiert ist, lautet:

$$\begin{aligned} \frac{dc_\alpha}{dt} &= -\nabla \vec{j}_\alpha + Q_n \quad (\text{Lagrange Form}) \\ \frac{\partial c_\alpha}{\partial t} + \vec{v} \cdot \nabla c_\alpha &= -\nabla \vec{j}_\alpha + Q_n \quad (\text{Euler Form}). \end{aligned} \quad (3.9)$$

Hierbei ist c_α die Masse eines Partikelkollektivs α pro Kubikmeter. Die linke Seite der Gleichung 3.9 beschreibt den Transport der Konzentration einer Komponente α durch das Strömungsfeld \vec{v} sowie deren zeitliche Änderung. Die rechte Seite enthält die Diffusion mit der Stromdichte \vec{j} sowie Quellen und Senken (Q_n). Die Quellen und Senken können z.B. chemische Umwandlungsprozesse, Kondensation oder Koagulation von Partikeln sein. Im Fall der hier betrachteten Staubfahnen können chemische Umwandlungsprozesse ausgeschlossen werden, da es sich bei dem resuspendierten Partikelgemisch vornehmlich um Mineralstaub handelt. Auch spielen Kondensation und Koagulation eine untergeordnete Rolle, so daß in Gleichung 3.9 der letzte Term auf der rechten Seite für die hier angestellten Betrachtungen vernachlässigt werden kann ($Q_n = 0$). Für die Diffusionsstromdichte erhält man nach dem Fick'schen Ansatz [7]

$$\vec{j}_\alpha = -\rho_g D_\alpha \nabla c_\alpha. \quad (3.10)$$

In dieser Gleichung ist D_α die Diffusionskonstante der Komponente α . Die Kontinuitätsgleichung für eine Konzentration c lautet unter der Annahme einer inkompressiblen Strömung ($\rho_g = \text{const.}$):

$$\frac{\partial c_\alpha}{\partial t} + \vec{v} \cdot \nabla c_\alpha = -\rho_g D_\alpha \Delta c_\alpha. \quad (3.11)$$

\vec{v} ist die Partikelgeschwindigkeit. D_α ist hierbei die Diffusionskonstante, verursacht durch die Brown'sche Molekularbewegung der Partikel. Sie setzt sich zusammen aus der Boltzmann-Konstante k , der Temperatur T und der mechanischen Mobilität der Teilchen B :

$$D = BkT. \quad (3.12)$$

Bekannt ist diese Formel unter dem Namen Einsteinrelation. Die Konstante B setzt sich aus der Cunnigham'schen Slip Korrektur $C(d_p)$, dividiert durch den Partikelradius d_p , der Viskosität η sowie einem konstanten Faktor von 3π zusammen:

$$B = \frac{C(d_p)}{3\pi\eta d_p}. \quad (3.13)$$

Der Cunnigham'sche Slip Korrekturfaktor berücksichtigt, daß die Geschwindigkeit kleiner Partikel, deren Durchmesser im Bereich der freien Weglänge des Trägergases liegt, an der Partikeloberfläche nicht mehr null ist. Jedoch läßt sich dieser Faktor für Partikel größer $0,5 \mu\text{m}$ praktisch auf eins setzen.

Gleichung 3.9 ist sowohl für turbulente als auch für laminare Strömungen gültig. Für den Fall einer turbulenten Strömung kann man die Geschwindigkeit und die Konzentration in einen mittleren und einen vom Mittelwert abweichenden Anteil aufteilen:

$$\vec{v} = \bar{\vec{v}} + \vec{v}' \quad c = \bar{c} + c'. \quad (3.14)$$

Aufgrund der Trägheit der Meßgeräte mißt man meist nur die mittleren Größen $\bar{\vec{v}}$ und \bar{c} . Deshalb ist es sinnvoll, die Gleichung für die mittleren Größen zu betrachten. Man nutzt hierbei aus, daß das zeitliche Mittel der turbulenten Schwankungen definitionsgemäß verschwindet. Jedoch tauchen nun Terme auf, die auch das Produkt von Schwankungen beinhalten, die nicht mehr vernachlässigbar sind, über die man jedoch aus Messungen keinerlei Aussagen hat (Schließungsproblem).

Setzt man nun Gleichung 3.14 in Gleichung 3.9 ein und bildet das Mittel nach den Regeln der Reynoldsmittelung, sieht die linke Seite der Gleichung wie folgt aus:

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial(\bar{c} + c')}{\partial t} + \overbrace{\nabla \cdot (\bar{v} + v')}^{\text{bei inkompressibler Strömung}} (\bar{c} + c') = \\
& \underbrace{\frac{\partial \bar{c}}{\partial t}}_{=0} + \underbrace{\frac{\partial c'}{\partial t}}_{=0} + \nabla \bar{v} \bar{c} + \underbrace{\nabla \bar{v} c'}_{=0} + \underbrace{\nabla v' \bar{c}}_{=0} + \nabla v' c' = \\
& \frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \nabla \bar{v} \bar{c} + \nabla v' c' = Q_n.
\end{aligned} \tag{3.15}$$

Das Produkt der Schwankungsgrößen läßt sich auch durch turbulente Diffusionskoeffizienten ϵ und eine mittlere Größe ausdrücken. Man benutzt den sogenannten Schließungsansatz:

$$\overline{c'v'} = -\epsilon \nabla \bar{c}. \tag{3.16}$$

Setzt man Gleichung 3.16 in Gleichung 3.15 ein, erhält man nun für die gemittelte Transportgleichung:

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \bar{v} \cdot \nabla \bar{c} - \nabla(\epsilon \cdot \nabla \bar{c}) = Q_n. \tag{3.17}$$

Nimmt man ferner an, daß die turbulenten Diffusionskoeffizienten in allen drei Raumrichtungen gleich sind und daß die Strömung inkompressibel ist, vereinfacht sich Gleichung 3.17 zu:

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \bar{v} \cdot \nabla \bar{c} - \epsilon \Delta \bar{c} = Q_n. \tag{3.18}$$

Diese Gleichung beschreibt die zeitliche Änderung der Konzentration an einem festen Ort durch Advektion ($\bar{v} \cdot \nabla \bar{c}$), turbulente Diffusion ($-\epsilon \Delta \bar{c}$) und durch Quellen und Senken (Q_n). Bei Konzentrationsmessungen an einem festen Ort wird nur der erste Term ($\frac{\partial \bar{c}}{\partial t}$) ermittelt (Eulersche Betrachtungsweise). Verfolgt man hingegen ein Partikelkollektiv (Lagrange Betrachtungsweise siehe Gleichung 3.9) wird die zeitliche Konzentrationsänderung ($\frac{d\bar{c}}{dt}$), hervorgerufen durch turbulente Diffusion und mögliche Quellen und Senken, gemessen.

3.1.1 Trockene Deposition von Aerosolpartikeln

Bei sehr kleinen Partikeln dominiert die diffusive Abscheidung. Für Partikel größer $0,1 \mu\text{m}$ ist dieser Effekt vernachlässigbar. Bei großen Partikeln ($> 10 \mu\text{m}$) dominiert die Trägheitsabscheidung. Durch die Trägheit der Masse können diese Partikel nicht mehr den turbulenten Bewegungen folgen. Die Depositionsgeschwindigkeit wird durch die Gewichtskraft und durch die viskose Reibungskraft bestimmt. Nach Stokes erfährt ein Partikel im Schwerfeld der Erde folgende Reibungskraft:

$$F_W = 3 \cdot \pi \cdot \eta \cdot d_p \cdot v_{sed}. \quad (3.19)$$

Sie ist abhängig von der kinematischen Zähigkeit η , der Relativgeschwindigkeit v sowie dem Partikeldurchmesser d_p . Die im Fall von Sedimentation ihr entgegengesetzte Gravitationskraft lautet:

$$F_G = \frac{1}{6} \cdot \pi \cdot d_p^3 \cdot \rho_p \cdot g \quad (3.20)$$

mit g als Schwerebeschleunigung und ρ_p als Partikeldichte.

Sind beide Kräfte dem Betrag nach gleich groß und entgegengesetzt, ergibt sich eine Sedimentationsgeschwindigkeit von:

$$v_{sed} = \frac{d_p^2 \cdot \rho_p \cdot g}{18 \cdot \eta}. \quad (3.21)$$

In Abbildung 3.4 ist die Sedimentationsgeschwindigkeit von Quarzpartikeln in Abhängigkeit von der Partikelgröße dargestellt. So beträgt die Sedimentationsgeschwindigkeit eines Quarzpartikels mit einem Durchmesser von $5 \mu\text{m}$ beispielsweise in Meereshöhe 20 cm s^{-1} .

Befindet sich das Partikel jedoch noch in Relativbewegung, z.B. durch die Aufwirbelung durch das Fahrzeug, wird es durch die Viskosität des Gases abgebremst. Bei relativ geringen Geschwindigkeiten ist die Verzögerung proportional zur Geschwindigkeit des Partikels.

Ist die Geschwindigkeit des Trägergases konstant, so ergibt sich eine Abnahme der Partikelgeschwindigkeit v_{Par} mit:

$$v_{Par} = v_0 \cdot \exp\left(\frac{-t}{\tau}\right). \quad (3.22)$$

Hierbei ist v_0 die Anfangsgeschwindigkeit und τ die Bremsrelaxationszeit. Integriert man Gleichung 3.22 nach der Zeit, erhält man die während des Bremsvorganges zurückgelegte Strecke Λ , die sogenannte Bremslänge:

$$\Lambda = \int_0^{\infty} v dt = v_0 \int_0^{\infty} \exp\left(\frac{-t}{\tau}\right) dt = \frac{v_0}{\tau}. \quad (3.23)$$

τ hängt hier nur von den Eigenschaften des Partikels und des Trägergases ab. Ist die Bremslänge eines Partikels nahe der Oberfläche in der Größenordnung der Turbulenzelemente, so kommt es vor, daß aufgrund der Trägheit des Partikels dieses nicht mehr den mikroturbulenten Bewegungen folgen kann und es zu einer Abscheidung/Impakt kommt.

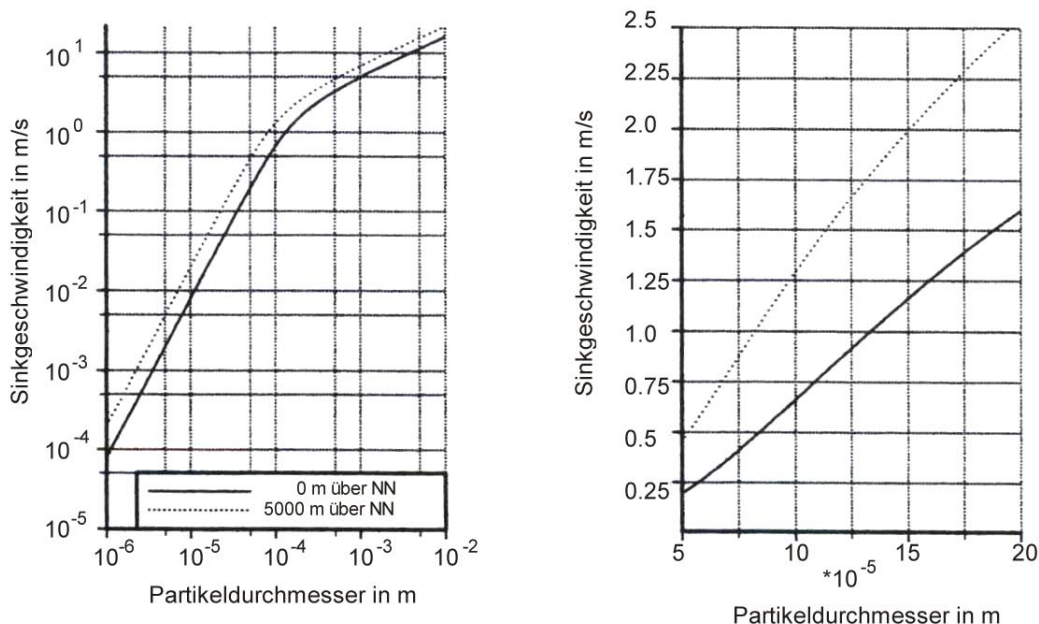


Abbildung 3.4: Sinkgeschwindigkeit von Quarzpartikeln ($\rho = 2820 \text{ kg m}^{-3}$) in Meereshöhe und in 5000 Meter Höhe; *links* von $1 \mu\text{m}$ bis 1 cm , *rechts* von $50 \mu\text{m}$ bis $200 \mu\text{m}$ [21].

3.2 Cloud Settling

In einigen Situationen kann die individuelle Verlagerungsgeschwindigkeit eines Partikels, verglichen mit der großräumigen Bewegung in einem Kollektiv, vernachlässigt werden. Dies ist zum Beispiel der Fall, wenn das Luftvolumen, in dem die Partikel suspendiert sind, eine geringere Dichte aufweist als die Umgebungsluft. Dieses Phänomen der Konvektion trat während der Staubversuche vor allem in den Nachmittagsstunden auf. Hierbei wurde eine besonders große vertikale Ausdehnung der Staubwolke beobachtet.

Wenn keine oder nur geringe Dichteunterschiede vorliegen, beobachtet man bei hohen Konzentrationen, daß die Sinkgeschwindigkeit einer Wolke größer ist als die der Einzelpartikel bei niedrigen Konzentrationen. Dieses Phänomen wird in der Literatur Cloud-Settling genannt [5]. Die Bewegung von hohen Konzentrationen als Wolke ist wesentlich komplizierter, als sie es für Einzelpartikel ist. Hier sind diverse Vorgänge noch nicht vollständig geklärt.

Veranschaulichen kann man sich Cloud-Settling folgendermaßen: Fallen Partikel aufgrund ihrer Gewichtskraft zu Boden, so erreichen sie eine sich schnell einstellende Sedimentationsgeschwindigkeit (in Abb. 3.5 mit v_{TS} gekennzeichnet), die durch die Gewichtskraft und der ihr entgegengesetzt wirkenden Reibungskraft bestimmt wird. In einer Staubwolke niedriger Konzentration sedimentiert jedes Partikel mit dieser partikelgrößenabhängigen Geschwindigkeit zu Boden und besitzt eine Relativgeschwindigkeit zur umgebenden Luft. In einer Staubwolke hoher Konzentration kann die Luft, die die Reibungskraft verursacht, nicht wie

im Fall niedriger Konzentration die Staubwolke durchdringen. Die Partikel (in Gedanken kann man sich die Partikel in der Luft fixiert vorstellen) setzen der Luft einen so hohen Widerstand entgegen, daß die Luft den Weg des geringsten Widerstandes wählt und um die Staubwolke herumgeführt wird. In diesem Fall ist die Geschwindigkeit der Partikel bezogen auf die Luft innerhalb der Wolke gleich Null. Die Wolke sinkt als Einheit (großes Partikel mit dem Wolkendurchmesser) zu Boden. Aufgrund der fehlenden Auftriebskraft auf jedes einzelne Partikel sedimentiert die Wolke mit einer größeren Geschwindigkeit zu Boden als dies die Einzelpartikel tun würden. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 3.5 dargestellt. In der Realität kommt es jedoch auch innerhalb einer Wolke hoher Partikelkonzentration zu Sedimentationsbewegungen der Partikel.

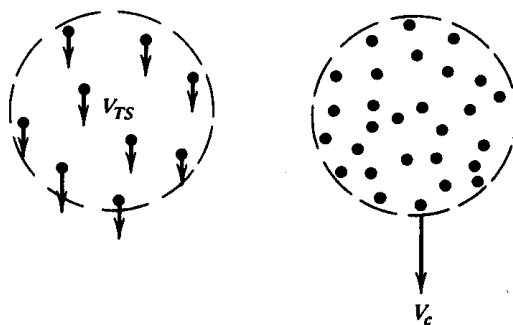


Abbildung 3.5: *Links* individuelle Bewegung von Partikeln in einer Wolke; *rechts* Cloud-Settling aus [5].

Hinds [5] gibt die Sinkgeschwindigkeit einer kugelförmigen Settling-Cloud mit:

$$v_c = \sqrt{\frac{4\rho_c d_c g}{3C(d_p)\rho_g}} \quad (3.24)$$

an. Hierbei ist $C(d_p)$ die Cunningham'sche Slip-Korrektur, und ρ_c ist die Netto-Wolkendichte und d_c der Wolkendurchmesser. Voraussetzung für die Berechnung der Netto-Wolkendichte ist, daß die Dichte des Gases (Luft) ρ_g innerhalb und außerhalb der Wolke gleich ist. Ferner wird das durch die Partikel eingenommene Volumen bei der Berechnung der Luftmasse der Wolke vernachlässigt. Somit setzt sich die Netto-Wolkendichte aus der Masse des Gases plus der Masse der Partikel minus der Masse des von der Wolke verdrängten Gases dividiert durch das Wolkenvolumen zusammen; es gilt:

$$\begin{aligned} \rho_c &= \frac{\overbrace{\underbrace{\rho_g V_c}_{\text{Masse des Gases}} + \underbrace{C_m V_c}_{\text{Partikelmasse}}}_{\text{Masse der Wolke}} - \underbrace{\rho_g V_c}_{\text{Masse des verdrängten Gases}}}{V_c} \\ &= C_m. \end{aligned} \quad (3.25)$$

Die Netto-Wolkendichte entspricht der Massenkonzentration C_m in der Wolke. In der Natur kommt es vor, daß Staubwolken nach ihrer Initialisierung kugelförmig sind. Durch Bewe-

gung oder kleine Druckunterschiede fängt jedoch die Wolke an, sich zu deformieren; dies führt zu einer Verlangsamung der Wolkengeschwindigkeit und verursacht ein Aufbrechen in kleinere Wolken. Die räumliche Ausdehnung der Settling-Cloud wird mit der Zeit zudem durch Turbulenz und Entrainment verringert, was zu einer Reduzierung des Cloud-Settling-Effektes führt, da die Konzentration abnimmt. Genaugenommen gilt die Gleichung 3.24 nur für monodisperse Aerosole, in der Natur jedoch liegen die meisten Aerosole in polydispenser Form vor. Da unterschiedlich große Partikel verschiedene Sedimentationsgeschwindigkeiten besitzen, führt dies zu einer Separierung einzelner Partikelgrößen innerhalb der Wolke und somit zu einer Konzentrationsverdünnung, was wiederum zu einer Schwächung des Cloud-Settling-Effektes führt.

3.3 Emissionsmodelle

In erster Linie werden Emissionsmodelle zur Überwachung und Einhaltung von Luftqualitätsstandards benötigt. Es gilt, die einzeln zu identifizierenden Quellen zu bewerten. Emissionsdaten sind zudem Grundlagen für Ausbreitungsrechnungen. In Deutschland sind neben den industriellen Emissionen vor allem die durch den Verkehr verursachten Emissionen Gegenstand der aktuellen Forschung. Hierbei interessieren hauptsächlich Schadstoffe wie Benzol, Ruß und PAHs (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) sowie CO, NO, NO₂, O₃, SO₂ ([22], [23], [24], [25], [26], [27]). Einen Vergleich der derzeit in der Praxis verwendeten Verkehrs-Emissions-Modelle findet man unter anderem bei Latham et al. [28]. In diesem Report werden 9 Modelle miteinander verglichen und auf ihre Anwendbarkeit für europäische Länder getestet. Emissionsfaktoren von Fahrzeugen, die auf unbefestigten Straßen fahren, sind Gegenstand von Umweltverträglichkeitsstudien zum diffusen Staubabtrag auf Halden und Schüttgutanlagen. Die umfassendsten Untersuchungen wurden von der Environmental Protection Agency (EPA) in den USA durchgeführt. Im folgenden wird nur auf die durch Fahrbetrieb erzeugte Staubemission und deren Bestimmung eingegangen.

3.3.1 EPA - Emissionsformel für Fahrzeuge auf unbefestigten Straßen

Die U.S. Environmental Protection Agency (EPA) gibt für die verschiedensten Anwendungsbereiche Emissionsfaktoren heraus. Unter anderem werden Emissionsfaktoren für befestigte und unbefestigte Straßen angegeben. Im Kapitel 13.2.2 der Emission Factor Documentation for AP-42 [29] werden Emissionsfaktoren für unbefestigte Straßen behandelt. Die Emissionsfaktoren werden als emittierte Masse pro Quelle dividiert durch Einheitsgewichte, Volumina, Längen oder der zeitlichen Dauer einer Aktivität angegeben. Im Fall der Emission von Fahrzeugen wird die emittierte Masse eines Fahrzeuges pro gefahrenem Meter angegeben. Hauptaugenmerk liegt hierbei auf diversen Staubquellen, insbesondere auf Emissionen von PM₁₀ (Particulate Matter). Partikel mit einem Äquivalentdurchmesser kleiner 10 µm gelten als lungengängig und somit als potentiell gesundheitsschädlich.

Die Emissionsfaktoren für Fahrzeuge auf unbefestigten Straßen werden aus der Zusammensetzung der Straßenfahrbahn, der Niederschlagshäufigkeit, der mittleren Fahrgeschwindigkeit, der Anzahl der Achsen und des mittleren Gewichtes der vorbeifahrenden Fahrzeuge

bestimmt. Die hierfür entwickelte Formel lautet:

$$E_{EPA} = k \cdot 5,9 \left(\frac{s}{12}\right) \left(\frac{S}{30}\right) \left(\frac{W}{3}\right)^{0,7} \left(\frac{w}{4}\right)^{0,5} \left(\frac{365-p}{365}\right). \quad (3.26)$$

k ist ein dimensionsloser partikelgrößenabhängiger Multiplikationsfaktor (vgl. Tabelle 3.3.1). Abweichend zu dem sonst in dieser Arbeit gebrauchten aerodynamischen Durchmesser wird hier der Stoke's Durchmesser verwendet. Der Stoke's Durchmesser ist derjenige Durchmesser eines Partikels, der die gleichen aerodynamischen Eigenschaften wie eine Kugel mit der gleichen Dichte besitzt. s ist der Anteil des Oberflächenmaterials kleiner $75 \mu\text{m}$ in Prozent, S ist die Durchschnittsgeschwindigkeit in mph, W ist das Fahrzeuggewicht in Tonnen, w ist die Anzahl der Reifen des Fahrzeuges und p ist die Anzahl der Tage mit Niederschlägen größer $0,254 \text{ mm}$ pro Jahr. Die Dimension des Emissionsfaktors E_{EPA} ist Pfund pro Fahrzeug und gefahrener Meile. Vorteil dieses Emissionsfaktors ist es, daß eine Prognose der Fahrzeugemissionen ohne direkte Messungen angegeben werden kann. Die Emissionsfaktoren werden meist für die Prognose von Jahresmittelwerten herangezogen, können bei genauer Kenntnis der Parameter aber auch für kürzere Zeiträume errechnet werden.

Aerodynamischer partikelgrößenabhängiger Multiplikationsfaktor k				
$\leq 30 \mu\text{m}$	$\leq 15 \mu\text{m}$	$\leq 10 \mu\text{m}$	$\leq 5 \mu\text{m}$	$\leq 2,5 \mu\text{m}$
0,80	0,50	0,36	0,20	0,095

Tabelle 3.1: Multiplikationsfaktor k aus Gleichung 3.26 für verschiedene Stoke's Partikeldurchmesser aus [29].

Die Entwicklung der Formel 3.26 erfolgte durch einen Ansatz mittels Regressionsrechnung. Berücksichtigt wird hierbei neben der Fahrgeschwindigkeit die Anzahl der Reifen, die als Hauptquelle der Resuspension von Staub fungieren. Es wird jedoch nicht zwischen angetriebenen und nicht angetriebenen Achsen/Reifen unterschieden. Weiterhin berücksichtigt wird, daß ein höheres Fahrzeuggewicht zu einem tieferen Einsacken in den Untergrund führt, es somit zu einem höheren Eintrag an Partikeln durch die „Schaufelbewegung“ des Reifenprofils kommt. Die Anzahl der Tage mit Niederschlagsmengen über $0,254 \text{ mm}$ findet Berücksichtigung, da es auf benetzten oder feuchten Oberflächen zu keiner nennenswerten Resuspension von Partikeln kommt.

Multiplikation des Emissionsfaktors E_{EPA} mit dem Faktor 3,55 führt zu dem Emissionsfaktor E in den Einheiten Gramm pro Meter:

$$E = 3,55 \cdot E_{EPA}. \quad (3.27)$$

3.3.2 Dispersionsmodelle

Da die von Fahrzeugen aufgewirbelten Partikel sich nach den Gesetzen der turbulenten Diffusion ausbreiten, kann man die Quellstärke bei bekannten Konzentrationen (leeseitig) und

den dazugehörigen meteorologischen Parametern mittels eines Dispersionsmodells ermitteln.

Für die Ausbreitung von Schwebstaub ($d < 10 \mu\text{m}$) findet das für bodennahe Quellen geeignete Gaußmodell Anwendung [30] [31] [32]. Durch Vorgabe der Ausbreitungsklasse und der Windgeschwindigkeit sowie den gemessenen Konzentrationen im Lee der Quelle läßt sich die Quellstärke berechnen (vgl. u.a. [33] oder [34]).

Zunächst werden die stationär gemessenen Konzentrationen um die Hintergrundkonzentration verringert. Anschließend bildet man einen Mittelwert dieser Konzentrationen und bekommt somit eine gemittelte Konzentrationserhöhung $\overline{\Delta c}$. Durch Multiplikation mit der mittleren Windgeschwindigkeit \bar{u} und einer Fläche A parallel zur Fahrbahn, durch die die Staubpartikel hindurchtreten, erhält man den Massenstrom $\dot{m}(x)$ in Gramm pro Sekunde:

$$\dot{m}(x) = \overline{\Delta c} \cdot \bar{u} \cdot A. \quad (3.28)$$

Division durch die Länge l der parallel zur Fahrbahn gedachten Fläche ergibt die emittierte Masse pro Sekunde pro Längeneinheit der Linienquelle:

$$q(x) = \frac{\dot{m}(x)}{l}. \quad (3.29)$$

Durch Dispersion und Sedimentation kommt es zu einer Konzentrationsminderung in Abhängigkeit vom Abstand zur Linienquelle, deshalb ist man an dem direkten Emissionenmassenstrom am Quellort interessiert. Eine andere Möglichkeit, um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen, ist die Ermittlung der Quellstärke durch Rückrechnung mit Ausbreitungsansätzen. Bei gleichzeitiger Messung in zwei verschiedenen Abständen zur Quelle in Leerichtung ist die Überprüfung des Ausbreitungsmodells für den jeweiligen Anwendungsfall möglich (vgl. [33]).

Axetell [35] hat ein vereinfachtes Ausbreitungsmodell für Linienquellen entwickelt. Es handelt sich um ein Gaußmodell, welches für bodennahe Quellen und Quellabstände von weniger als 50 m anwendbar ist. Hierbei läßt sich die Emissionsmasse pro Zeiteinheit und Längeneinheit der Linienquelle aus den in verschiedenen Abständen gemessenen Konzentrationen zurückrechnen. Die dabei verwendeten Parameter sind in Tabelle 3.3.2 dargestellt.

Die nicht zu vernachlässigende Anfangsstreuung durch Aufwirbelung durch das Fahrzeug wird visuell vor Ort abgeschätzt. Ein typischer Wert für $\sigma_z(0)$ liegt bei einem Meter.

Für die Streuung $\sigma_z(x)$ ergibt sich folgender Ansatz:

$$\sigma_z(x) = a (x + x_0)^b. \quad (3.30)$$

x_0 ist hierbei ein virtueller Abstand zur Linienquelle, der abhängig ist von der Ausbreitungsklasse:

$$x_0 = \sqrt[b]{\frac{\sigma_z(0)}{a}}. \quad (3.31)$$

Die Quellstärke $q(0)$ errechnet sich aus dem im Abstand x gemessenen spezifischen Emissionmassenstrom $q(x)$ wie folgt:

$$q(0) = q(x) \cdot \frac{\sigma_z(x)}{\sigma_z(0)}. \quad (3.32)$$

Dividiert man die Quellstärke durch die Anzahl der vorbeifahrenden Fahrzeuge n_{Fzg} , bei gleichzeitiger Multiplikation mit der Meßzeit t , erhält man den Emissionsfaktor E :

$$E = \frac{q(0) \cdot t}{n_{Fzg}}. \quad (3.33)$$

Die Einheit des Emissionsfaktors E ist Gramm pro Meter pro Fahrzeug; er gibt an, wieviel Masse Staub pro Meter Fahrzeugbewegung emittiert wird.

Ausbreitungsklasse AK	x_0 für $\sigma_{z(0)}$ in m	Faktoren	
		a	b
I (sehr stabil)	34,8	0,0552	0,816
II (stabil)	21,7	0,0762	0,837
III ₁ (neutral)	16,9	0,0856	0,870
III ₂ (leicht instabil)	10,9	0,112	0,915
IV (labil)	7,82	0,147	0,932
V (sehr labil)	6,0	0,183	0,945

Tabelle 3.2: Parameter des Ausbreitungsmodells nach Axetell [35] für bodennahe Quellen.

3.3.3 Methode nach Kahnwald

Bei einem Ansatz von Kahnwald [36] handelt es sich um ein halbempirisches Ausbreitungsmodell, welches für die Bestimmung von Abtragungen und Verwehungen von Schüttgütern entwickelt worden ist. Kahnwald geht von einer empirischen Abklingfunktion aus, die abhängig ist von der Windgeschwindigkeit und vom Abstand zum Emittenten. Der Ansatz von Kahnwald für die Konzentration $c(x)$ lautet:

$$c(x) = A \cdot \bar{u}^\alpha \cdot e^{-B \cdot x}. \quad (3.34)$$

Hierbei sind A und B empirische Konstanten, die stoff- und betriebsspezifisch sind. Der Exponent α spiegelt den Einfluß der mittleren horizontalen Windgeschwindigkeit \bar{u} wieder. Über den zweiten Exponenten e^{-Bx} wird die durch turbulente Diffusion erzeugte Aufweitung verbundene Abnahme der Konzentration mit zunehmender Entfernung von der Quelle berücksichtigt. Die Berechnung der Konstanten A und B geschieht mittels linearer Regressionsrechnung nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate [37].

Da die Grenzschubspannungsgeschwindigkeit u_{gr}^* für abwehmfähige Partikel proportional zur Wurzel des Produktes des Radius und der Dichte des Partikels ist, muß die Konzentration in der Luft mit dem Quadrat der Windgeschwindigkeit ansteigen, dies entspricht einem α von 2.

Im Falle eines sich bewegenden Fahrzeuges ist die aufgewirbelte Staubmenge pro Fahrzeug nur geringfügig von der Windgeschwindigkeit abhängig. Richter [33] hat deshalb zunächst die gemessene Staubkonzentration wie folgt normiert:

$$c^* = \frac{c \cdot \bar{u}}{n_{Fzg}}. \quad (3.35)$$

\bar{u} ist hierbei die mittlere Windgeschwindigkeit, c die gemessene Staubkonzentration und n_{Fzg} die Anzahl der vorbeigefahrenen Fahrzeuge pro Tag. Verwendet man nun den Faktor -1 für α , ergibt sich für die Konzentration:

$$c^* = A \cdot e^{-B \cdot x}. \quad (3.36)$$

Durch Zurückrechnen auf die Konzentration $c^*(0)$ in der Nähe der Quelle und der Abschätzung der effektiven Höhe h der emittierten Fläche sowie der Expositionszeit t erhält man den Emissionsfaktor E aus folgender Gleichung:

$$E = c^*(0) \cdot h \cdot t. \quad (3.37)$$

Problematisch hierbei ist die Abschätzung der Höhe h sowie die Bestimmung der mittleren Entfernung der Meßstelle von der Fahrbahn. Richter [33] hat als Höhe h für LKWs auf einer unbefestigten Straße beispielsweise drei Meter angegeben, wobei für die zu dieser Arbeit durchgeführten Experimente 1 bis 1,5 Meter ein realistischer Wert sein dürfte. Laut Richter kann die Variation der Quellstärken jedoch in Einzelfällen eine Zehnerpotenz betragen.

3.3.4 Sedimentationsmodell

Die Transportgeschwindigkeit der Partikel hängt in hohem Maße von der Bodenrauigkeit und der Stabilität der Atmosphäre ab. Die zeitliche Veränderung der Höhe eines emittierten Partikels ist von der effektiven Quellhöhe h und der durch die Sinkgeschwindigkeit v_{sed} (vgl. Kapitel 3.1.1) zurückgelegten Strecke abhängig:

$$z(t) = h - v_{sed}t. \quad (3.38)$$

Integriert man die Transportgeschwindigkeit nach der Zeit und setzt man als untere Integrationskonstante die Startzeit und als obere Grenze die aus Gleichung 3.38 berechnete Landezeit ein, erhält man für den Partikelflugweg l :

$$l = \int_0^{\frac{h-z_0}{v_{sed}}} u \cdot dt. \tag{3.39}$$

Lösungen für die verschiedenen Schichtungen der Atmosphäre findet man bei Cowherd [38]. Als Beispiel sei hier die Lösung für den Fall einer neutralen Schichtung angegeben:

$$l = \frac{u^* \cdot h}{\kappa \cdot v_{sed}} \left[\ln \frac{h}{z_0} - 1 \right] + \frac{u^* \cdot z_0}{\kappa \cdot v_{sed}}. \tag{3.40}$$

Hierbei wurde die horizontale und vertikale Diffusion vernachlässigt. Für den Fall der instabilen Schichtung muß die Gleichung 3.40 numerisch gelöst werden. In Abbilung 3.6 ist die maximale Fluglänge für verschiedene Windgeschwindigkeiten und verschiedene Partikeldurchmesser dargestellt.

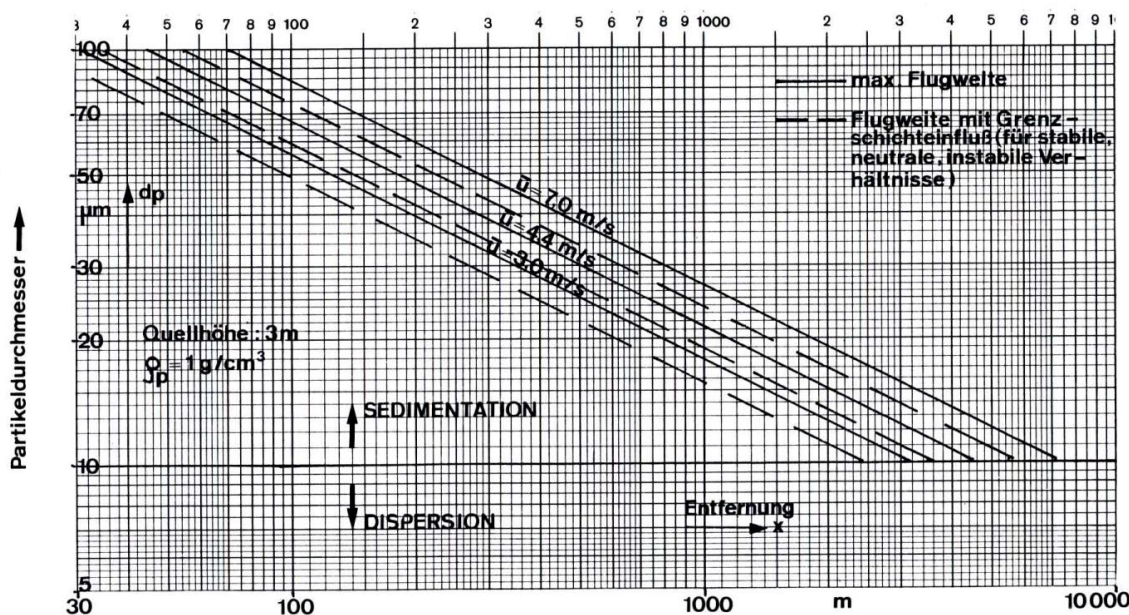


Abbildung 3.6: Sedimentationsmodell für eine Quellhöhe von drei Metern und Partikel mit einer Dichte $\rho_p = 1 \text{ g cm}^{-3}$ aus [37].

Richter gibt für eine grobe Abschätzung der Sedimentationslänge folgende Formel an:

$$l = \frac{\bar{u} \cdot h}{v_{sed}}, \tag{3.41}$$

diese Abschätzung entspricht etwa der größtmöglichen Sedimentationslänge.

Das Sedimentationsmodell dient einer Abschätzung der Flugweite von Partikeln größer $10\ \mu\text{m}$. Es werden keine Konzentrationen oder Emissionsfaktoren errechnet. Es handelt sich hierbei nur um eine Abschätzung des Bereiches der Immission rund um den Emittenten.

3.3.5 Bilanzmodell

Die Bilanzmethode wird benutzt, um Quellstärken von eng umgrenzten Quellen, wie sie beispielsweise Verlade- und Abkippvorgänge darstellen, zu ermitteln. Sie ist auch geeignet, die Emissionen von Fahrzeugbewegungen auf unbefestigten Straßen zu bestimmen. Hierbei ist man nicht wie bei der Benutzung eines Dispersionsmodelles auf ein hindernisfreies Terrain angewiesen, sondern kann sogar bei Vorhandensein weiterer diffuser Einzelquellen Emissionsfaktoren bestimmen [34].

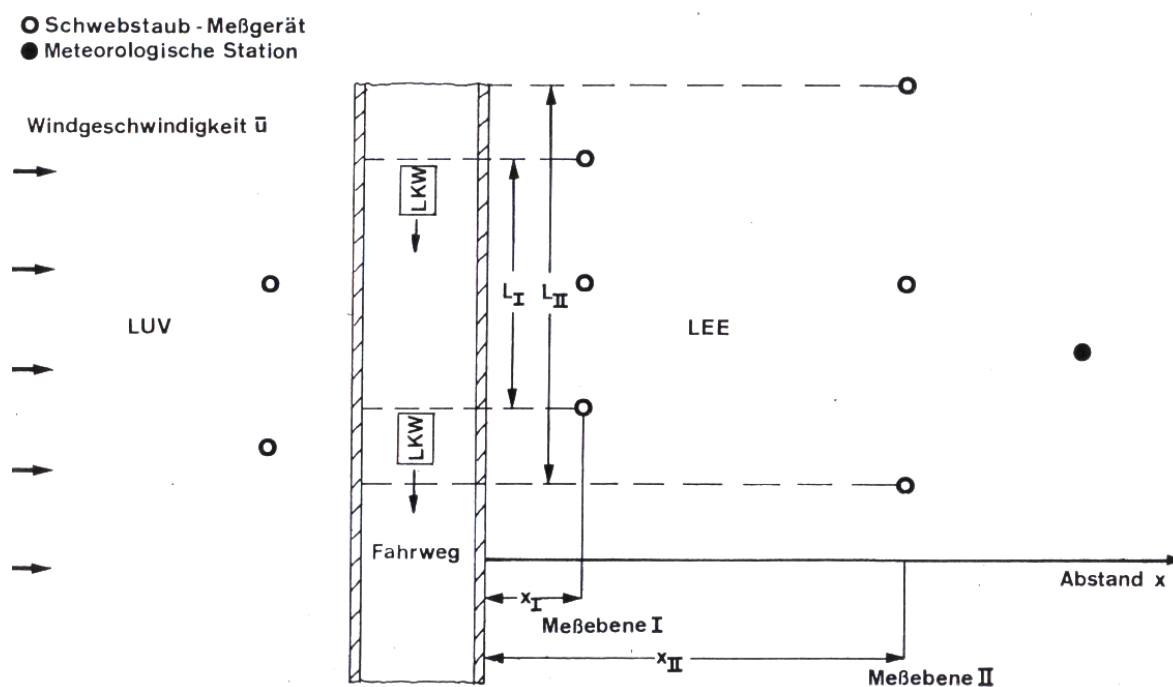


Abbildung 3.7: Messanordnung der Emissionsmessungen bei Fahrverkehr nach der Bilanzmethode aus [34].

In Abbildung 3.7 ist eine typische Messanordnung für die Bilanzmethode dargestellt. Auch bei dieser Methode werden die leeseitigen Konzentrationen um die luvseitigen Konzentrationen (Hintergrundkonzentrationen) bereinigt. Es werden Konzentrationen in zwei Ebenen parallel zur Fahrbahn durch mehrere Meßgeräte erfasst. Die Meßebenen sollten möglichst dicht an der Emissionsquelle sitzen. Gleichzeitig zur Konzentrationserfassung findet eine Aufzeichnung von meteorologischen Parametern wie Windgeschwindigkeit und Windrichtung, sowie die manuelle Erfassung von Ausbreitungsparametern und Fahrzeugbewegungen statt. Aus der Transportgeschwindigkeit und den gemessenen Konzentrationen wird der Massenstrom durch zwei Ebenen ermittelt. Über die Massenströme durch zwei versetzte parallele Ebenen können Aufschlüsse über die turbulente Diffusion sowie über Sedimentationsvorgänge gezogen werden. Die atmosphärischen Stabilitätsklassen können aus Beobachtungen nach dem Schema von Klug [39] bestimmt werden. Weitere Modifikationen sind

durch jahreszeitlich bedingte Besonderheiten sowie die Tageszeit und durch die Höhe der Quelle notwendig [34], auf die hier jedoch nicht weiter eingegangen wird.

Kapitel 4

Resuspension von Partikeln

In diesem Kapitel werden die Grundlagen der Resuspension beschrieben. Unter Resuspension versteht man den Eintritt von Staubpartikeln in die Atmosphäre. Dieser kann laut Pye [40] durch vier verschiedene Mechanismen geschehen:

- durch eine vom Luftwiderstand erzeugte Bewegung auf das Partikel,
- durch eine umströmungsbedingte Druckerniedrigung an der Oberseite des Partikels,
- durch den Stoß anderer Partikel und eine daraus resultierende vollständige oder teilweise Impulsübertragung,
- durch Fahrzeuge oder Personen bedingte Aufwirbelung.

4.1 Resuspension durch den mittleren Wind

In Abbildung 4.1 sind die einzelnen Kräfte dargestellt, die auf ein sich lose im Gefüge befindendes Sandkorn einwirken.

Ein vom Wind angeströmtes Partikel besitzt eine durch den Luftwiderstand bedingte Kraft F_d , eine durch die Umströmung bedingte Auftriebskraft F_L und eine Gewichtskraft F_G (s. Abb. 4.1). Die Auftriebskraft F_L kommt durch Druckunterschiede zwischen Ober- und Unterseite aufgrund einer Strömungsbeschleunigung durch die Wölbung des Partikels an der Oberseite zustande. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit wird diese Kraft größer. Das Partikel liegt in einem Gefüge aus mehreren Sandkörnern und hat somit mehrere Berührungspunkte zu anderen Partikeln. Ist die Auftriebskraft F_L groß genug, kommt es zu einem leichten Anheben und durch die Kraft F_d zu einem Kippen um den Berührungspunkt p . Je größer die Gewichtskraft des Teilchens ist, desto mehr Kraft ist notwendig, um das Teilchen über den Berührungspunkt p zu kippen. Dazu ist eine höhere Kraft F_d notwendig; dies bedeutet, daß die Schubspannungsgeschwindigkeit u_* und somit die mittlere horizontale Windgeschwindigkeit zunehmen muß. Den Zusammenhang zwischen mittlerer horizontaler Windgeschwindigkeit \bar{u} und der Schubspannungsgeschwindigkeit u_* stellt das logarithmische Windprofil in der Prandtl-Schicht dar. Die Beziehung lautet:

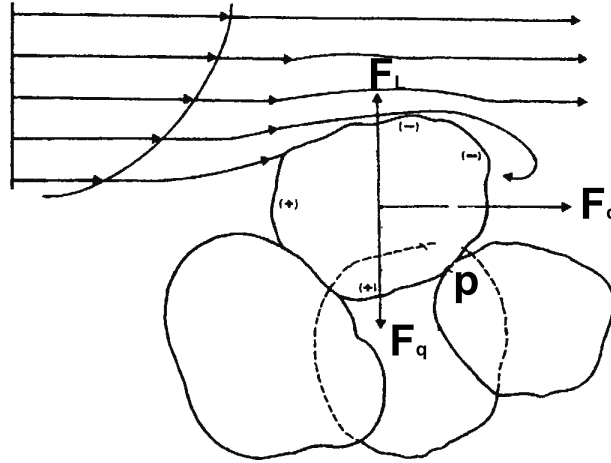


Abbildung 4.1: Darstellung der angreifenden Kräfte auf ein einzelnes Sandkorn in einem Gefüge sowie der Stromlinien in Bodennähe nach [41].

$$\bar{u} = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (4.1)$$

mit der von Kármánschen Konstante κ und der Rauigkeitslänge z_0 [42]. Die Kraft F_d ist wiederum abhängig von der Partikelquerschnittsfläche A_p , der Dichte ρ_l sowie dem Quadrat der Schubspannungsgeschwindigkeit u_* [41]:

$$F_d \sim \rho_l u_*^2 A_p. \quad (4.2)$$

Der Zusammenhang zwischen der Schubspannungsgeschwindigkeit, die notwendig ist, Partikel zu resuspendieren, und dem Partikeldurchmesser ist in Abbildung 4.2 dargestellt.

Die sogenannte „Fluid Threshold“ Linie gibt die Schubspannungsgeschwindigkeit an, die notwendig ist, um Partikel aus einem ruhenden Kollektiv zu resuspendieren. Beim Auftreffen von fremden Partikeln ist die notwendige Schubspannungsgeschwindigkeit für eine Resuspension niedriger. Sie ist in Abbildung 4.2 als „Impact Threshold“ Linie dargestellt. Ein Minimum der „Fluid Threshold“ Linie liegt bei Partikeln mit einem Durchmesser um die $100 \mu\text{m}$. Kleinere Partikel bilden im Kollektiv eine glattere Oberfläche, so daß sich eine größere laminare Unterschicht ausbilden kann (sublayer in Abb. 4.3), die ein Angreifen der Turbulenzelemente erschwert und somit eine höhere Schubspannungsgeschwindigkeit für eine Resuspension bedingt.

Größere Partikel benötigen aufgrund ihrer größeren Gewichtskraft eine höhere Schubspannungsgeschwindigkeit. Im idealisierten Fall von kugelförmigen Partikeln gleicher Dichte ρ_p steigt das Gewicht der Partikel proportional zum Volumen, also mit der dritten Potenz des Partikeldurchmessers d_p ($W_g = \frac{1}{6}\pi g \rho_p d_p^3$). Die durch den Luftwiderstand bedingte Kraft wächst hingegen nur proportional zur Projektionsfläche A und somit mit der zweiten Potenz des Partikeldurchmessers d_p an. Dadurch ergibt sich das schon erwähnte Minimum bei Partikeln um die $100 \mu\text{m}$.

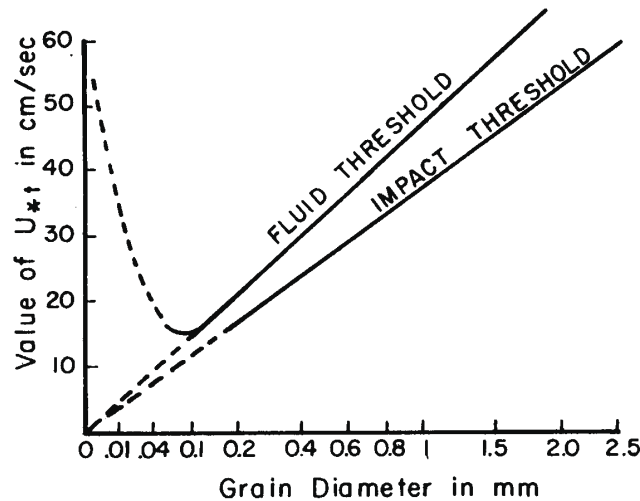


Abbildung 4.2: Die zum Einsetzen der Resuspension von Partikeln notwendige Schubspannungsgeschwindigkeit als Funktion des Partikeldurchmessers aus [43].

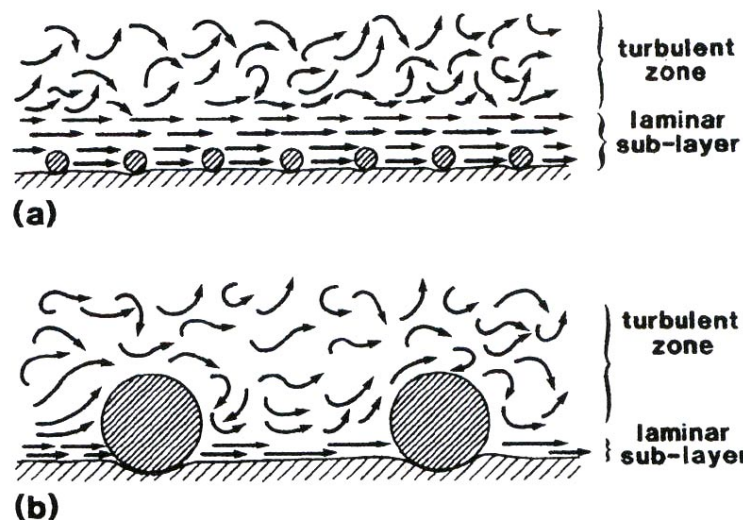


Abbildung 4.3: Ausbildung der laminaren Sub Layer a) über kleineren Partikeln, die eine glatte Oberfläche bilden, und b) über größeren Partikeln, die nicht mehr vollständig in der laminaren Sub Layer liegen aus [41].

Das Anheben des einzelnen Partikels geschieht, wie weiter oben erläutert, durch eine Drucker-niedrigung an der Oberseite des Partikels. Durch die Überströmung des Partikels verringert sich an der Oberseite der statische Druck um den dynamischen Druck, wohingegen an der Unterseite der volle statische Druck aufgrund der fehlenden Schubspannungsgeschwindigkeit vorliegt. Zusätzlich wirkt sich der hohe Gradient der Windgeschwindigkeit in Bodennähe aus, der eine starke Windgeschwindigkeitszunahme schon im Bereich eines Korndurchmessers bedingt [9]. Turbulenzen führen zudem kurzfristig zu einer Erniedrigung des Druckes an der Oberseite und somit zu einer erhöhten Auftriebskraft, die ein Anheben des Partikels begünstigt. Die Kraft F_L (s. Abb. 4.1) ergibt sich aus der Druckdifferenz Δp und der

Partikelquerschnittsfläche A_p :

$$F_L = \Delta p A_p. \quad (4.3)$$

In Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit U in der Höhe $z_0 + 0,35d_p$ kann der Mittelwert der Widerstandskraft laut Einstein und El-Sami [44] wie folgt angegeben werden:

$$F_L = \Delta p A_p = \frac{c_L \rho_l U^2 A_p}{2}. \quad (4.4)$$

Hierbei ist c_L ein dimensionsloser Koeffizient für den Auftrieb und ρ_l die Dichte der Luft. Weitergehende Untersuchungen zur Aufwirbelung von Staub sind in den Arbeiten von Bagnold [43], Pye [40] sowie Pye und Tsoar [41] zu finden.

Zu den von Bagnold [43] durchgeführten Untersuchungen, die in Abbildung 4.2 dargestellt sind, sei hier noch angemerkt, daß es sich um Windkanalversuche mit meist monodispersen Partikeln gehandelt hat. In der Natur findet man jedoch häufig polydisperses Material vor, so daß es anfänglich bei lose geschütteten Materialien aufgrund einer Überschreitung der Grenzschubspannungsgeschwindigkeit (vgl. „Fluid Threshold“ Linie aus Abbildung 4.2) zu einer Resuspension von Partikeln kommt, die dann nach einiger Zeit zum Erliegen kommt. Dies kann durch eine Selektierung der Partikel erklärt werden. Wenn sich eine glatte Oberfläche gebildet hat, oder die Oberfläche aus großen Partikeln besteht, die die darunterliegenden kleinen Partikel vor der turbulenten Zone (s. Abb. 4.3) schützen, reicht die gleiche Windgeschwindigkeit nicht mehr aus, um weitere Partikel zu resuspendieren. Dieser Vorgang kann sich bei erhöhten Windgeschwindigkeiten mehrmals wiederholen [45].

4.2 Resuspension durch Fahrzeuge

Die Reifen spielen durch die Kraftübertragung zwischen Fahrzeug und Fahrbahn die größte Rolle für die Resuspension von Staubpartikeln.

Im stehenden Zustand wirkt auf die Fahrbahn die Gewichtskraft des Fahrzeuges (F_G), ihr entgegengesetzt ist die gleich große Kraft des Untergrundes auf den Reifen ($F_{Fahrbahn}$). Während der Fahrt vermindert sich die Gewichtskraft um die durch die Umströmung des Fahrzeuges entstehende Auftriebskraft ($F_{Auftrieb}$). Zusätzlich zu diesen beiden Kräften wirkt die Antriebskraft ($F_{Antrieb}$) und die ihr entgegengesetzte Reibungskraft ($F_{Reibung}$) (s. Abb. 4.4).

Bei Kurvenfahrten treten zusätzlich zu der antreibenden Kraft Zentrifugal- und Zentripetalkräfte auf. Während einer beschleunigungsfreien Geradeausfahrt werden lediglich die durch Reibungskräfte entstehenden Energieverluste durch Antriebskräfte kompensiert, ansonsten treten keine weiteren Kräfte auf.

Betrachtet man das Profil eines Reifens während des Kontaktes mit der Fahrbahn im sogenannten Reifenlatsch näher, so ergibt sich das in Abbildung 4.5 dargestellte Kräftebild. Zur

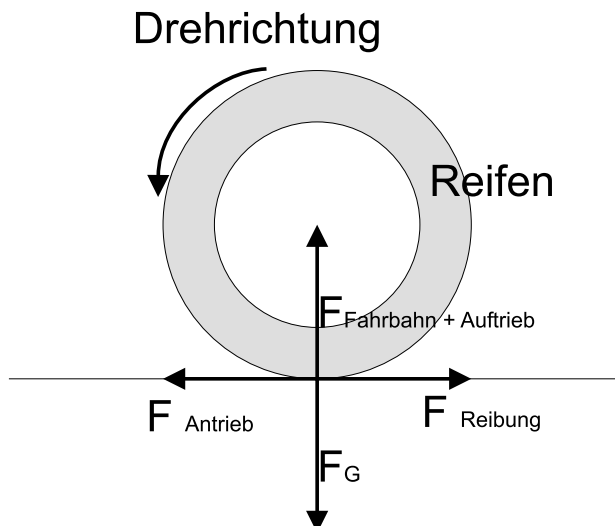


Abbildung 4.4: Kräftegleichgewicht am Reifen während einer beschleunigungsfreien Fahrt.

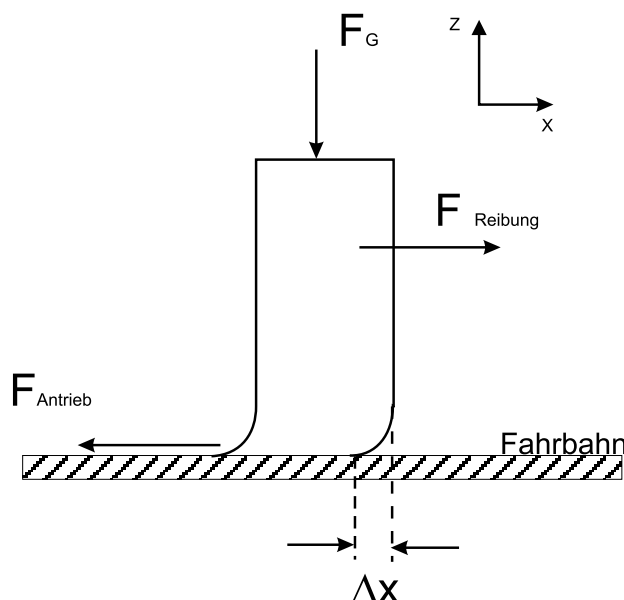


Abbildung 4.5: Kräfte, die auf ein Reifenprofilelement wirken sowie die dadurch bedingte Verformung nach [46].

Veranschaulichung ist in dieser Abbildung nur ein quaderförmiges Profilelement dargestellt. Eine tangential angreifende Antriebskraft $F_{Antrieb}$ verformt das Profilelement seitlich um die Strecke Δx (s. Abb. 4.5), die Reibungskraft $F_{Reibung}$ ist dieser Kraft entgegengesetzt und von gleichem Betrag. Erhöht sich nun die Antriebskraft $F_{Antrieb}$, so wächst zunächst auch die Auslenkung Δx proportional an. Voraussetzung hierfür ist eine Vernachlässigung der Auftriebskraft $F_{Auftrieb}$ und somit eine konstant wirkende Gewichtskraft F_G . Bei zunehmend höheren Antriebskräften verschwindet jedoch der lineare Zusammenhang. Das Verhältnis von Antriebskraft $F_{Antrieb}$ zur um die Auftriebskraft reduzierten Gewichtskraft F_G wird als Reibwert oder Adhäsionskoeffizient μ_{Reib} bezeichnet [45]:

$$\mu_{Reib} = \frac{F_{Antrieb}}{F_G}. \quad (4.5)$$

Wird die Antriebskraft größer als die ihr entgegengesetzte Reibungskraft, kommt es zu einem Durchdrehen der angetriebenen Reifen. Dabei wird das Verhältnis der Tangentialgeschwindigkeit des Reifens zur Fahrgeschwindigkeit als Schlupf bezeichnet. Der Schlupf wird in Prozent angegeben; 100% Schlupf bedeutet Durchdrehen der Reifen, ohne daß sich das Fahrzeug fortbewegt. In Abbildung 4.6 ist der Reibwert aus Gleichung 4.5 in Abhängigkeit vom Schlupf dargestellt. Für Beschleunigungs- und Bremsvorgänge ergibt sich eine maximale Wirkung bei 15% Schlupf und gleichzeitigen maximalen Reibwerten von etwas über 0,9.

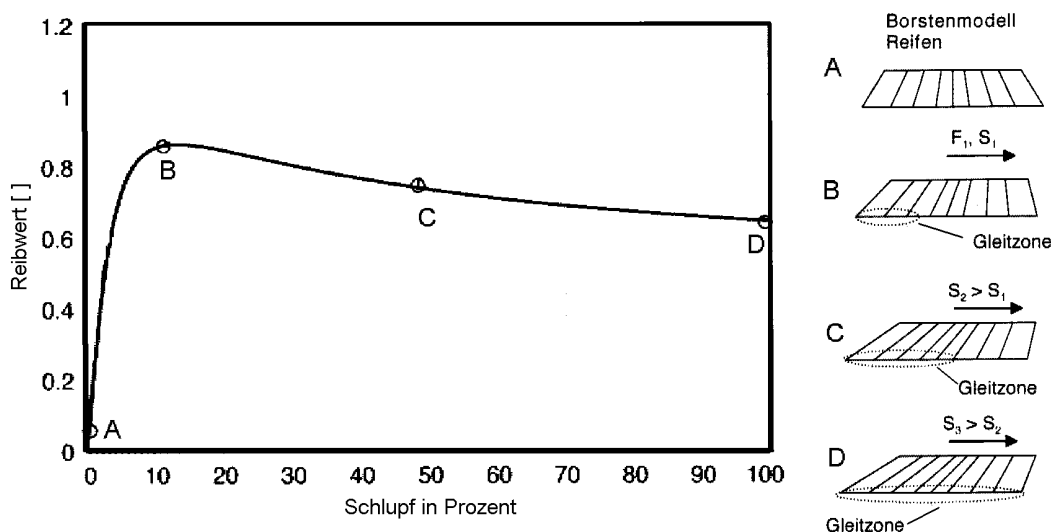


Abbildung 4.6: Reibwert in Abhängigkeit vom Schlupf (*links*) am Reifenlatsch sowie die daraus resultierenden Gleitzonen (*rechts*), veranschaulicht durch das Borstenmodell aus [47].

Abbildung 4.6 läßt sich mit dem Borstenmodell, wie es unter anderem von Clark [48] beschrieben wird, erklären. Hierbei wird von der Vorstellung ausgegangen, daß das durch den Reifenfülldruck vorgespannte Reifenprofil beim Kontakt mit der Fahrbahn abgeplattet, also nochmals verformt wird. Man spricht hierbei von einem Borstenmodell, da sich beim rotierenden Reifen die Profilelemente beim Einlauf in den Kontaktbereich ähnlich verformen wie eine auf einen Untergrund gepresste Bürste [45].

Diese Art der Verformung tritt nicht nur in Fahrtrichtung, sondern auch in lateraler Richtung auf, da auch hier der Reifen, wie in Abbildung 4.7 links dargestellt ist, eine Wölbung aufweist und sich beim Kontakt mit der Fahrbahn verformt.

Abbildung 4.6 läßt auch erkennen, welcher Bereich des maximal möglichen Reifenlatsches von Haft- in Gleitreibung übergeht. Diesen Bereich bezeichnet man als Gleitzone. Ist die Gleitzone über den gesamten Bereich des Reifenlatsches verteilt, so kommt es zu keiner Fortbewegung, die Reifen drehen durch.

Bei der Dispergierung von Straßenstaub kommen drei Effekte zum Tragen:

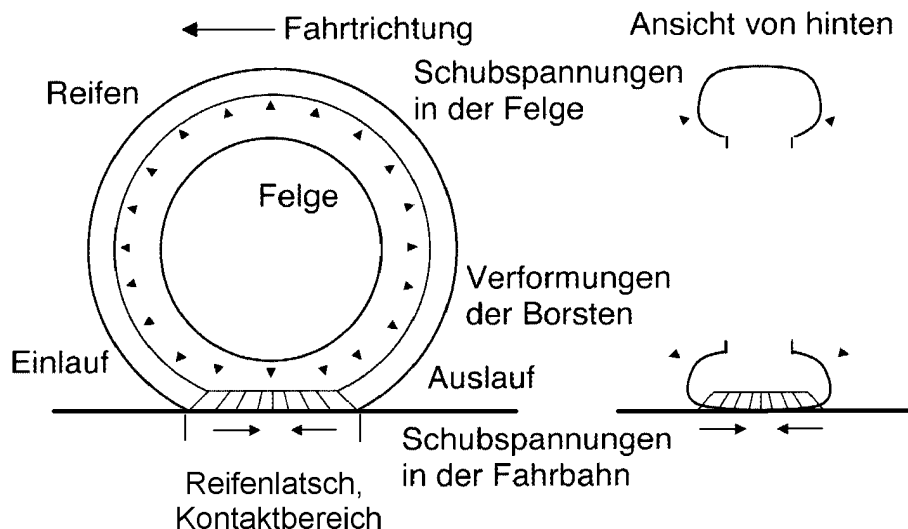


Abbildung 4.7: Darstellung des Reifenlatsches anhand des Borstenmodells aus [47].

1. Eine Verformung des Reifenprofils während der Kontaktphase mit der Fahrbahn. Dies bewirkt auf nicht befestigten Straßen ein Aufbrechen des Fahrbahngefüges und vermehrt das zusätzlich dispergierbare Material.
2. Gleitzonen und Reifenschlupf können große Mengen an losen Partikeln durch Kohäsion an den Reifen weiter transportieren und durch die Zentrifugalkraft des rotierenden Reifens dispergieren.
3. Der größte Transport findet durch das Eindringen des Reifenprofils in den Untergrund und den anschließenden Transport durch den Reifen statt, dies wird im folgenden näher beschrieben.

In Abbildung 4.8 sind zwei Zwischenräume eines Reifenprofils während des Kontaktes mit losem Untergrund dargestellt. In Teilabbildung A ist die Situation ohne, in Teilabbildung B mit Schlupf zu sehen. Die weiter oben beschriebene Verformung durch die Abplattung der Reifen wurde aus Vereinfachungsgründen weggelassen. Grundsätzlich kommt es durch die auf den Boden einwirkende Gewichtskraft zu einem Einsinken des Reifens in den Untergrund; hierbei wird das Bodenmaterial im Bereich des Profils verdichtet (in Abb. 4.8 durch die kleinen eng beieinanderliegenden Punkte gekennzeichnet), im Bereich der Profilzwischenräume bleibt im idealisierten Fall die Struktur und das Gefüge erhalten (in Abb. 4.8 durch die großen Punkte dargestellt) und kann deshalb je nach Untergrund mehr oder weniger in die Zwischenräume gelangen. Der Unterschied zwischen Antrieb mit und ohne Schlupf liegt nun darin, daß bei vorhandenem Schlupf eine weitere Verformung des Reifenprofils stattfindet, so daß mehr unverdichtetes Bodenmaterial in den Zwischenräumen aufgenommen und nach Verlassen des Reifenlatsches durch die Zentrifugalkraft dispergiert wird. Durch die Verformung wirkt das Profil wie ein Förderband. Zudem bedeutet Schlupf auch mehr Umdrehungen der Reifen, bezogen auf die zurückgelegte Strecke, was wiederum einer größeren Dispergierung gleichkommt. In Kurvenfahrten kommt zusätzlich zur Antriebskraft und der ihr entgegengesetzten Reibungskraft eine Zentrifugalkraft hinzu, die durch eine Zentripetalkraft plus Seitenreibungskraft kompensiert wird. Auch hier kommt es durch Schlupf zu

einem erhöhten Eintrag an Partikeln.

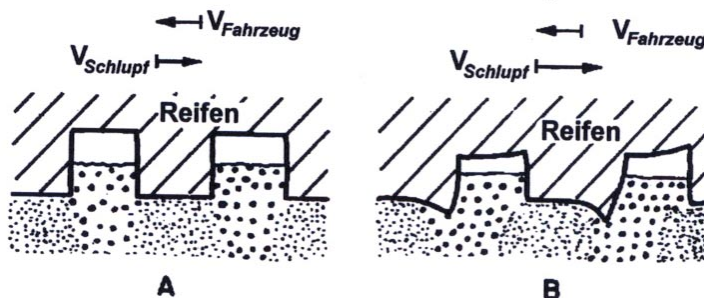


Abbildung 4.8: Eindringen von Partikeln in die Reifenzwischenräume auf unbefestigten Straßen, A mit Reifenschlupf und B ohne aus [48]

4.2.1 Der Einfluß des rotierenden Reifens auf die Dispergierung

Einen Einfluß auf Dispergierungsprozesse hat auch die Rotation des Reifens. Während der Fahrt werden die rotierenden Reifen von der Fahrtluft umströmt. Hierbei hängt die Umströmung von der Form der Reifen und der Karosserie ab. Im Idealfall eines Reifens ohne Beeinflussung der Karosserie, wie er in Abbildung 4.9 links dargestellt ist, bilden sich Unterdruck- und Überdruckzonen aus.

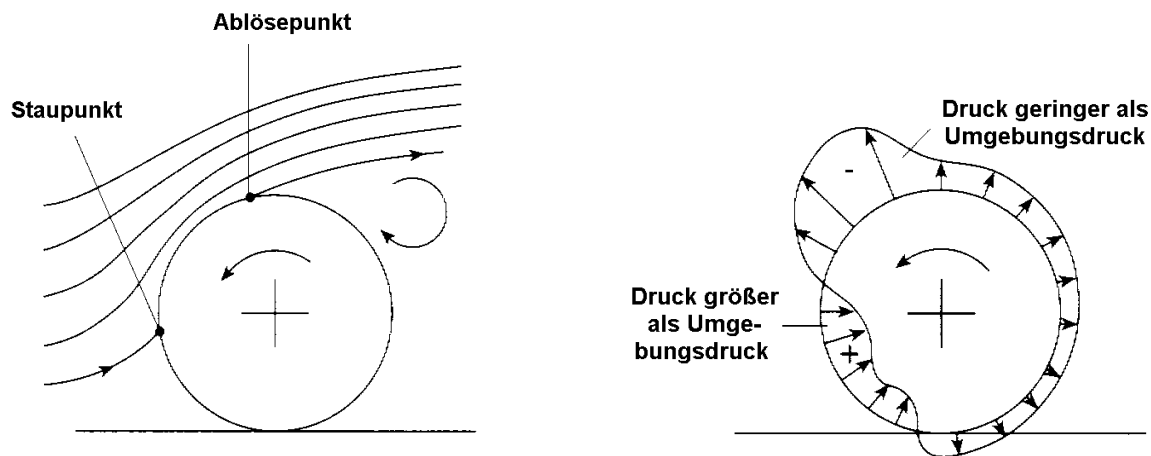


Abbildung 4.9: Strömungsverlauf und Druckverhältnisse an einem idealisierten Reifen aus [46].

Durch eine Überströmung des Reifens wird die Luft beschleunigt, so daß es zu einer Abnahme des statischen Druckes an der Oberseite des Reifens kommt. Die Druckverhältnisse an einem überströmten Reifen sind in Abbildung 4.9 links zu sehen. Hinter dem Ablösepunkt bilden sich Ablösewirbel aus. Eine Zone des Überdrucks bildet sich zwischen dem

Staupunkt und, in Rotationsrichtung betrachtet, dem Reifenlatsch aus. Hierbei ist eine Verschiebung des Stau- und Ablösepunktes bei schneller rotierendem Reifen entgegen der Strömungsrichtung zu verzeichnen. Die Druckverhältnisse ändern sich dementsprechend [49]. Bei höheren Geschwindigkeiten kommt es zudem zu einer Reduzierung der durch die Überströmung erzeugten Auftriebskraft. In der Überdruckzone zwischen Staupunkt und Reifenlatsch kommt es, ähnlich wie bei einer Bugwelle, zu einer seitlichen Dispergierung von losem Untergrundmaterial. In Abbildung 4.10 ist die Überdruckzone dunkelblau dargestellt, die dadurch bedingte Dispergierung ist als hellblaue Fläche dargestellt. Durch die Unterdruckzone, in Fahrtrichtung betrachtet hinter dem Reifen (in Abb. 4.10 rot dargestellt), kommt es zu einem Partikeltransport in Richtung Reifen, dem entgegengesetzt ist die Zentripetalkraft des Reifens. Das so und durch den Transport in den Profiltzwischenräumen dispergierte Material ist in dieser Abbildung orange eingezeichnet.

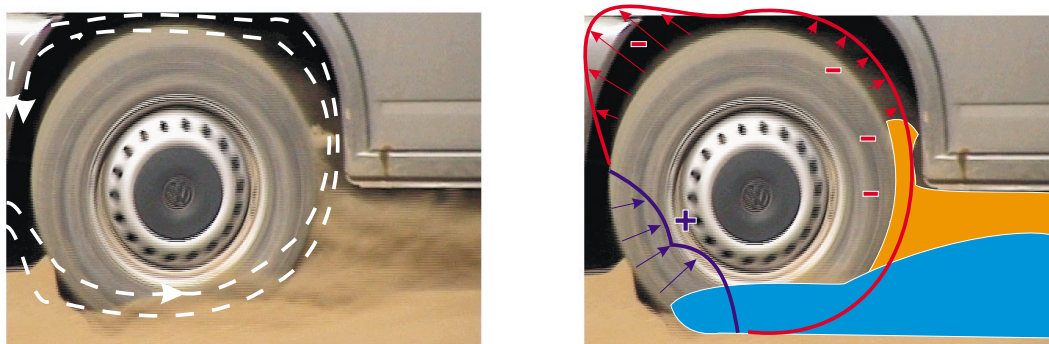


Abbildung 4.10: Dispergierungsprozesse am Reifen durch Unterdruck- und Überdruckzonen.

Aus Abbildung 4.10 ist zu erkennen, daß die Realität komplizierter ist als die idealisiert dargestellte Reifenüberströmung in Abbildung 4.9. Durch den Radkasten, in dem sich der Reifen befindet, entsteht ein völlig anderes Strömungsmuster, als es in Abbildung 4.9 dargestellt ist [50]. Des weiteren kommt es zu einer seitlichen Umströmung der Reifen, in deren Nachlauf sich periodisch ablösende Wirbel (Kármánsche Wirbelstraßen) bilden. Diese Wirbel konnten während einiger Erprobungsfahrten deutlich beobachtet werden. In Abbildung 4.10 sind in der linken Abbildung Strömungslinien eingezeichnet, die aus der Abbildung 4.11 von Hucho [50] entnommen worden sind. In der Zeichnung von Hucho (Abb. 4.11) ist außerdem eine Aufsicht dargestellt, die die seitliche Umströmung des Reifens verdeutlicht.

4.2.2 Der Einfluß der Karosserieform auf den Fahrzeugnachlauf

Neben der Um- und Überströmung der Radkästen beziehungsweise der Reifen hat auch die Form der Karosserie, hier insbesondere die Heckpartie, einen wesentlichen Einfluß auf Dispergierungsprozesse von Staubpartikeln hinter Fahrzeugen.

Der Luftwiderstand F_{Fzg} eines Fahrzeuges erhöht sich proportional zum Quadrat der Fahrgeschwindigkeit v_{Fzg} und ist von der Projektionsfläche A des Fahrzeuges, dem dimensionslosen Widerstandsbeiwert c_w und der Dichte des Luft ρ_l abhängig. Er kann wie folgt berechnet

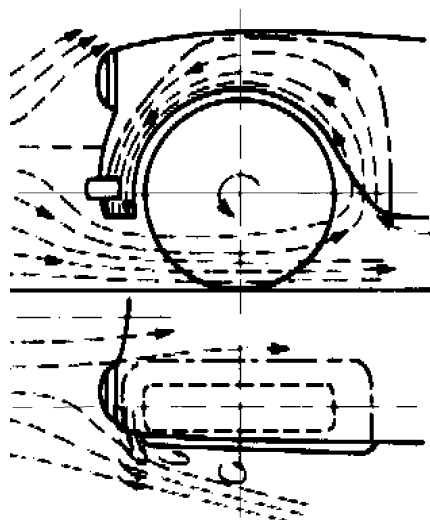


Abbildung 4.11: Strömungsmuster in einem Radhaus, *oben*: Seitenansicht, *unten*: Sicht von oben aus [50].

werden:

$$F_{Fzg} = c_w A \frac{\rho_l}{2} v_{Fzg}^2 \tag{4.6}$$

Ziel der Entwicklung ist es nun, diesen Luftwiderstand möglichst zu minimieren, um die notwendige Antriebsenergie klein zu halten. Eine enganliegende Strömung mit möglichst wenig Strömungsabrissen ist hierbei wünschenswert. Strömungsabrisse bedingen turbulente Strömungen, die den Widerstand erhöhen. Die Form eines Fahrzeuges wird meist durch Design und Nutzungsart vorgegeben. Man unterscheidet hierbei grob drei Heckformen, das Stufen-, das Fließ- und das Vollheck. Die Strömungsverhältnisse hinter diesen drei Heckformen sind in Abbildung 4.12 dargestellt.

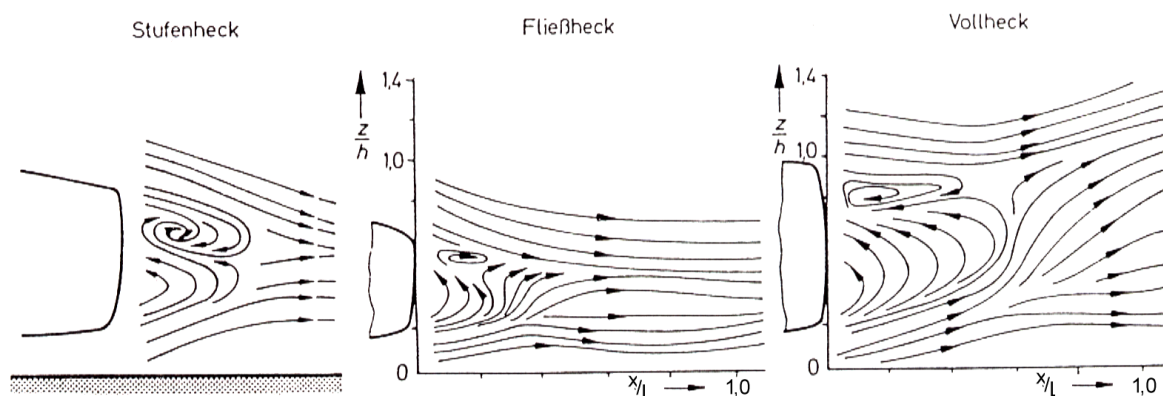


Abbildung 4.12: Darstellung der beiden Wirbel im Totwasser verschiedener Autoheckformen aus [51].

Es handelt sich hierbei um die Verhältnisse in der Fahrzeugmitte, dargestellt sind Mittelwerte. Allen Formen gemeinsam sind zwei gegenläufige Wirbel mit einer Rotationsachse

senkrecht zur Fortbewegung und parallel zur Fahrbahnoberfläche. Der untere Wirbel dreht im entgegengesetzten Sinn wie der obere. Von großem Interesse ist hierbei der untere Wirbel. Er ist derjenige, der die von den Reifen resuspendierten Partikel zusätzlich zur turbulenten und molekularen Diffusion zu einer Staubfahne aufzuweiten vermag. Im oberen Wirbel wird vermehrt unbelastete Luft eingemischt; zudem können hier nur sehr kleine Partikel der zweifachen Strömungsumlenkung folgen.

In Abbildung 4.13 ist ein direkter Vergleich eines Fahrzeuges mit Vollheck (Volkswagen T4) und mit Fließheck (Audi TT) auf einer unbefestigten Straße dargestellt. Die Fahrgeschwindigkeit betrug 40 km/h. Deutlich zu sehen ist in dieser Abbildung, daß bei einem Vollheck (linke Abbildung) die Aufweitung durch den sehr starken unteren Heckwirbel bereits direkt im Nachlauf erfolgt; bei einem Fahrzeug mit Fließheck wird die Staubfahne erst einige Meter hinter dem Heck durch turbulente Diffusion stark aufgeweitet. Zu erkennen ist auch, daß sich die Staubfahne des Vollheckfahrzeuges sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung bei gleicher Geschwindigkeit weiter ausdehnt.



Abbildung 4.13: Vergleich von Staubfahnen hinter einem Vollheckfahrzeug (*links*) und einem Fließheckfahrzeug (*rechts*).

Neben den beiden Wirbeln im Totwasser können an Kanten weitere Ablösewirbel entstehen. Bei Fahrzeugen mit Stufen- und Fließheck entstehen diese Wirbel laut Hucho [50] an Kanten, die nicht parallel zur Strömung stehen. Laut Hummel [53] muß der Winkel, den die Kante zur Strömungsrichtung besitzt, 5° bis 30° betragen, damit sich solche Ablösewirbel ausbilden können [45]. Diese Ablösewirbel, die ebenfalls paarweise auftreten, besitzen Wirbelachsen, die parallel zur Fahrtrichtung verlaufen, beziehungsweise nur einen geringen Winkel zur Parallelen aufweisen. Ein solcher Wirbel ist in Abbildung 4.14 mit dem Buchstaben *C* gekennzeichnet. Heckwirbel (Abb. 4.12) sind mit den Buchstaben *A* und *B* versehen.

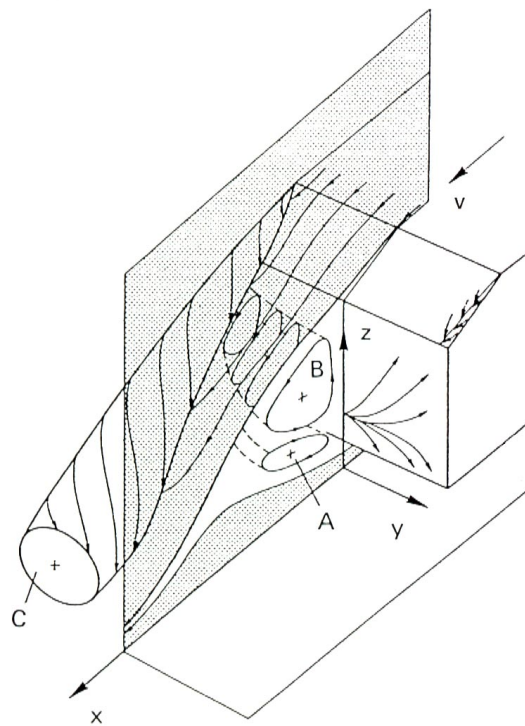


Abbildung 4.14: Wirbelbildung hinter einem Schrägheck aus [52].

Kapitel 5

Messungen von Partikelspektren im Fahrbetrieb

In diesem Kapitel werden die in den Versuchen verwendeten Meßgeräte vorgestellt. Eine schematische Darstellung des gesamten Meßaufbaues ist in Abbildung 5.1 dargestellt.

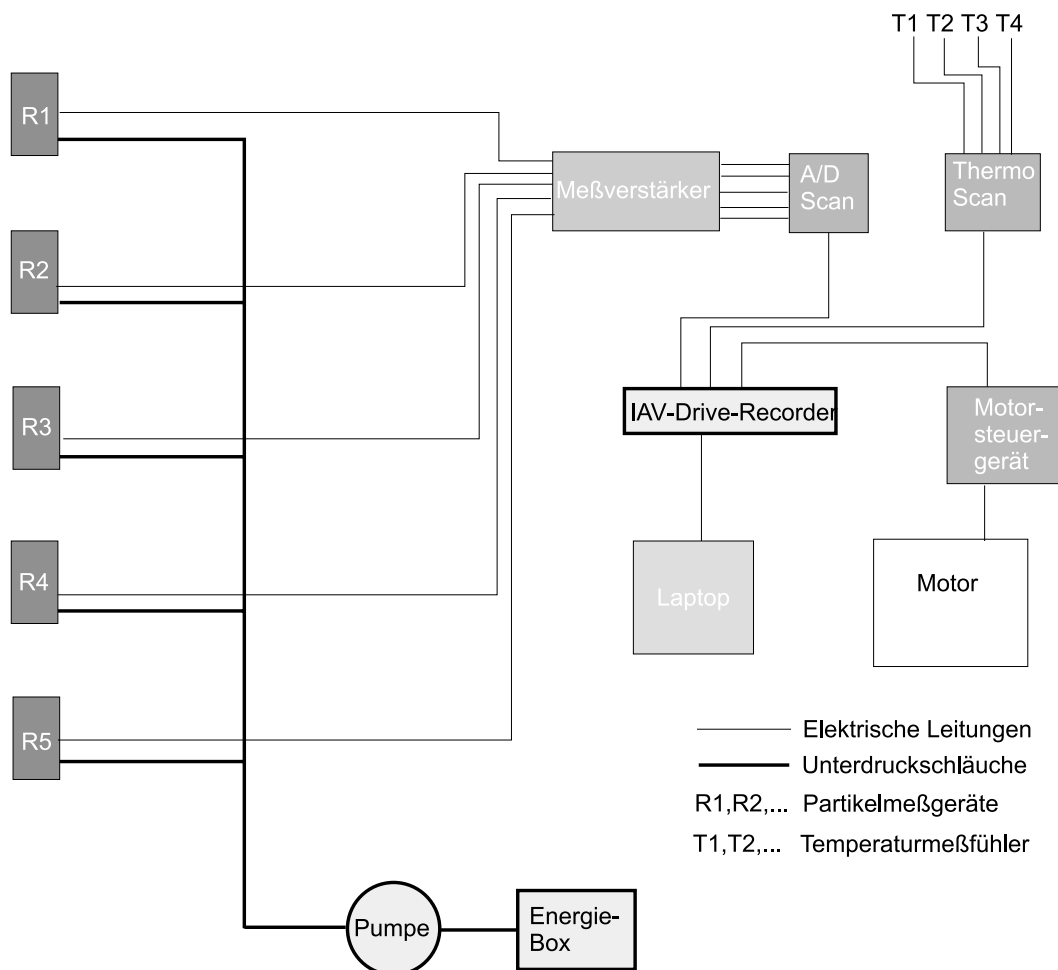


Abbildung 5.1: Schematischer Meßaufbau für die Versuche im Fahrbetrieb.

5.1 Staubsammelgerät

Ein geeignetes Staubsammelgerät mußte ausgewählt werden, um die Wirkungskette des Staubes von der Resuspension über den Transport in der Atmosphäre bis hin zum Impakt am Fahrzeug meßtechnisch erfassen zu können. Der Einsatz fand überwiegend auf unbefestigten Straßen, sogenannten Gravel-Roads statt. Dort kommen sehr hohe Staubkonzentrationen vor, die es galt, über längere Zeit zu messen. Hinzu kommen hohe mechanische Belastungen im Fahrbetrieb.

Die wissenschaftlichen Anforderungen an das Meßgerät waren:

- Messungen hoher Staubkonzentrationen bis 1 g/m^3 ,
- Auflösung in verschiedene Partikelfractionen ($d < 4,5 \mu\text{m}$ (fein), $d < 10 \mu\text{m}$ (mittel), $d < 100 \mu\text{m}$ (grob)),
- Online-Darstellung,
- zeitliche Auflösung der Konzentrationen in die drei oben genannten Fraktionen.

Das Meßgerät muß einen Konzentrationsbereich von $100 \mu\text{g/m}^3$ bis zu 1 g/m^3 erfassen können. Die Kenntnis der Größenverteilung innerhalb einer Staubfahne ist notwendig, um naturnahe Prüfstandstäube entwickeln zu können, da der Verschleiß von der Partikelgröße abhängig ist. Die Größenverteilung hat zudem einen erheblichen Einfluß auf die Partikelverweilzeiten in der Atmosphäre.

Online-Messungen sollten eine Überlastung der Meßgeräte durch Kontrolle ihrer Funktionsfähigkeit vermeiden. So konnte über die Höhe der aufgenommenen Spannungen auf die Belegung der Filter geschlossen und somit einer Überladung der Filter vorgebeugt werden.

Die zeitliche Auflösung ist eine Voraussetzung, um die Konzentrationen einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug, die in erster Linie vom Abstand zum Fahrzeug und der Geschwindigkeit abhängt, messen zu können.

Die fahrzeugrelevanten Anforderungen sind:

- Robustheit gegenüber Schwingungen und mechanischen Belastungen,
- kompakte Bauweise (z.B. Einbau in den Motorraum),
- einfache Handhabung (Feldbetrieb).

Die Meßgeräte waren während ihres Einsatzes an einem Meßgeräteträger vor und zum Teil hinter dem Fahrzeug angebracht (s. Abb. 6.1). Dadurch waren sie den teilweise hohen Konzentrationen direkt ausgesetzt. Hohe Schwingungsbelastungen traten durch den großen Abstand zu den Vorder-/Hinterrädern auf. Die mechanischen Belastungen wurden noch verstärkt durch die Beschaffenheit der Gravel-Roads, die eine uneinheitliche Oberflächenbeschaffenheit mit Schlaglöchern bis hin zu Riffelwellen („Waschbrett-Piste“) aufwiesen. Aufgrund der notwendigen Filterwechsel mußten die Montage und Demontage der Meßgeräte im Motorraum einfach und schnell funktionieren. Hinzu kam noch eine hohe thermische Belastung der Meßgeräte im Motorraum durch Strahlungswärme des Motorblocks.

Eine weitere Anforderung war die zeitgleiche Online-Erfassung der fünf Konzentrationsdaten mit den dazugehörigen Fahrdaten (z.B. Fahrgeschwindigkeit, Drehzahl des Motors, verschiedene Temperaturen, Pedalwert usw.).

Das Staubsammelgerät Respicon [54] entsprach den oben beschriebenen Anforderungen. Es handelt sich hierbei um eine Kombination aus virtuellen Impaktoren und Einwinkelstreulichtmeßgeräten.

5.1.1 Virtueller Impaktor

Ein virtueller Impaktor (vgl. [13]) trennt den Volumenstrom Q_g (s. Abb. 5.2) in zwei Volumenströme Q_a und Q_1 auf. Die Partikel bleiben in beiden Volumenströmen zunächst luftgetragen. Der Volumenstrom Q_1 wird senkrecht zum Hauptstrom abgesaugt. Partikel, die aufgrund der Trägheit der Masse dem so umgelenkten Volumenstrom nicht folgen können, verbleiben in dem um den Volumenstrom Q_1 verminderten Hauptstrom. Die Konzentration der feineren Fraktion ist in beiden Volumenströmen gleich groß; jedoch ist die gröbere Konzentration im unteren Zweig (Volumenstrom Q_a) um den Faktor $\alpha = Q_g/Q_a$ angereichert.

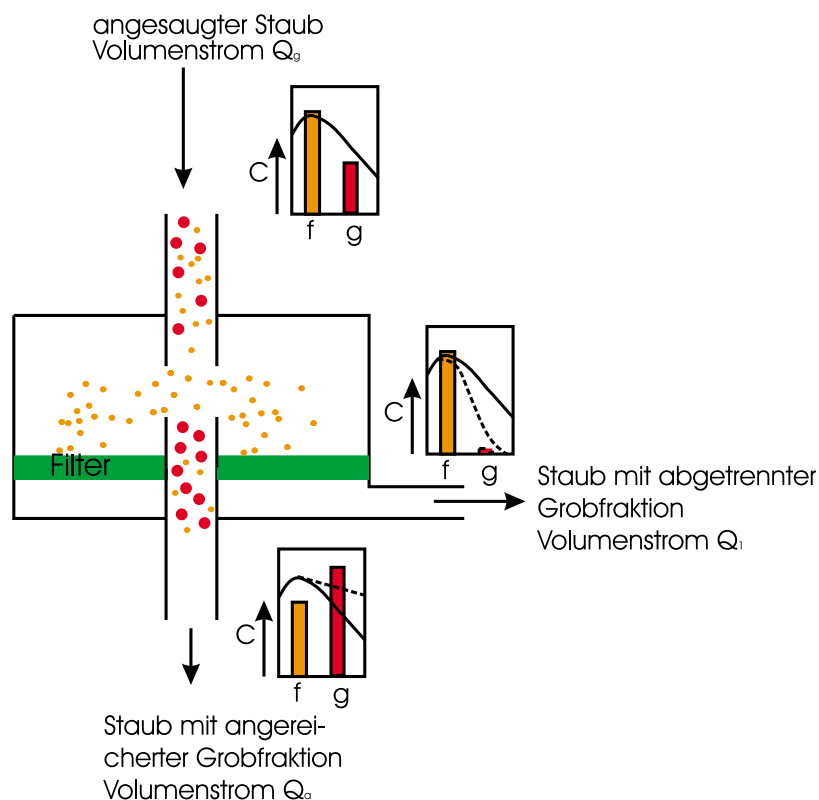


Abbildung 5.2: Funktionsweise des virtuellen Impaktors [55]

5.1.2 Einwinkelstreulichtgerät

Bei den verwendeten Einwinkelstreulichtgeräten wird das Streulicht eines sich in einem genau definierten Meßvolumen befindlichen Partikelkollektives gemessen. Dabei werden die

Partikel, die ungefähr die Größenordnung der Wellenlänge des verwendeten Lichtes besitzen, am stärksten bewertet. Im Fall des Respicons sind dies Partikel mit einem Durchmesser von ca. $0,8 \mu\text{m}$. Für größere Partikel nimmt die Streulichtausbeute umgekehrt proportional zur dritten Potenz des Durchmessers ab. Auf Grund dieser Charakteristik benutzt man das Meßverfahren überwiegend, um Feinstäube zu messen. Voraussetzung für die Richtigkeit der zeitlichen Konzentrationsverläufe ist jedoch, daß sich während der Messung die Zusammensetzung der Stäube, und somit die Kalibrierfaktoren, nicht wesentlich verändern. Über eine Kalibrierung mittels eines gravimetrischen Verfahrens können die erhaltenen mittleren Spannungen in $\text{mV}/\text{mg}/\text{m}^3$ umgerechnet werden; daraus ergeben sich dann die Konzentrationen in mg/m^3 pro Zeiteinheit. Durch eine Kombination aus Einwinkelstreulichtgeräten und einem gravimetrischen Verfahren können auch Partikel zeitlich aufgelöst gemessen werden, die einen größeren Durchmesser besitzen als die Wellenlänge des benutzten Laserlichtes und die somit außerhalb des Empfindlichkeitsmaximums des Meßgerätes liegen.

Prinzip des Einwinkelstreulichtgerätes

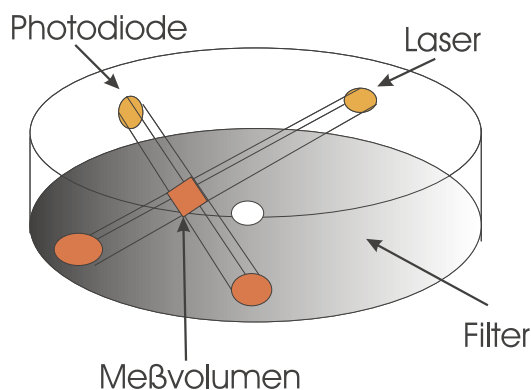


Abbildung 5.3: Aufbau eines Einwinkelstreulichtmeßgerätes im Respicon [55].

5.1.3 Das Staubsammelgerät Respicon

Die zu untersuchenden Partikel werden mit einer Unterdruckpumpe mit $3,11 \text{l}/\text{min}$ in das Respicon gesaugt. Im Meßgerät erfolgt eine Aufteilung des Volumenstromes in drei ungleiche Volumenströme, $Q_1 = 2,66 \text{l}/\text{min}$, $Q_2 = 0,33 \text{l}/\text{min}$ und $Q_3 = 0,11 \text{l}/\text{min}$. So bekommt man eine Trennung in 3 Fraktionen, durch Q_1 wird der Staub mit $r < 4,5 \mu\text{m}$ zu 85% abgesaugt und auf dem oberen Filter abgeschieden. Bevor die so getrennten Partikel auf dem Filter impaktieren, gelangt ein kleiner Teil der luftgetragenen Partikel in das Meßvolumen des Einwinkelstreulichtmessers (siehe Abb. 5.3). Ein Datenlogger mißt die Spannung einer Photodiode, die durch die Streuung der Partikel erzeugt wird. Der weitere Volumenstrom, jetzt mit der um den Faktor $\alpha = 7$ angereicherten Fraktion $r > 4,5 \mu\text{m}$, gelangt in den zweiten virtuellen Impaktor. Der Volumenstrom beträgt jetzt $0,45 \text{l}/\text{min}$, senkrecht dazu werden in der zweiten Stufe $Q_2 = 0,33 \text{l}/\text{min}$ abgesaugt. Dies hat zur Folge, daß 75% der Fraktion $r \leq 10 \mu\text{m}$ abgetrennt werden. Hier ist wie in der ersten Stufe ein Einwinkelstreulichtmeßgerät ca. 1cm über dem Filter angebracht, um den Konzentrationsverlauf zeitlich aufzulösen. Der übrige Volumenstrom gelangt nun mit der um den Faktor $\alpha = 28$

angereicherten Fraktion $r > 10 \mu\text{m}$ auf den dritten Filter. Ein weiteres Streulichtmeßgerät dedektiert hier die Gesamtstaubfraktion.

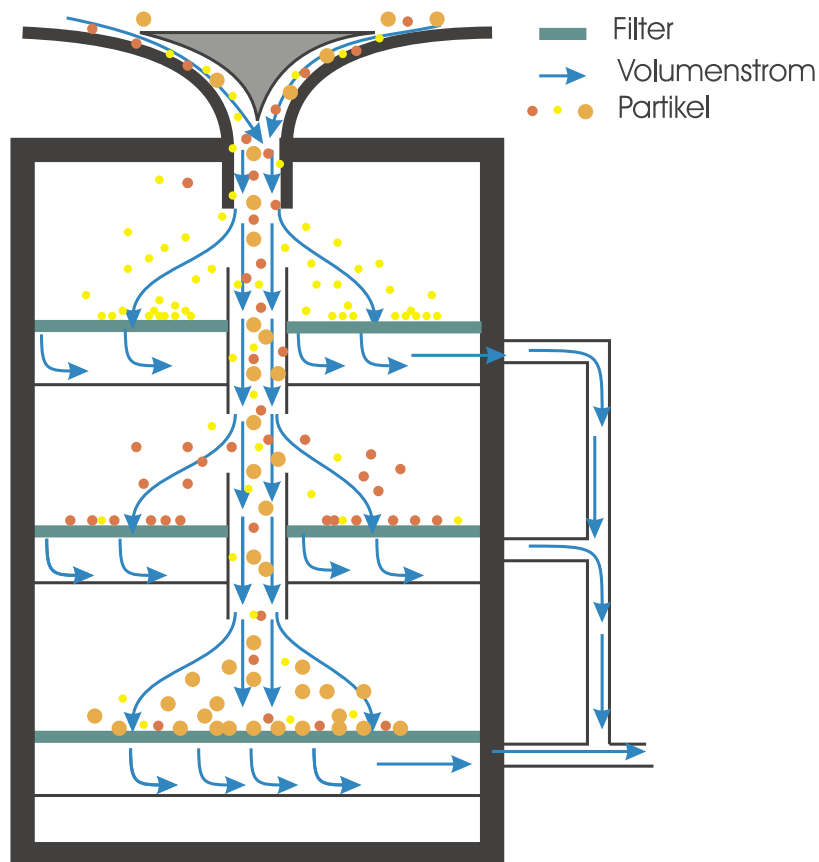


Abbildung 5.4: Schematischer Aufbau des Respicons.

Die Filter wurden unter konditionierten Bedingungen in einem klimatisierten Raum vor und nach den Versuchen gewogen. Die Lufttemperatur betrug $22^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ und die relative Luftfeuchtigkeit $RF\ 50\% \pm 5\%$. Zur Massenbestimmung der unbeladenen und der beladenen Filter wurde eine Filterwaage der Firma Sartorius [56] mit einer Genauigkeit von $\pm 10 \mu\text{g}$ benutzt. Die Differenz zwischen Ein- und Auswaage ergab die Filterbelegungen.

Über die Sammelzeit t_s und die Volumenströme $Q_{1,2,3}$ errechnen sich die mittleren Konzentrationen der einzelnen Fraktionen wie folgt:

für $d < 4,5 \mu\text{m}$

$$c_m^{d < 4,5 \mu\text{m}} = \frac{m_1}{Q_1 t_s}, \quad (5.1)$$

für $d < 10 \mu\text{m}$

$$c_m^{d < 10 \mu\text{m}} = \frac{m_1 + m_2}{Q_2 t_s}, \quad (5.2)$$

für $d < 100 \mu\text{m}$

$$c_m^{d < 100 \mu\text{m}} = \frac{m_1 + m_2 + m_3}{Q_3 t_s}. \quad (5.3)$$

Teilt man die jeweiligen gemittelten Spannungsreihen der Photometer durch die dazugehörigen mittleren Konzentrationen, erhält man die Kalibrierfaktoren für die Streulichtmeßgeräte. Dividiert man die aktuellen Spannungswerte durch die Kalibrierfaktoren, so ergeben sich die zeitlichen Konzentrationsverläufe [57]. Das hier verwendete Meßgerät mißt den aerodynamischen Äquivalentdurchmesser. Es handelt sich hierbei um Partikel, die die gleichen aerodynamischen Eigenschaften besitzen wie Kugeln mit einer Dichte von 1 g/cm^3 . Alle in dieser Arbeit angegebenen Partikeldurchmesser sind aerodynamische Äquivalentdurchmesser.

5.1.4 Fehlerbetrachtung

Auf Veränderungen des Volumenstromes reagiert ein virtueller Impaktor und damit auch das Respicon sehr sensibel. Eine zu niedrige Flußrate führt zu einer Verschiebung des Cut-Off-Punktes zu größeren aerodynamischen Partikeldurchmessern. Der benötigte Volumenstrom von $3,111/\text{min}$ wurde in den durchgeführten Experimenten durch eine zentrale Unterdruckpumpe und kritische Düsen erzeugt. Die kritischen Düsen saßen direkt hinter den Meßgeräten in den Unterdruckleitungen. Kritische Düsen erzeugen einen konstanten Volumenstrom/Massenstrom; hierbei wird ausgenutzt, daß sich in einer Kapillare ab einer kritischen Druckdifferenz ($p_{\text{vor}}/p_{\text{nach}}$) bei weiter steigender Druckdifferenz der Durchfluß durch die Kapillare nicht mehr erhöht. In diesem Fall herrscht in der Kapillare Schallgeschwindigkeit [58]. Dies bedeutet, daß lediglich ein Unterdruck erzeugt werden muß, der dafür sorgt, daß die Druckdifferenz vor und hinter der Düse größer ist als die kritische Druckdifferenz. Der geschätzte Fehler beim Volumenstrom liegt bei $3,111/\text{min} \pm 0,11/\text{min}$. Im Gegensatz zu herkömmlichen Impaktoren gibt es beim virtuellen Impaktor keine Probleme durch „Bounding“, was bei einer Überbelegung auf einer Impaktorstufe zum Ablösen von Partikeln führt und somit die Größenverteilung verfälscht. Hingegen betragen die Wandverluste beim virtuellen Impaktor im Bereich des Cut-Off-Durchmessers ($4,5 \mu\text{m}$ in der obersten Stufe) bei öligen Substanzen bis zu 20 % [55]; bei Mineralstaub liegen diese Wandverluste wesentlich niedriger, und für alle Partikeldurchmesser außerhalb des Cut-Off-Durchmessers sind sie, ebenso wie die Wandverluste in herkömmlichen Impaktoren [59], zu vernachlässigen. Für die Filterbelegung gibt Koch [55] eine maximale Belegung des oberen Filters (Glasfaserfilter) für Quarzstaub von 20 mg an . Da die Volumenströme der beiden anderen Filter wesentlich geringer sind ($0,331/\text{min}$ und $0,111/\text{min}$ statt $2,661/\text{min}$), sind höhere Belegungen möglich. Entscheidend für die maximale Belegung ist, daß die Druckdifferenz vor und nach dem Filter nicht zu einer Volumenstromänderung führt.

Die zeitliche Auflösung durch die Streulichtphotometer führen zu falschen zeitlichen Konzentrationsverläufen, wenn sich die Zusammensetzung des Staubes, und damit die Brechungsindizes, während einer Messung ändert.

Ein speziell bei den Fahrversuchen aufgetretenes Problem liegt in den großen Erschütterungen auf den Gravel-Roads. Es ist vorgekommen, daß sich Teile der Filterbelegung vom Filter gelöst haben und somit vom Photometer ein Zusatzsignal gemessen wurde. Diese Fehlinformationen zeichnen sich durch hohe kurzzeitige Konzentrationspeaks aus und sind somit leicht korrigierbar. Ein nennenswerter Einfluß auf den Kalibrierfaktor durch den Peakcharakter ist nicht gegeben.

Bei einer Meßzeit von $3600 \text{ s} \pm 10 \text{ s}$ und einer Belegung von $m_1 = 3,695 \text{ mg} \pm 0,1 \text{ mg}$, $m_2 =$

9,075 mg \pm 0,1 mg und $m_3 = 39,664$ mg \pm 1 mg sowie einem Volumenstrom durch das Meßgerät von 3,111/min \pm 0,11/min ergeben sich maximale Fehler für :

- $d < 4,5 \mu\text{m}$ von $\pm 18\%$ ($c_1 = 0,386$ mg/m³ \pm 0,066 mg/m³),
- $d < 10 \mu\text{m}$ von $\pm 13\%$ ($c_2 = 1,334$ mg/m³ \pm 0,156 mg/m³),
- $d < 100 \mu\text{m}$ von $\pm 9\%$ ($c_1 = 5,470$ mg/m³ \pm 0,203 mg/m³).

Die Fehler für höhere Beladungen und/oder kleinere Volumenströme sind wesentlich niedriger und liegen in den Staubfahnenexperimenten unter 5%.

5.2 Aufzeichnungen der Fahrdaten

Die Spannungssignale der Partikelmeßgeräte wurden zusammen mit den fahrzeugspezifischen Daten auf einem gemeinsamen Speichermedium erfasst, um Synchronisierungsprobleme zu vermeiden. Der Aufbau der Meßapparatur wurde in Zusammenhang mit einer Diplomarbeit [45] erstellt und erprobt.

5.2.1 IAV–Drive–Recorder

Als zentrale Einheit für die Datenerfassung wurde ein IAV–Drive–Recorder [60] benutzt. Dieses speziell für Erprobungen im Automobilbau entwickelte Datenerfassungssystem bietet die Möglichkeit, externe Meßsysteme anzuschließen. Der Drive–Recorder ist mit einem Mikroprozessor ausgerüstet, der eine Abtastrate von bis zu 100 Hz für alle Meßkanäle bietet. Alle im Motorsteuergerät abgelegten Informationen konnten über die K-Leitung (Diagnoseschnittstelle) des Fahrzeuges abgespeichert werden. Als Speichermedium diente eine PCMCIA–Steckkarte. Zwei A/D–Wandler und eine Thermo–Scan Einheit wurden am Drive–Recorder zusätzlich angeschlossen. Über eine RS232–Schnittstelle konnte man während der Messung alle Kanäle auf einem Laptop online verfolgen. So wurden Ausfälle im Meßsystem umgehend angezeigt. Eine schematische Darstellung des Aufbaus ergibt sich aus Abbildung 5.1.

5.2.2 A/D–Wandler

Für die Spannungsaufzeichnung der Partikelmeßgeräte wurden zwei A/D–Scan–Einheiten der Firma CSM [61] am Drive–Recorder angeschlossen. Sie besitzen ein Auflösungsvermögen von 16 Bit. Spannungen von $-5,0$ V bis zu $16,5$ V konnten in digitale Signale umgewandelt werden. Dies entspricht einer Genauigkeit von ± 5 mV (s. [61]) bei einer Abtastfrequenz bis zu 100 Hz. Da die Photometer der Respicons jedoch nur Spannungen von 0 – 5 V lieferten, wurde ein Pegelwandler entwickelt, um die Spannungssignale anzupassen. Der detaillierte Aufbau des Meßsystems ist bei Pilawa [45] beschrieben.

5.2.3 Thermo–Scan

Für die zeitgleiche Aufzeichnung der Lufttemperatur vor dem Fahrzeug sowie im Motorraum und im Fahrgastinnenraum wurde eine Thermo–Scan Meßeinheit am Drive–Recorder angeschlossen. Verwendet wurden NiCr–Ni Thermolemente, die in der Automobilindustrie für Erprobungszwecke standardmäßig eingesetzt werden. Der Meßbereich erstreckt sich von -50°C bis $+1250^{\circ}\text{C}$ und kann in zwei Meßbereichen abgefragt werden (s. [61]). Von -50°C bis 205°C wird eine Auflösung von $\pm 1^{\circ}\text{C}$, im Bereich -25°C bis 1250°C von $\pm 5^{\circ}\text{C}$ erreicht.

5.3 Stationäre Konzentrationsmessungen an einem 5 m hohen Mast

Als Ergänzung der während der Fahrt gemessenen Staubkonzentrationen wurde zusätzlich ein 5 m hoher Meßmast mit vier Respicons ausgerüstet, um vertikale Konzentrationsprofile von Staubfahnen an einem festen Bezugspunkt bis in 5 m Höhe zu messen (s. Abb. 5.5). Es wurde in 0,6 m, 1,25 m, 2,5 m und in 5,0 m Höhe gemessen. Die Meßgeräte wurden mit speziellen Ansaugköpfen ausgerüstet, die für Windgeschwindigkeiten über 2 m/s ausgelegt sind. Anders als im Fahrbetrieb wurden die Spannungsdaten der Streulichtmessungen auf separaten Datenloggern aufgenommen. Kritische Düsen hinter den Respicons sorgten zusammen mit einer zentralen Unterdruckpumpe für einen konstanten Volumenstrom von $3,111/\text{min} \pm 0,11/\text{min}$ an allen verwendeten Staubsammelgeräten. Ein schematischer Aufbau ist in Abbildung 5.6 zu sehen.



Abbildung 5.5: Meßmast.

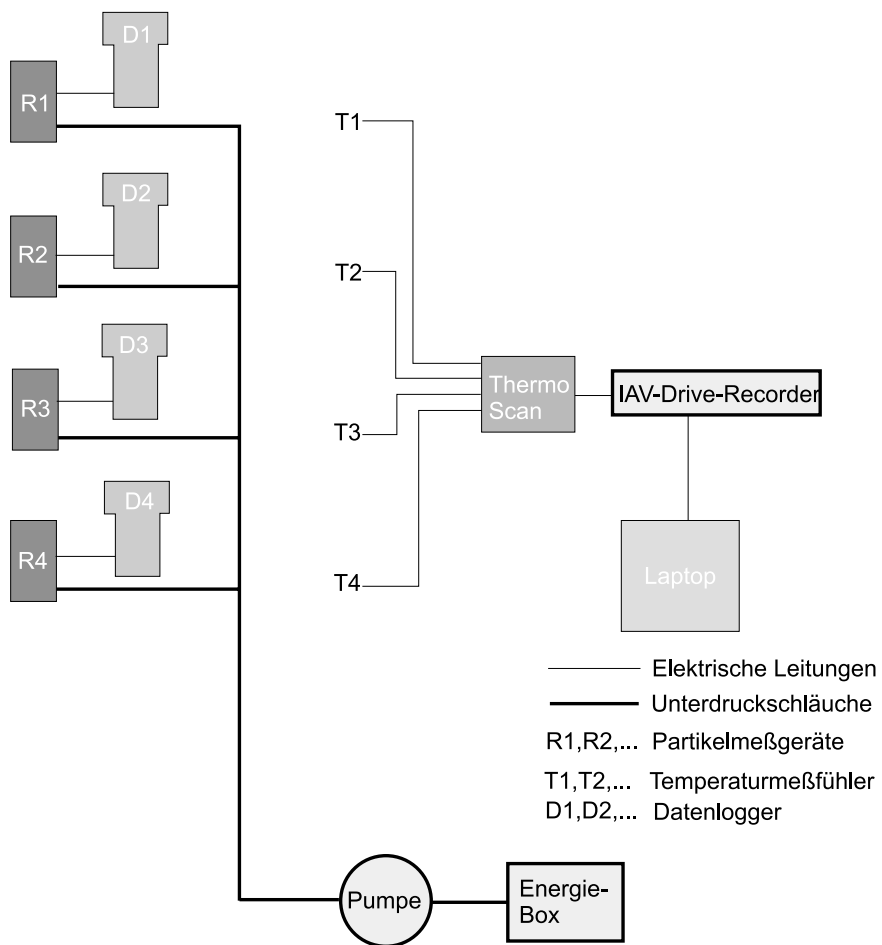


Abbildung 5.6: Schematischer Aufbau des Meßmastes.

Kapitel 6

Experimente

In diesem Kapitel werden die durchgeführten Experimente beschrieben. Es handelt sich hierbei um Konzentrationsmessungen direkt hinter einem fahrenden Fahrzeug (Staubscanversuche), um stationäre Messungen des Vertikalprofils von Staubfahnen (Mastversuche) und um Messungen der Konzentrationsbelastung eines Fahrzeuges bei Begegnung mit einem anderen Fahrzeug (Begegnungsversuche). Alle Versuche wurden im Zeitraum vom 28.06. bis 14.07.2000 auf einer öffentlichen und einer privaten Gravel-Road in der Nähe von Phoenix (Arizona) in den USA durchgeführt.

6.1 Staubscanversuche

Bei den Staubscanversuchen handelt es sich um ein Abscannen der Staubschleppe eines vorwegfahrenden Fahrzeuges. Das Meßfahrzeug wurde mit fünf Staubsammelgeräten ausgerüstet, drei Meßgeräte wurden vor dem Fahrzeug in Stoßstangenhöhe (0,5 m), in Kühlerhöhe (1,2 m) und in Dachhöhe (1,9 m) auf einem Gerüst fixiert (s. Abb. 6.1). Zwei weitere Meßgeräte wurden im Motorraum auf dem Wischwasserbehälter befestigt, um die Konzentrationen im Motorraum und in einem Motorbauteil zu messen. Parallel zu den zeitlich aufgelösten Staubkonzentrationen wurden über einen IAV-Drive-Recorder [60] alle wichtigen Fahrzeugdaten, die das Motorsteuergerät zur Verfügung stellt, aufgezeichnet. Das stauberzeugende Fahrzeug fuhr mit einer konstanten Geschwindigkeit, die mittels einer Geschwindigkeitsregelanlage eingestellt wurde. Das Meßfahrzeug fuhr zu Beginn ca. 30 Sekunden parallel neben dem Quellauto. Durch die Drive-Recorder Daten konnte die Geschwindigkeit des Quellfahrzeuges auf ± 1 km/h bestimmt werden. Anschließend wurde das Meßfahrzeug leicht abgebremst und schwenkte unmittelbar hinter dem Quellauto ein. Die Geschwindigkeitsdifferenz betrug $3 \text{ km/h} \pm 1 \text{ km/h}$ zwischen beiden Fahrzeugen, so daß mit zunehmender Meßdauer das Meßfahrzeug einen immer größeren Abstand zur Quelle bekam. Der momentane Abstand wurde dann wie folgt über die Zeit und die Geschwindigkeit ermittelt:

$$s_{\text{Abstand}}(t) = (v_{\text{Quelle}} - v_{\text{Senke}}) \cdot (t - t_0). \quad (6.1)$$

Hierbei ist v_{Quelle} die Geschwindigkeit des Quellautos, v_{Senke} die Geschwindigkeit des Meßfahrzeuges. Als t_0 gilt der Zeitpunkt, ab dem nach dem Einschwenken die ersten Staubsignale im

unteren Respicon aufgezeichnet wurden. Der so errechnete Abstand weist einen Fehler von ± 5 m auf. Vorteil dieser Methode ist, daß aufgrund der längeren Meßzeit die Konzentration genauer bestimmt werden kann als bei den Mastmessungen.

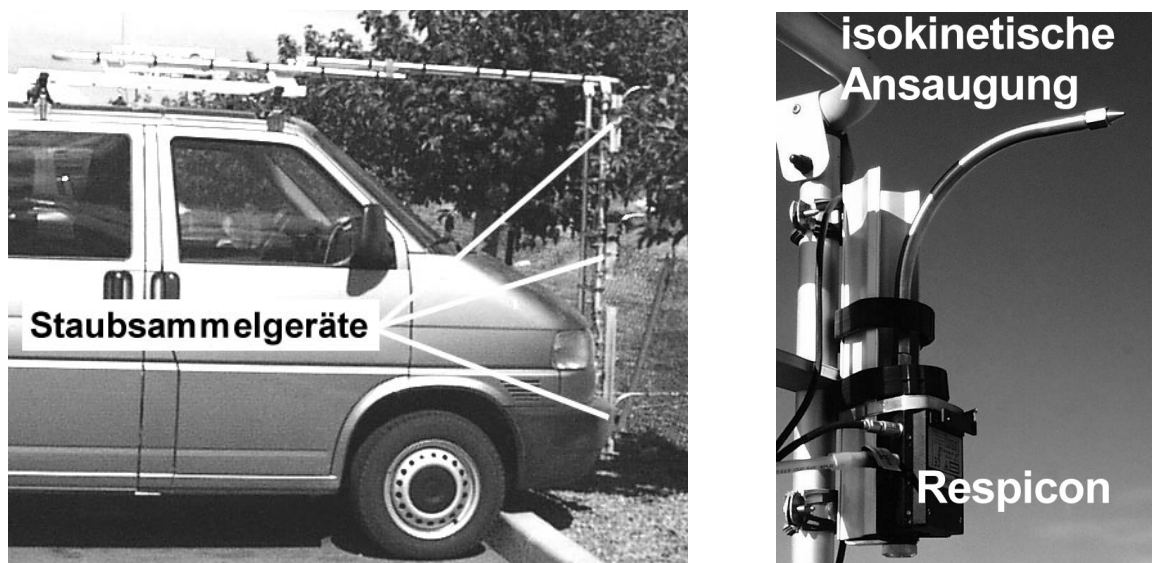


Abbildung 6.1: Meßaufbau T-4, Staubabsauger in drei unterschiedlichen Höhen auf einem Meßgeräteträger (*links*); Staubabsauger Respicon am Meßgeräteträger mit isokinetischer Ansaugung (*rechts*).

6.2 Mastversuche

Bei einer weiteren Testserie wurden vier Staubabsauger an einem 5 m hohen Meßmast in unterschiedlichen Höhen befestigt. Für die Messungen wurden spezielle Meßköpfe verwendet, die für Geschwindigkeiten über 2 m/s ausgelegt sind. Die Versuche sind zwar bei Windgeschwindigkeiten unter 2 m/s durchgeführt worden, jedoch besitzt die Staubfahne zu Beginn eine Eigengeschwindigkeit, die mehr als 2 m/s beträgt. Der Meßkopf hat zudem keine bevorzugte Ansaugrichtung, sondern eine 360° Öffnung. Der Mast wurde zunächst direkt neben der Fahrbahn, später in unterschiedlichen Entfernungen zum Fahrbahnrand aufgestellt und justiert. Das Testgebiet war ein Wüstengebiet ohne Bewuchs, so daß die Rauigkeitslänge bei allen Versuchen konstant blieb. Die Versuche wurden immer nach dem gleichen Schema durchgeführt. Das Testfahrzeug fuhr mit konstanter Geschwindigkeit am Mast vorbei. Die konstante Geschwindigkeit wurde 200 m vor dem Mast erreicht, damit Reibungseffekte der Reifen (Schlupf) durch Beschleunigungsvorgänge keinen Einfluß auf die Messung haben konnten. Aus Erfahrungswerten wurde von einer mittleren Meßdauer von 10 bis 15 s bei einer Vorbeifahrtgeschwindigkeit von 100 km/h am Masten ausgegangen. Da die Meßfrequenz durch die Datenlogger auf 1 Hz festgelegt war, wurde über jeweils 10 Vorbeifahrten gemittelt. Als Beginn der Messung wurde der Zeitpunkt gewählt, an dem die gedachte Verbindung Hinterrad / Meßmast einen rechten Winkel zu der Teststrecke bildete. Dies war von besonderer Bedeutung für die Versuche, bei denen der Meßmast nicht direkt am Straßenrand postiert war.

Geschwindigkeit Mefffahrzeug	Geschwindigkeit entgegenkommendes Fzg.		
	40 km/h	60 km/h	80 km/h
40 km/h	40 km/h	60 km/h	80 km/h
60 km/h	40 km/h	60 km/h	80 km/h
80 km/h	40 km/h	60 km/h	80 km/h

Tabelle 6.1: Kombinationen der Geschwindigkeiten bei den Begegnungsversuchen.

6.3 Vorbeifahrten

Staubfahnen hinter fahrenden Fahrzeugen stellen die größte anthropogene Staubquelle für den Straßenverkehr dar. Unterscheiden muß man dabei zwei Situationen; zum einen das Fahren hinter einem Fahrzeug, wobei es dem Fahrer hier möglich ist, den Abstand zum vorausfahrenden Fahrzeug und somit die Staubkonzentration, die auf das Fahrzeug einwirkt, selbst zu bestimmen; und zum anderen die Begegnung zweier aneinander vorbeifahrender Fahrzeuge. Hier hat der Fahrer keine Möglichkeit auszuweichen, um die Staubkonzentration, der sein Fahrzeug ausgesetzt ist, zu minimieren. Deshalb wurden Vorbeifahrexperimente durchgeführt. Das Meßfahrzeug wurde hierfür mit dem gleichen Meßaufbau wie bei den Staubsanversuchen ausgestattet. In Tabelle 6.1 sind die Geschwindigkeitskombinationen, bei denen gemessen wurde, dargestellt. Die Messungen wurden an drei aufeinanderfolgenden Tagen, jeweils zwischen 12 und 16 Uhr durchgeführt.

Kapitel 7

Ergebnisse der Staubmessungen

7.1 Konzentrationsmessungen

Die Staubfahne hinter einem Fahrzeug wird durch drei Zonen geprägt:

1. Die Dispergierungszone. Hier stellen die Reifen den Hauptanteil der Partikel zum Transport bereit. Messungen in diesen Bereichen erweisen sich als äußerst schwierig, da hinter den Rädern permanent Konzentrationen größer 1 g/m^3 auftreten. Der Unterboden ist aufgrund der Fahrwerksdynamik auf Gravel-Roads mit Meßgeräten schlecht auszustatten, deshalb können für diesen Bereich nur grobe Schätzwerte angegeben werden.
2. Der hintere Fahrzeugnahbereich. Hier entstehen durch die Umströmung des Fahrzeuges zwei Heckwirbel mit einer Wirbelachse senkrecht zur Fahrtrichtung und parallel zur Erdoberfläche. Der Drehsinn der beiden Wirbel ist entgegengesetzt. Durch diese Verwirbelung werden die resuspendierten Partikel zu einer Staubfahne aufgeweitet, die anfänglich einen hohen vertikalen Konzentrationsgradienten aufweist.
3. Turbulente Zone hinter einem Fahrzeug. Zunächst nimmt die Konzentration in Stoßstangenhöhe exponentiell ab. Zeitverzögert kommt es in Dachhöhe zu einer Konzentrationszunahme, die nach Erreichen ihres Maximums anfangs exponentiell abklingt. Im weiteren Verlauf kommt es aufgrund hoher Turbulenzen und Instabilitäten zu einer turbulenten Vermischung der Konzentration; dies macht sich besonders bei den kleineren Partikeln $d < 10 \mu\text{m}$ durch eine Abnahme des Konzentrationsgradienten bemerkbar. Lediglich bei den Partikeln größer $10 \mu\text{m}$ bleibt bis zum Auflösen der Staubfahne ein vertikaler Konzentrationsgradient bestehen, der auf die hohe Sedimentationsgeschwindigkeit dieser Partikel zurückzuführen ist und einerseits dafür sorgt, daß die Partikel durch die Reifen nicht so hoch wie kleine Partikel geschleudert werden, und zum anderen, daß sie sehr schnell aussedimentieren. Bei einigen Experimenten wurden mehrere hintereinander folgende Wirbelrollen beobachtet, die eine Wirbelachse senkrecht zur Fahrbahn besaßen. Der Durchmesser dieser Wirbel lag zwischen 1 m und 5 m. Hierbei kann es sich um Kelvin-Helmholtz-Instabilitäten gehandelt haben. Die hierfür notwendigen Voraussetzungen eines Wendepunktes im Grundstrom sowie eine leicht stabile Schichtung, die nach Etling [42] Voraussetzungen für die Entstehung sind, sind

durch Dichteunterschiede in der Staubwolke zur Umgebungsluft und eine durch Relativbewegung der Staubfahne herrschende Scherströmung gegeben. Diese Instabilitäten konnten von den Partikelmeßgeräten zeitlich nicht erfaßt werden.

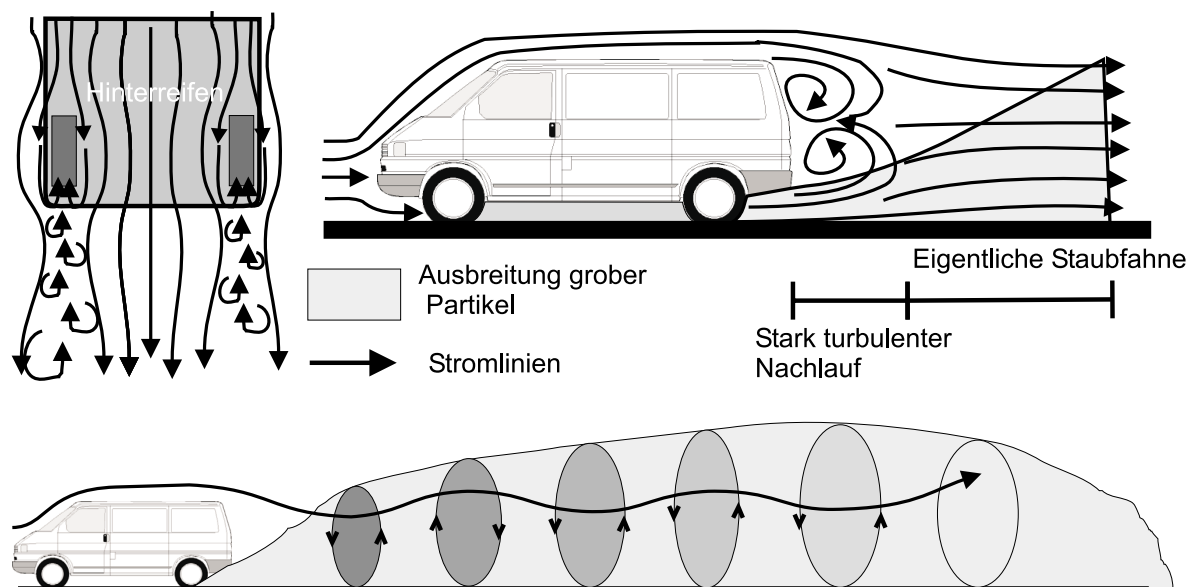


Abbildung 7.1: Strömungsmuster einer Staubfahne; *oben links*: Unterboden, insbesondere Hinterreifen; *oben rechts*: vor und hinter einem Fahrzeug; *unten*: Instabilitäten in einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug.

7.1.1 Konzentrationsmessungen im Nahbereich der Dispergierungszone

In Kapitel 4.2.1 ist die Bedeutung des Reifens und des Schlupfes diskutiert worden. In Abbildung 7.2 ist die Konzentration in Stoßstangenhöhe 1 m hinter dem Fahrzeug dargestellt. Die Konzentrationen nehmen mit zunehmender Geschwindigkeit erwartungsgemäß zu. Deutlich ist hier der Einfluß der Reifen zu erkennen.

Im Bereich direkt hinter den Reifen treten Konzentrationen von 220 mg/m^3 bei 40 km/h bis zu 540 mg/m^3 bei 100 km/h auf. Im Vergleich dazu liegen die Konzentrationen nahe dem Fahrzeugmittelpunkt (s. Abb. 7.2) zwischen 190 mg/m^3 bei 40 km/h und 380 mg/m^3 bei 100 km/h .

Der Einfluß des Schlupfes auf die Konzentration hinter einem Fahrzeug ist in den Abbildungen 7.4 und 7.3 aufgezeigt. Dargestellt ist die Konzentration beim Anfahren mit maximalem Schlupf (Abb. 7.3) und mit minimalem Schlupf (Abb. 7.4). In den unteren Graphiken sind die Geschwindigkeiten und die Pedalstellungen aufgetragen. Die Graphiken oben beinhalten den zeitlichen Verlauf der Konzentration in Stoßstangenhöhe einen Meter hinter dem Fahrzeug, aufgeteilt in drei Fraktionen. Während der ersten Sekunden nach dem Anfahren kommt das durch den erhöhten Schlupf aufgewirbelte Partikelmaterial noch nicht in die Höhe der Partikelmeßgeräte. Die nahezu konstante Konzentration von 200 mg/m^3 wird durch das Partikelmaterial, welches durch die Profilelemente dispergiert wird, erzeugt. Erst

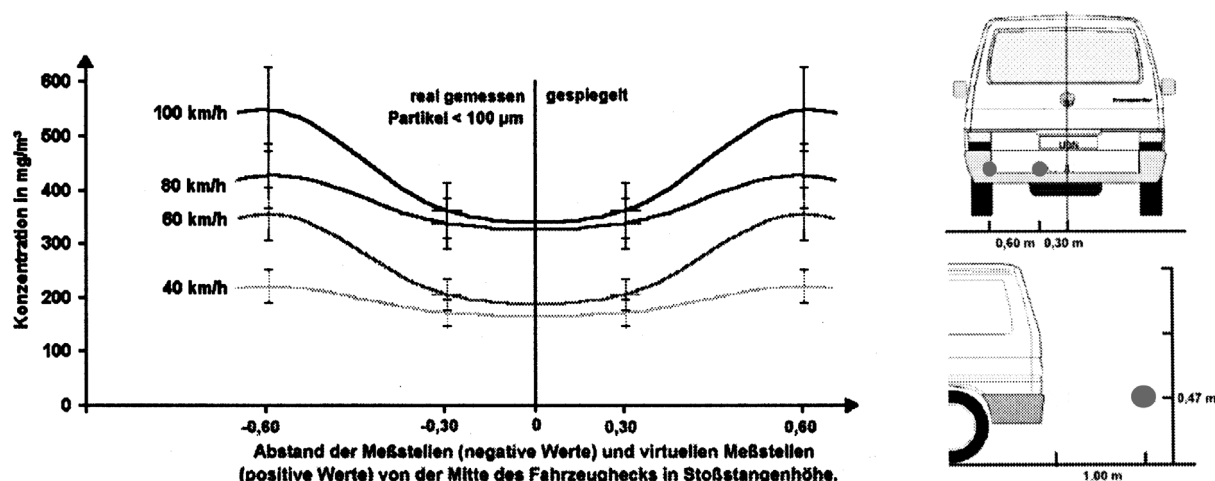


Abbildung 7.2: *Links*: mittlere Konzentrationen ($d < 100 \mu\text{m}$) 1 m hinter dem Fahrzeug in Abhängigkeit von der Fahrgeschwindigkeit; *rechts*: Anordnung der Partikelmeßgeräte aus Abb. 7.2 [45].

bei einer Geschwindigkeit von $50 \text{ km}/\text{h}$ wird das durch den Schlupf dispergierte Material in der turbulenten Zone hinter dem Reifen und hinter dem Fahrzeug so aufgewirbelt, daß es am Meßgerät erfaßt wird. Hierbei treten Spitzenkonzentrationen von über $1 \text{ g}/\text{m}^3$ auf. Beim Anfahren mit minimalem Schlupf (Abb. 7.4) nimmt die Konzentration proportional zur Fahrgeschwindigkeit zu. Dominierend ist hier der Effekt des Partikeltransports durch die Profilzwischenräume der Reifen. Dies führt zusammen mit einem minimalen tangentialen Eintrag durch Schlupf zu Spitzenkonzentrationen von $400 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Die während der Fahrt zwischen dem Fahrzeugboden und der Fahrbahn entstehende Unterdruckzone führt zu einer zusätzlichen Resuspension von Straßenstaub. Der Unterdruck bewirkt ein Anheben von Partikeln, die dann durch die Strömung mitgerissen werden. Jedoch ist der Anteil der durch den Unterdruck freigesetzten Partikel bezogen auf die durch den Reifen resuspendierten Partikel wesentlich kleiner. Eine Abschätzung dieses Anteils ist mit den für diese Arbeit durchgeführten Experimenten nicht möglich.

7.1.2 Konzentrationen im turbulenten Nachlauf

In Abbildung 7.6 sind mittlere Konzentrationen im Bereich der Nachlaufwirbel hinter einem Vollheckfahrzeug dargestellt. Hierfür wurde in drei verschiedenen Höhen gemessen (47 cm , 117 cm und 187 cm), einmal direkt hinter den Reifen und in unmittelbarer Fahrzeugmitte. Es wurden zwei Testserien gefahren, in der ersten betrug der Abstand der Meßgeräte $0,1 \text{ m}$ zur Stoßstange, in der zweiten 1 m (s. Abb. 7.6). Die Fahrgeschwindigkeit betrug jeweils $80 \text{ km}/\text{h}$.

Trägt man die Meßstellen in eine Graphik der Heckumströmung eines Vollheckfahrzeuges von Ahmed und Baumert [51] ein, erkennt man, daß sich die niedrigsten Meßpunkte (47 cm) im direkten Strömungseinfluß befinden (s. Abb. 7.5). Die mittleren Meßstellen befinden sich im unteren Heckwirbel, und die oberen liegen im Einflußbereich des oberen Nachlaufwirbels.

Im direkten Strömungseinflußbereich des Unterbodens wurden die höchsten Konzentratio-

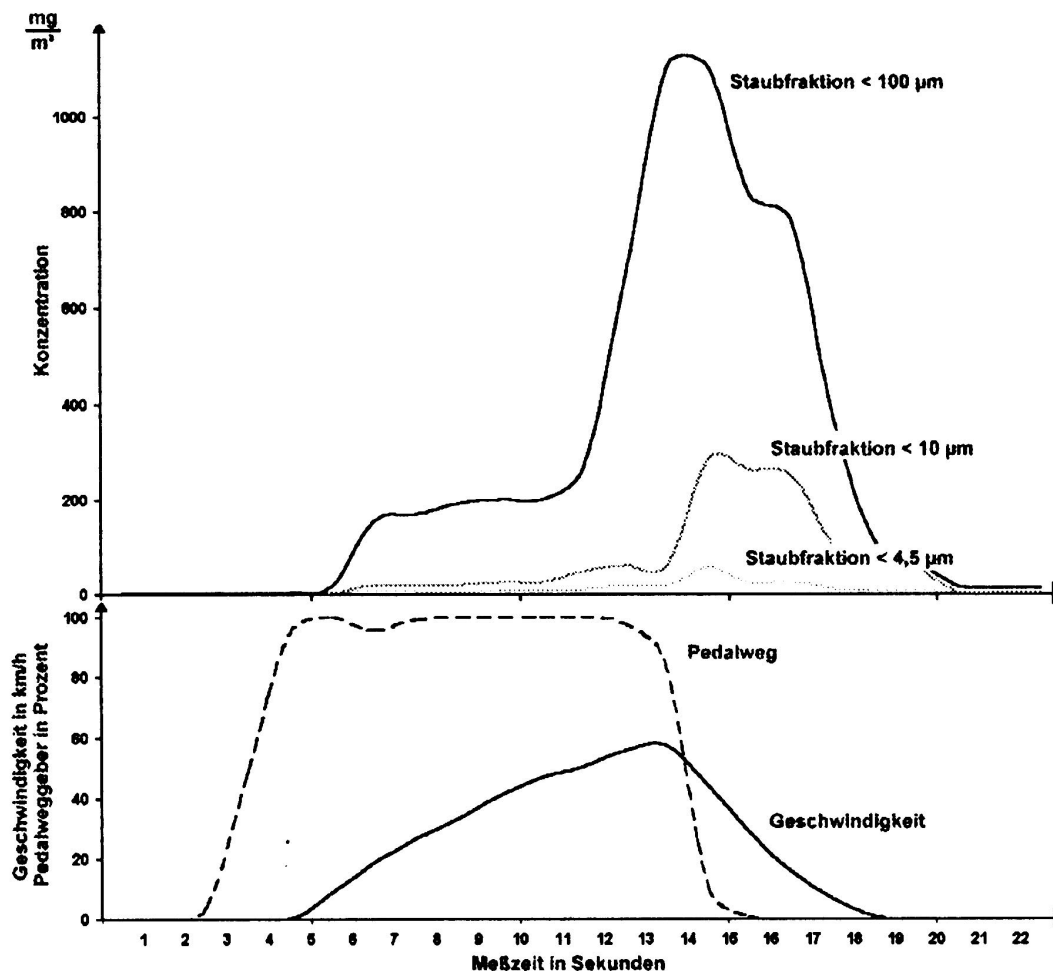


Abbildung 7.3: *Oben*: Zeitlicher Verlauf der Partikelkonzentrationen beim Anfahren mit maximalem Schlupf; *unten*: dazugehörige Geschwindigkeiten und Pedalwege [45].

nen gemessen, wobei die Stoßstange zu einer leichten Abschattung der Meßpunkte direkt am Fahrzeug geführt hat. Die Konzentrationen lagen direkt hinter den Reifen zwischen 270 mg/m^3 hinter der Stoßstange und über 450 mg/m^3 in einem Meter Entfernung. In der Fahrzeugmitte reduzierte sich die Konzentration in einem Meter Entfernung vom Fahrzeugheck auf Werte unter 370 mg/m^3 . Diese Verringerung läßt sich mit dem schwindenden direkten Einfluß der Reifen auf die Konzentration in diesem Bereich erklären. Durch den unteren Nachlaufwirbel kann ein Großteil des vorher durch die Reifen und den Unterdruck unter dem Fahrzeugboden resuspendierten Materials umgelenkt werden. Die mittleren Konzentrationen lagen hier bei allen in 117 cm Höhe durchgeführten Versuchen in einem wesentlich engeren Bereich zwischen $175\text{--}220 \text{ mg/m}^3$. Die Konzentrationen in direkter Fahrzeughöhe lagen geringfügig höher als einen Meter hinter dem Fahrzeugheck. Im oberen Nachlaufwirbel (obere Meßstelle) wird vor allem „saubere“ Luft eingemischt, so daß hier nur geringe Konzentrationen gemessen wurden. An allen Meßstellen lag die Konzentration unter 25 mg/m^3 . Direkt hinter den Reifen in einem Meter Abstand vom Heck führt eine seitliche Einmischung von Luft durch die Umströmung des Fahrzeuges zu einem Konzentrationsminimum von unter 10 mg/m^3 .

7.1.3 Konzentrationsmessungen in der Staubfahne

7.1.3.1 Variation der Staubkonzentration einer Referenzstrecke

Die große Variabilität der Konzentration in einer Staubfahne bei konstanten Fahrparametern auf ein und demselben Streckenabschnitt ist in den Abbildungen 7.7 und 7.8 dargestellt. Es handelt sich hierbei um eine Referenzstrecke auf einer öffentlichen Gravel-Road, die zu Beginn aller Testtage gefahren wurde. Der Abstand zwischen stauberzeugenden und in Schleppe fahrenden Fahrzeugen betrug zwischen 10 m und 15 m, die Geschwindigkeit lag im Durchschnitt bei 80 km/h. Es wurde jeweils die Hin- und die Rückfahrt vermessen. Dies ist in den Grafiken durch das Konzentrationsminimum nach ca. 500 bis 600 Sekunden und an den Fahrgeschwindigkeiten deutlich zu erkennen. Als Probenahme diente die mittlere Meßstelle (1.17 m) vor dem Fahrzeug. Dargestellt ist der zeitliche Verlauf der Konzentration. Neben der Fahrgeschwindigkeit und der momentanen Konzentration ist das gleitende Mittel über 50s dargestellt. Auffällig ist eine große Variation der mittleren Konzentratio-

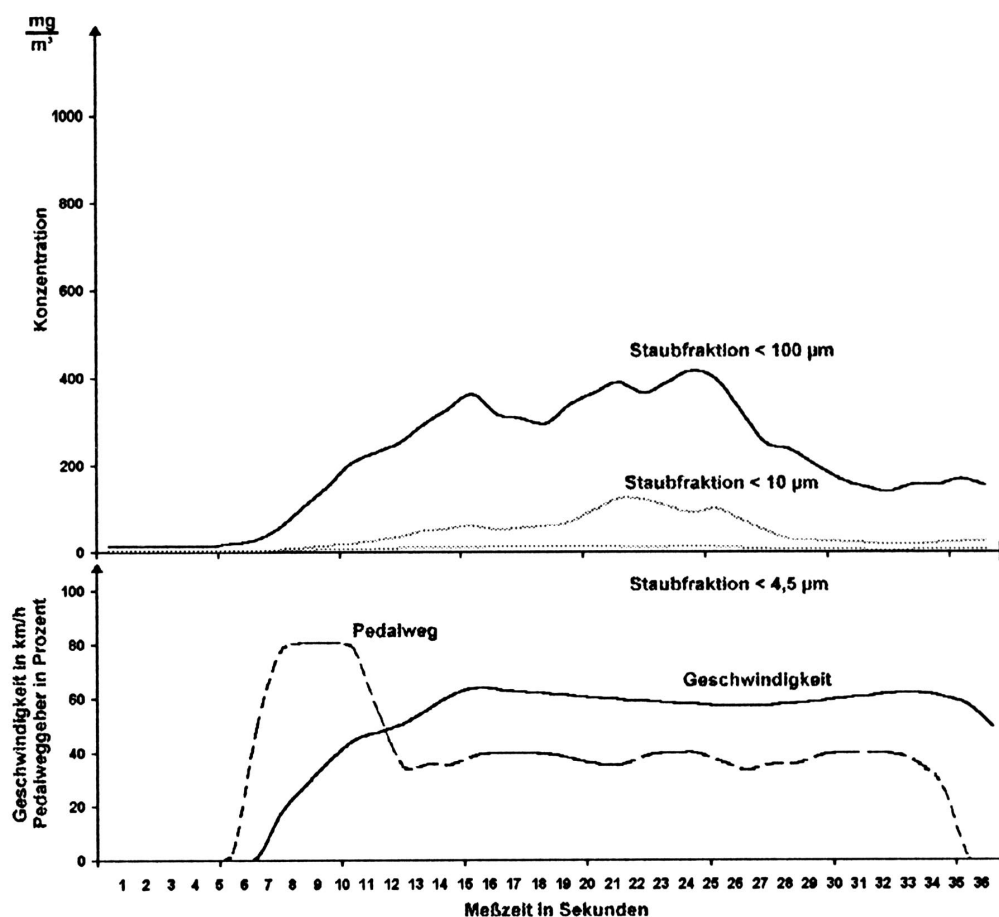


Abbildung 7.4: *oben*: Zeitlicher Verlauf der Partikelkonzentrationen beim Anfahren mit minimalem Schlupf; *unten*: dazugehörige Geschwindigkeiten und Pedalwege [45].

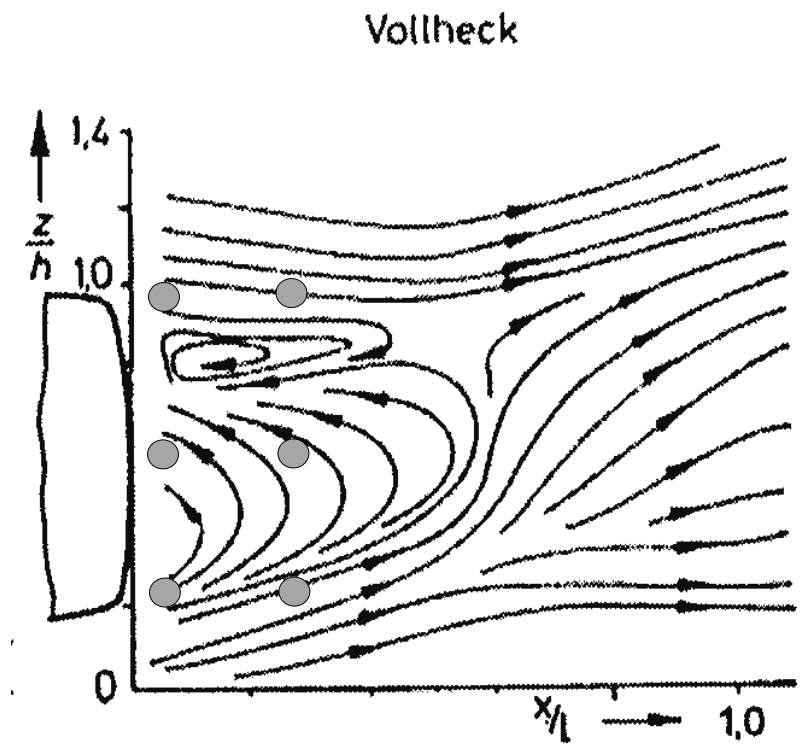


Abbildung 7.5: Strömung hinter einem Vollheckfahrzeug [51] mit eingezeichneten Messstellen.

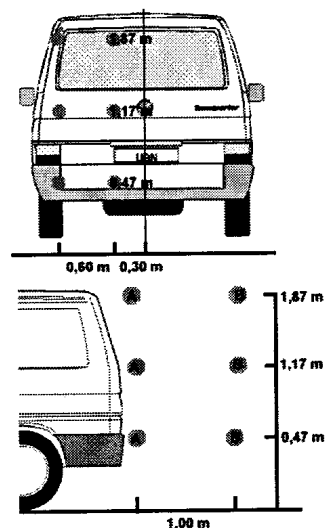
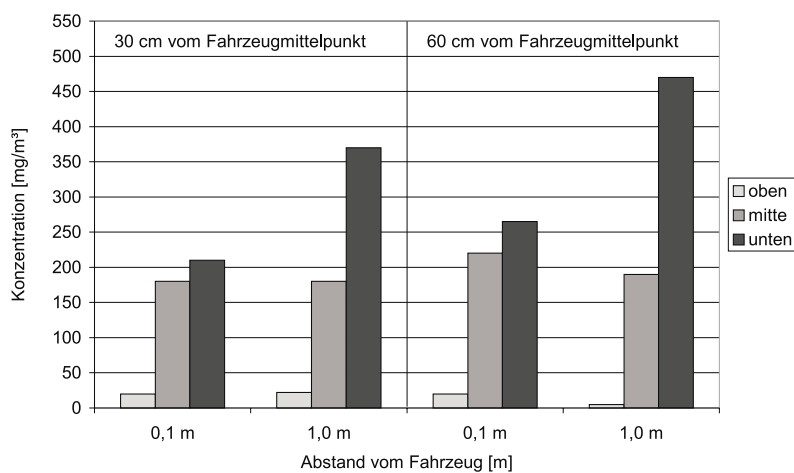


Abbildung 7.6: Links: gemittelte Partikelkonzentrationen ($d < 100 \mu\text{m}$) bei 80 km/h 0,1 m und 1,0 m hinter dem Fahrzeugheck in verschiedenen Höhen; rechts: Anordnung der Partikelmeßgeräte aus Abb. 7.6.

nen. Die niedrige Konzentration am 30.06.00 war bedingt durch gewittrige Schauer, die am 28.06.00 und 29.06.00 für Niederschlagsmengen von 30 mm gesorgt hatten. Dadurch wurden vor allem die kleinen Partikel ($d < 10 \mu\text{m}$) aus der Fahrbahnoberfläche herausgewaschen. Die Feuchtigkeit im Boden verstärkte die Adhäsionskräfte der Partikel untereinander, so

Datum	mittlere Konzentration			Windgeschwindigkeit in m/s	Windrichtung	Uhrzeit
	$d < 4,5 \mu\text{m}$ mg/m ³	$d < 10 \mu\text{m}$ in mg/m ³	$d < 100 \mu\text{m}$ in mg/m ³			
30.06.00	42	79	638	1	SSW	11:30
01.07.00	145	189	957	2	SW	13:00
04.07.00	57	98	417	1,2	WSW	11:00
06.07.00	82	140	836	1	WSW	14:00

Tabelle 7.1: Mittlere Konzentrationen hinter einem Fahrzeug auf einer Referenzstrecke und meteorologische Parameter während der Experimente.

daß eine höhere Energie notwendig war, um einzelne Partikel aus ihrem Gefüge herauszureißen und zu resuspendieren. Eine Austrocknung des Bodens durch Strahlungsenergie sorgte für steigende Konzentrationen an den Folgetagen. Die mittlere relative Luftfeuchtigkeit tagsüber lag unter 15%, so daß der Austrocknungsprozeß lediglich 2 bis 3 Tage dauerte. Hinzu kommt, daß durch den Verkehr eine mechanische Zerkleinerung der agglomerierten Partikel stattfand. Die meteorologischen Parameter dieser vier Meßtage sowie die mittleren Konzentrationen sind in Tabelle 7.1 zusammengefaßt.

In Abbildung 7.9 ist die Anzahlgrößenverteilung vom 04.07.00 bis 06.07.00 dargestellt. Die großen Konzentrationsunterschiede werden vor allem durch die Partikel größer $10 \mu\text{m}$ verursacht, da das Volumen eines kugelförmigen Partikels von der dritten Potenz des Radius abhängig ist. Die Anzahlverteilung am 04.07. weist nur in der Fraktion $d > 10 \mu\text{m}$ eine signifikant andere Anzahl im Vergleich zu den beiden anderen Tagen auf. Die Gesamtkonzentrationen sind in der Legende angegeben, es handelt sich hierbei um die Konzentrationen vor dem Fahrzeug in 47 cm Höhe.

7.1.3.2 Räumliche Ausdehnung einer Staubfahne

In den durchgeführten Scan-Experimenten (s.Kapitel 6.1) lagen die durchschnittlichen Längen der Staubfahnen hinter einem Fahrzeug für eine Fahrgeschwindigkeit von 80 km/h bei 175 m. Es wurden nur die Versuche ausgewertet, in denen die Staubfahne nicht durch den mittleren Wind von der Fahrbahn wegadvehiert wurde. Die kleinste Ausdehnung betrug 150 m, die größte hingegen 190 m. Die Abhängigkeit von der Fahrgeschwindigkeit ist in Abbildung 7.10 dargestellt. Die räumliche Ausdehnung einer Staubfahne bei den Mastversuchen konnte durch die Geschwindigkeit des vorbeifahrenden Fahrzeuges und die Detektionszeit der Konzentration wie folgt ermittelt werden:

$$l_{\text{Staubfahne}} = v_{\text{Fahrzeug}} \cdot t_{\text{Staubdetektionszeit}} \quad (7.1)$$

Hierbei lag die gemessene zeitliche Ausdehnung ($t_{\text{Staubdetektionszeit}}$) bei einer Geschwindigkeit (v_{Fahrzeug}) von 40 km/h bei 18 s und bei 80 km/h bei 20 s. Daraus ergaben sich mittlere räumliche Ausdehnungen von ca. 110 m bei 40 km/h bis hin zu ca. 440 m bei 80 km/h. Die Ausdehnungen sind jedoch nicht wie bei den Scan-Versuchen auf der Referenzstrecke, sondern auf einer geraden, wenig befahrenen Feldstraße gemessen worden. Die Oberflächenbe-

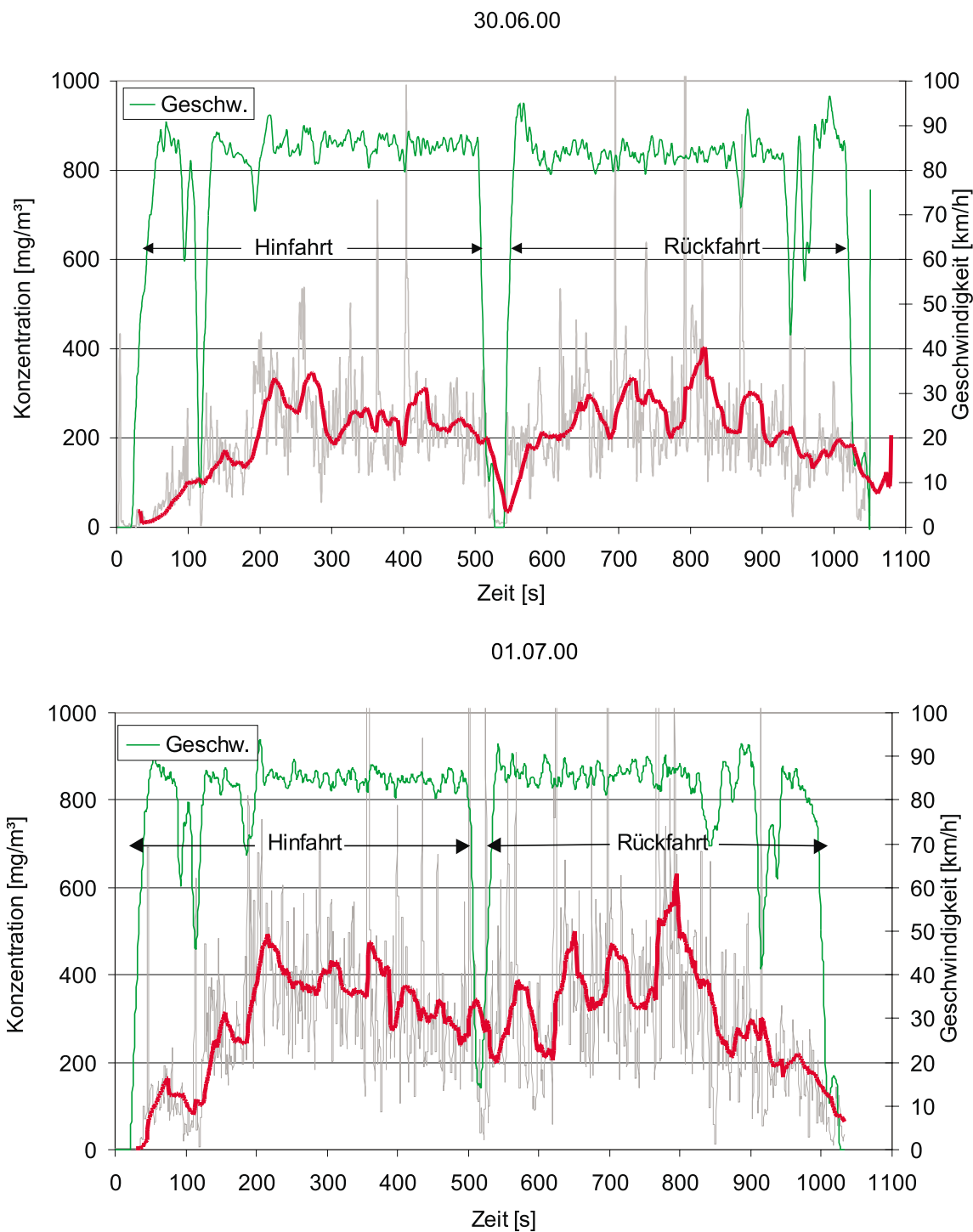


Abbildung 7.7: Zeitliche Konzentrationsverläufe am 30.06.00 (*oben*) und am 01.07.00 (*unten*), dargestellt sind das gleitende Mittel der Konzentration (rote Linie), die Momentankonzentration (graue Linie) und die Geschwindigkeit (grüne Linie).

schaffenheit unterschied sich von der regelmäßig frequentierten Referenzstrecke durch einen weniger verfestigten Untergrund; somit stand mehr Partikelmaterial zur Resuspension zur

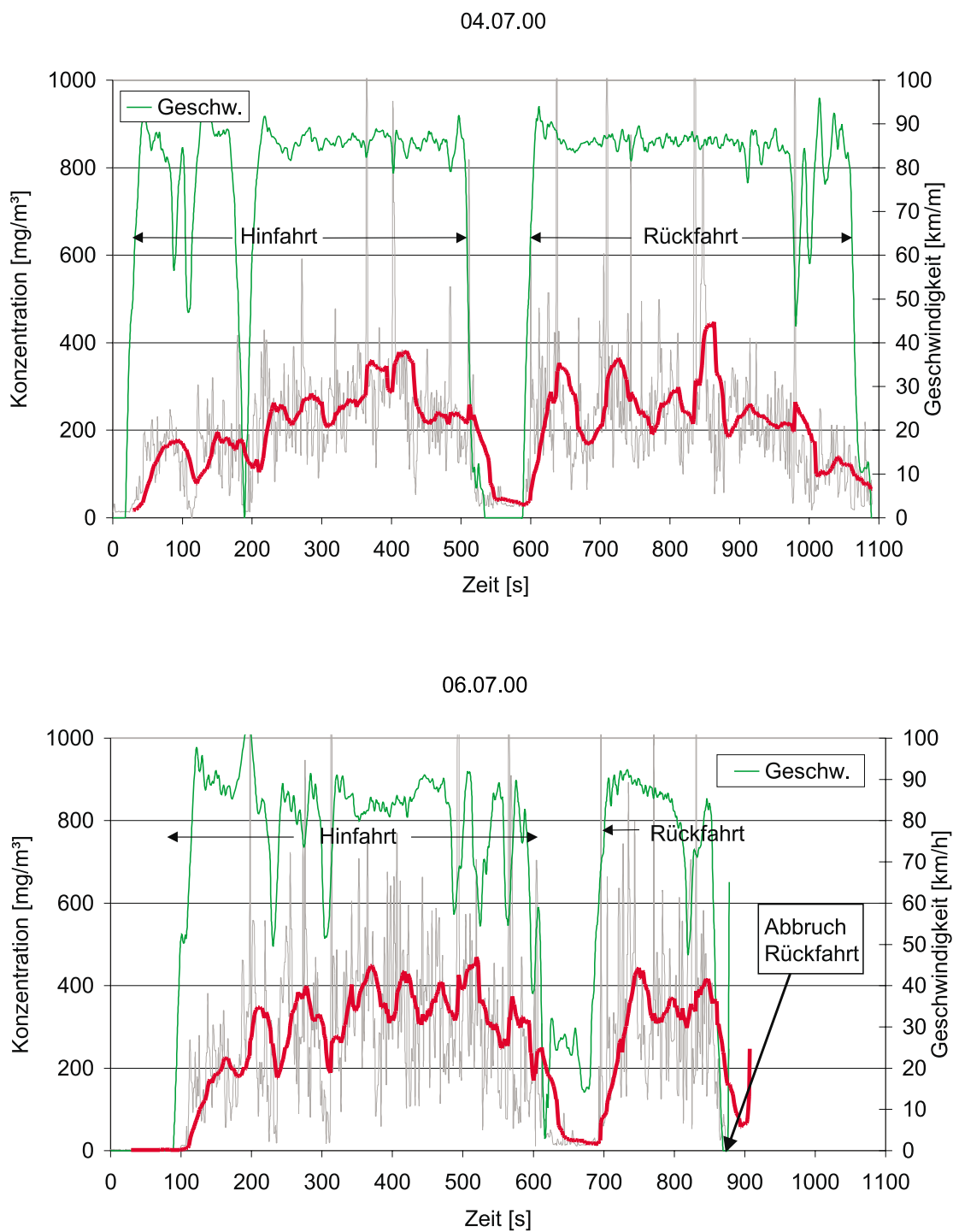


Abbildung 7.8: Zeitliche Konzentrationsverläufe am 04.07.00 (oben) und am 06.07.00 (unten), dargestellt sind das gleitende Mittel der Konzentration (rote Linie), die Momentankonzentration (graue Linie) und die Geschwindigkeit (grüne Linie).

Verfügung.

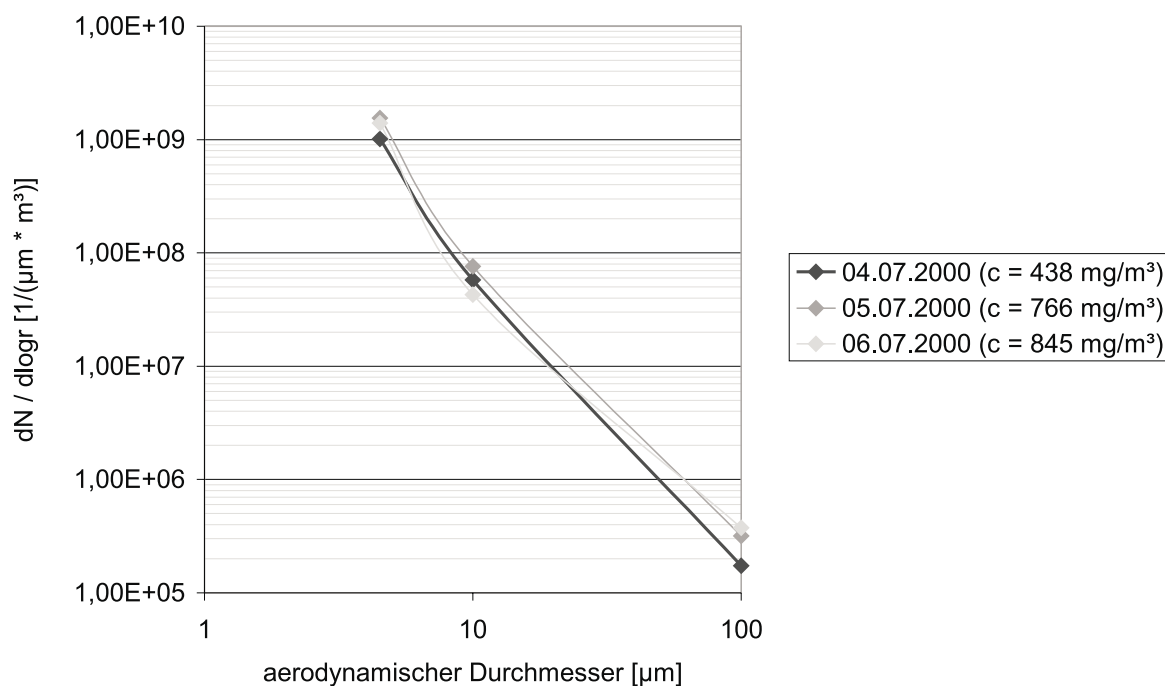


Abbildung 7.9: Anzahlgrößenverteilung an verschiedenen Tagen auf einer Referenzstrecke, bei $v = 80$ km/h und einem Abstand von ca. 10–15 m.

7.1.3.3 Zeitliche Ausdehnung einer Staubfahne

Die räumliche Ausdehnung in Kapitel 7.1.3.2 läßt Schlüsse zu, inwieweit ein dahinter fahrendes Fahrzeug noch durch die Staubfahne beeinflusst wird. Eine andere Betrachtungsweise ist die eines festen Beobachters, der neben der Straße steht, also die zeitliche Ausdehnung an einem festen Ort. In Abbildung 7.11 ist die mittlere Zeit, die die Staubfahne benötigt um vorbeizuziehen, dargestellt. Man erkennt, daß die Staubfahne bei höheren Geschwindigkeiten länger auf einen festen Ort einwirkt. Jedoch tritt bei Geschwindigkeiten über 120 km/h eine Stagnation auf, bedingt durch die bei hohen Konzentrationen auftretende Verlagerung der Konzentration als Wolke. Dies führt wiederum zu einer größeren Sedimentationsgeschwindigkeit des Partikelkollektivs im Gegensatz zu den Sinkgeschwindigkeiten einzelner Partikel. Gleichzeitig ist die hinter einem Fahrzeug erzeugte Turbulenz bei höheren Geschwindigkeiten größer. Dies führt zu einer schnelleren turbulenten Durchmischung und Aussedimentierung.

Bei 40 km/h betrug die zeitliche Ausdehnung der Staubfahne im Mittel 12 s. Bei höheren Geschwindigkeiten kommt es zu einem höheren Eintrag an Partikeln in die Atmosphäre. Eine höhere Radumlaufgeschwindigkeit sorgt zudem dafür, daß die Partikel einen größeren Impuls besitzen und somit größere Wurfparabeln hinter dem Fahrzeug bilden. Dadurch erhöht sich die Verweilzeit der Partikel. Bei 100 km/h betrug die mittlere Zeit 30 s. Der Anstieg ist jedoch nicht linear, sondern er nähert sich asymptotisch einem Grenzwert an, der in diesen Versuchen nicht ermittelt werden konnte.

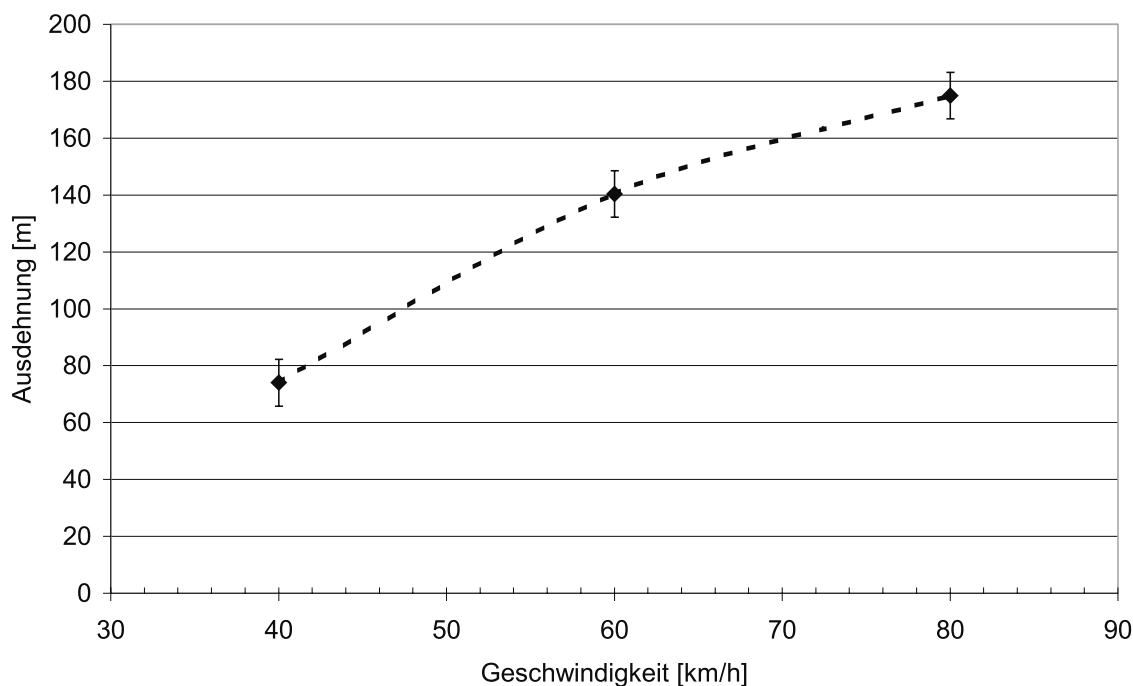


Abbildung 7.10: Ausdehnung einer Staubfahne hinter einem Fahrzeug in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit auf einer Gravel-Road.

7.1.3.4 Einfluß der Geschwindigkeit auf die Konzentration einer Staubfahne

Die Geschwindigkeit eines Fahrzeuges ist der wichtigste fahrphysikalische Parameter bezüglich der Konzentration in der Staubfahne. In Abbildung 7.12 ist die mittlere Konzentration in 20 Meter Entfernung hinter einem Fahrzeug für Partikel kleiner $10\ \mu\text{m}$ dargestellt.

Die Konzentration nimmt in allen drei Meßhöhen des Fahrzeuges (unten: 47 cm, mitte: 117 cm, oben: 187 cm) mit zunehmender Geschwindigkeit exponentiell zu. Am deutlichsten ist der Anstieg in Stoßstangenhöhe (in Abb. 7.12 unten) zu erkennen.

Aus den Mastversuchen ergibt sich, daß die Konzentration in 60 cm Höhe bei höheren Geschwindigkeiten ebenfalls exponentiell zunimmt. In Abbildung 7.13 ist die Zunahme der Konzentration in Abhängigkeit von der Vorbeifahrtgeschwindigkeit am Mast dargestellt. Der Mast wurde direkt am Fahrbahnrand, sowie in 9 m und in 16,5 m Entfernung aufgestellt. Dabei ist die Konzentrationszunahme mit steigender Geschwindigkeit von $20\ \text{mg}/\text{m}^3$ bei 40 km/h auf $190\ \text{mg}/\text{m}^3$ bei 100 km/h erwartungsgemäß in 16,5 m Entfernung am größten, da sich hier die Aufweitung der Staubfahne aufgrund turbulenter Diffusion am stärksten bemerkbar macht. Die mittleren Konzentrationen in einer vorbeiziehenden Fahne sind ebenfalls abhängig von der Vorbeifahrtgeschwindigkeit und der Entfernung des Beobachters vom Straßenrand. Die mittleren Konzentrationen 9 m vom Straßenrand wurden im Gegensatz zu den beiden anderen Messungen am frühen Morgen (7:00 Uhr) durchgeführt. Die geringe Turbulenz führte zu einer geringeren Aufweitung der Staubfahne, welche sich in einer geringeren Konzentration von $38\ \text{mg}/\text{m}^3$ bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h bemerkbar machte. Im Vergleich dazu wurden bei gleicher Geschwindigkeit direkt neben dem Fahrbahnrand

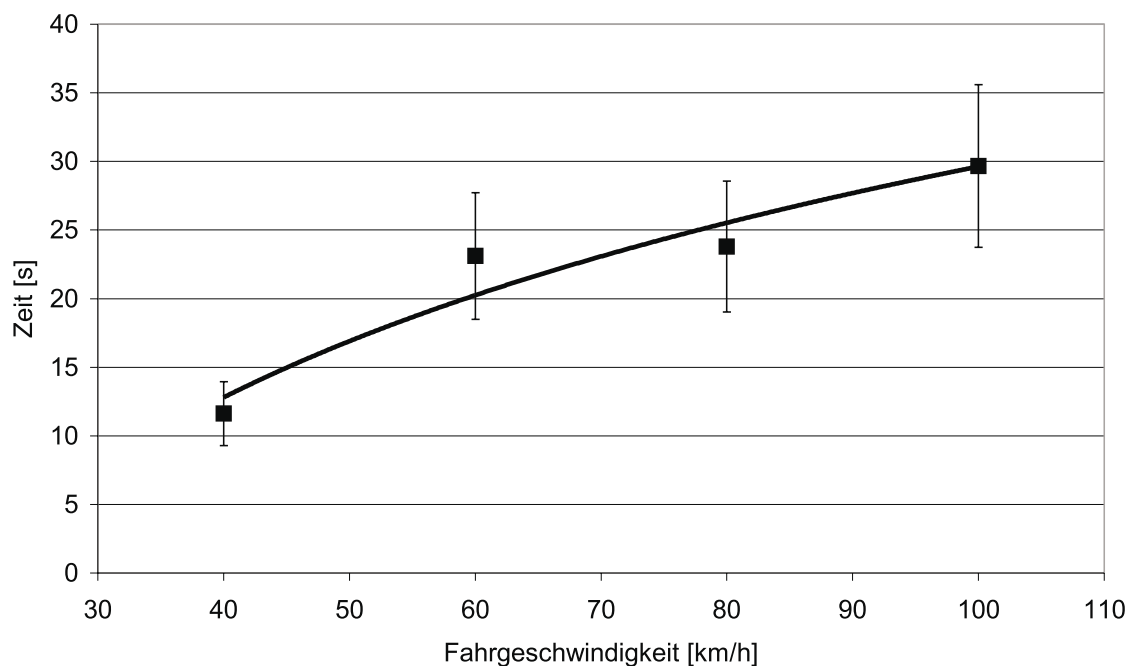


Abbildung 7.11: Zeitliche Dedektion einer Staubfahne an einem festen Ort neben der Fahrbahn in Abhängigkeit von der Vorbeifahrtgeschwindigkeit.

59 mg/m³ und in 16,5 m Entfernung 33 mg/m³ gemessen.

Die Abhängigkeit der Konzentration vom Abstand zur Fahrbahn wird durch die Geschwindigkeit des fahrenden Fahrzeuges stark beeinflusst. Bei niedrigen Geschwindigkeiten ist der Einfluß der geschlossenen Bewegung der Partikel als Wolke noch nicht stark genug ausgeprägt, so daß bei Geschwindigkeiten von 40 km/h oder auch noch bei 60 km/h große Variabilitäten auftraten. Erst bei hohen Konzentrationen kommt es zu einer Verlagerung der gesamten Staubwolke und nicht wie sonst zu einem starken Entrainment und einer turbulenten Durchmischung.

Bei den Begegnungsversuchen hat sich gezeigt, daß die Geschwindigkeit des „Senken“-Fahrzeuges einen entscheidenden Einfluß auf den Massenfluß durch die Stirnprojektionsfläche direkt vor dem Fahrzeug besitzt. Bei konstanten Fahrparametern des „Quell“-Fahrzeuges ist die Ausdehnung und die Konzentrationsverteilung kurz vor der Vorbeifahrt ebenfalls konstant. Die Konzentrationen direkt vor dem Fahrzeug werden nur von der Umströmung des Fahrzeuges beeinflusst. Bei 80 km/h beträgt dieser Bereich ca. 8 m [62], so daß ein Großteil der Partikel durch Strömungsumlenkung um das Fahrzeug gelenkt wird. Dies bedeutet einen geringeren Massenfluß direkt vor dem Fahrzeug. In Abbildung 7.14 ist die Konzentrationsabnahme mit zunehmender Geschwindigkeit des Meßfahrzeuges (Senke) dargestellt. Die Abnahme erfolgt exponentiell. Hingegen nimmt die Konzentration mit zunehmender Geschwindigkeit des Quellfahrzeuges zu; und zwar von 18 mg/m³ bei einer Geschwindigkeit von 40 km/h bis auf 80 mg/m³ bei 80 km/h, gemittelt über jeweils eine Staubfahne (s. Abb. 7.15).

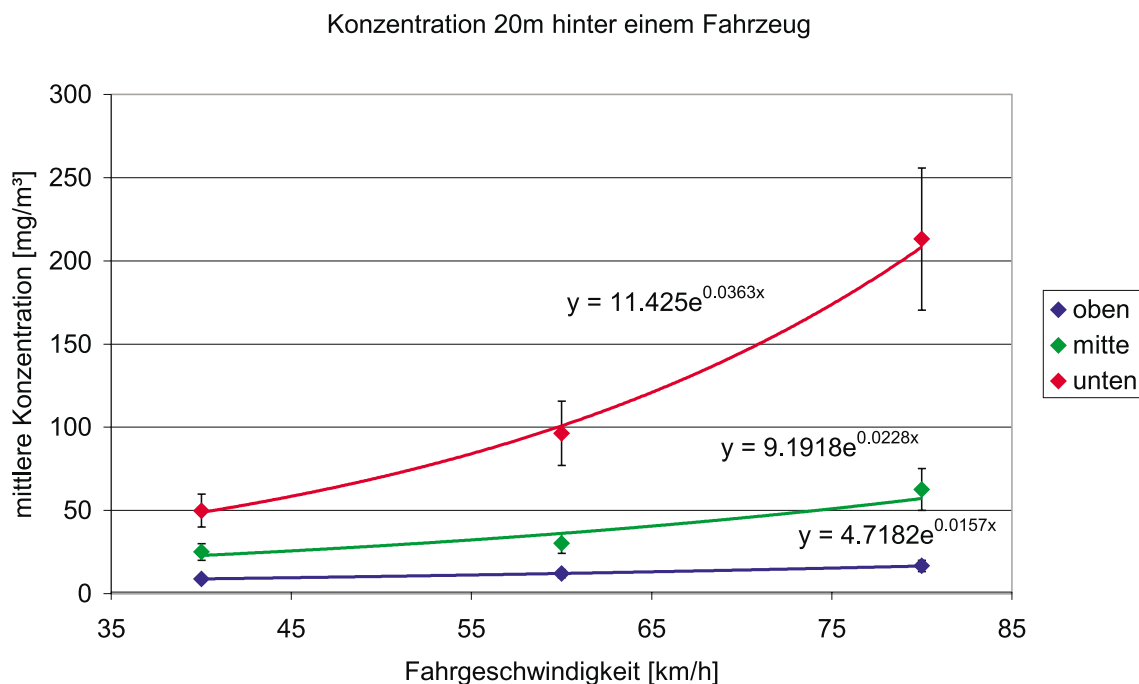


Abbildung 7.12: Gemittelte Konzentrationen ($d < 10 \mu\text{m}$) 20 m hinter einem Fahrzeug in Abhängigkeit von der Fahrgeschwindigkeit.

7.1.3.5 Vertikales Profil einer Staubfahne

In Abbildung 7.16 sind zeitliche Konzentrationsverläufe in vier verschiedenen Meßhöhen (0,6 m, 1,25 m, 2,5 m und 5 m) dargestellt. Die Staubfahne gliedert sich in 3 Bereiche. Bereich 1 ist geprägt durch hohe vertikale Konzentrationsgradienten direkt hinter dem Fahrzeug mit maximalen Konzentrationen in 60 cm Höhe von 400 mg/m^3 bei einer Vorbeifahrtgeschwindigkeit von 100 km/h . Im Bereich 2 kommt es zu einer Aufweitung der Staubfahne. Mit einer zeitlichen Verzögerung erreicht die Staubfahne 2,5 m, später auch 5 m Höhe. Bereich 3 ist durch homogene Konzentrationen bis in 2,5 m Höhe gekennzeichnet, die durch turbulente Diffusion und Fahrzeugturbulenz zustande kommen. In diesem Bereich nimmt die Konzentration bis zum Ende der Staubfahne in allen Höhen ab. In Abbildung 7.16 *oben* sind in 60 cm und in 125 cm Höhe periodische Schwankungen zu erkennen, es kann sich hierbei um die in Kapitel 7.1 beschriebenen und in Abbildung 7.1 schematisch dargestellten Instabilitäten handeln, die jedoch aufgrund der Meßfrequenz von 1 Hz nur unzureichend aufgelöst werden konnten.

Betrachtet man die Staubfahnen 9 m vom Fahrbahnrand entfernt, so mißt man zunächst in 60 cm und 125 cm Höhe Konzentrationen bis 160 mg/m^3 . Im späteren Verlauf, wenn die Konzentrationen in diesen Höhen schon abgenommen haben, kommt es zu einem Konzentrationsanstieg in 2,5 m Höhe. Die Konzentrationen liegen dann bis in 2,5 m Höhe in der gleichen Größenordnung (ca. $70 - 80 \text{ mg/m}^3$). In 5 m Höhe kommen nur kurzzeitig Konzentrationen an, die jedoch unter 50 mg/m^3 liegen. Auch in 9 m Entfernung sind die Bereiche, die zuvor schon für die vertikale Konzentrationsverteilung direkt neben der Fahrbahn beschrieben worden sind, gut zu erkennen. Neben den absoluten Konzentrationsmaxima in

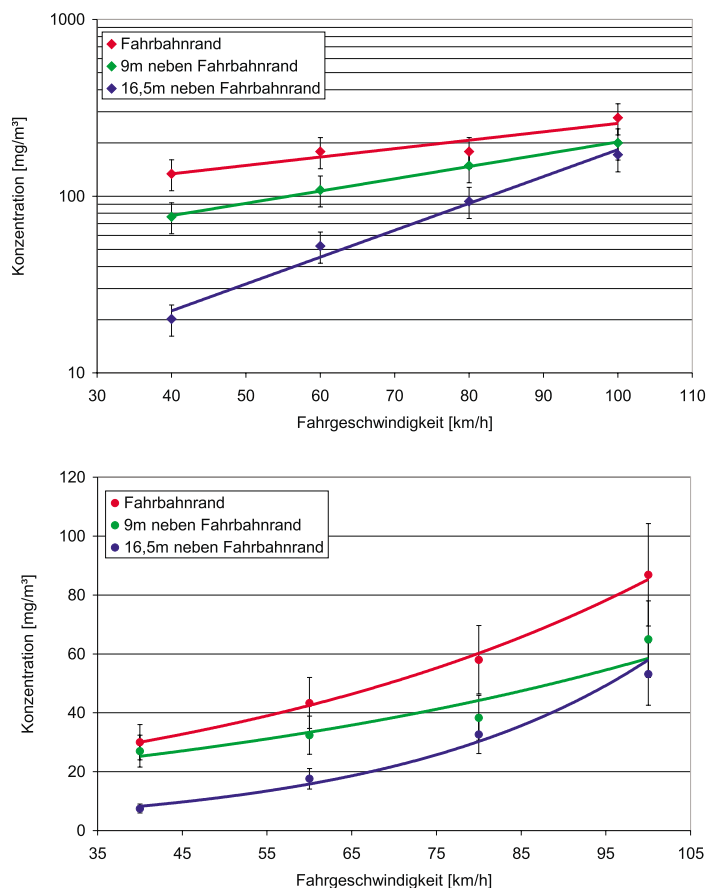


Abbildung 7.13: Konzentrationen in 60 cm Masthöhe in Abhängigkeit von der Vorbeifahr-geschwindigkeit und der Entfernung vom Fahrbahnrand; *oben* Maximalkonzentrationen, *unten* mittlere Konzentrationen.

0,6 m und 1,25 m Höhe kommt es im späteren Verlauf ca. 20–25 s nach Vorbeifahrt zu einer homogenen Konzentrationsverteilung innerhalb der Staubwolke, bedingt durch Turbulenz und turbulente Diffusion.

In 16,5 m Entfernung kommt die Staubfahne erst mit einem zeitlichen Verzug von 5 s an. Auch dedektiert man die Konzentration nahezu zeitgleich in allen Höhen, wobei in 5 m Höhe nur temporär Partikel zu messen sind.

7.2 Konzentrationen in der Böenwalze eines Gewitters während der Testperiode

Bei hohen Windgeschwindigkeiten werden in Wüstengebieten zusätzlich zur vorhandenen Hintergrundkonzentration große Mengen an Partikeln in die Atmosphäre transportiert. Ein solches Beispiel ist in Abbildung 7.17 dargestellt. In der oberen Graphik sind die Verläufe für Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Temperatur und relative Feuchtigkeit dargestellt.

Zu sehen ist hier die Wettersituation am 08.07.00 in der Zeit von 18:00 Uhr bis 01:00 Uhr am

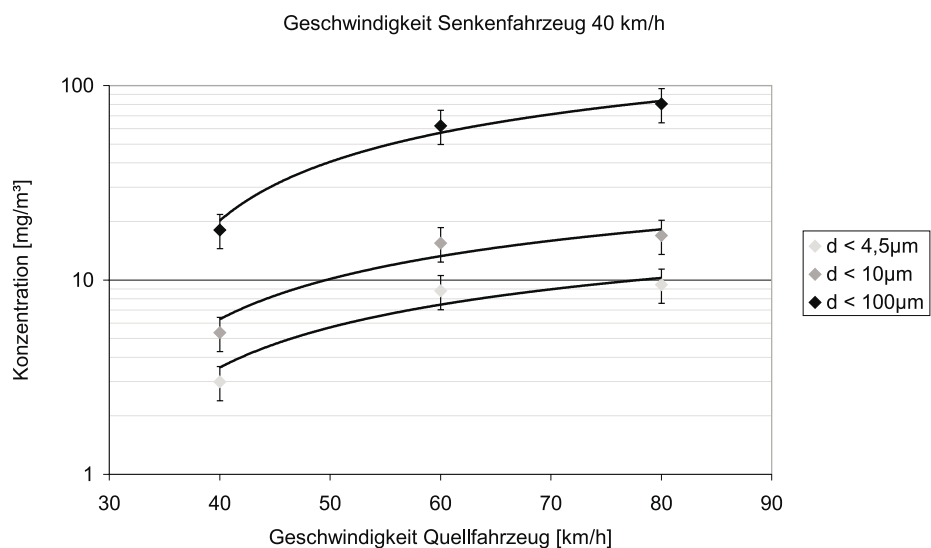


Abbildung 7.14: Konzentration in Abhängigkeit der Geschwindigkeit des vorbeifahrenden Fahrzeuges (Quelfahrzeug).

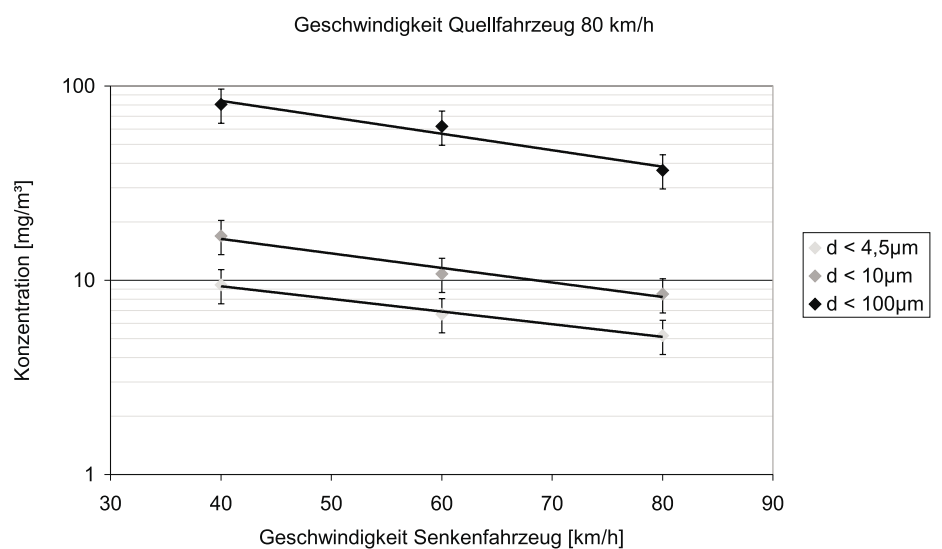


Abbildung 7.15: Konzentration in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit des Messfahrzeuges (Senkenfahrzeug) bei konstanter Fahrgeschwindigkeit des Quelfahrzeuges.

Folgetag. Zwischen 18:00 Uhr und 19:40 Uhr drehte der Wind von Nordost auf Südost, die Windgeschwindigkeit nahm von 3 m/s auf unter 0,5 m/s ab. Die relative Luftfeuchtigkeit lag unter 30%. Gegen 19:50 Uhr drehte der Wind plötzlich auf Süd, die Windgeschwindigkeit nahm mit Durchgang einer zu einem Gewitter gehörenden Böenwalze bis auf 10 m/s zu. Da die Windgeschwindigkeiten nur als sechsminütige Mittelwerte erfaßt wurden, konnte die maximale in der Böenwalze vorkommende Windgeschwindigkeit nicht ermittelt werden. Der Durchgang der Böenwalze ist in Abbildung 7.17 *unten* anhand des kurzzeitigen Konzentrationspeaks mit 60 mg/m^3 deutlich zu erkennen. Mit Durchgang der Front kam es zu einem

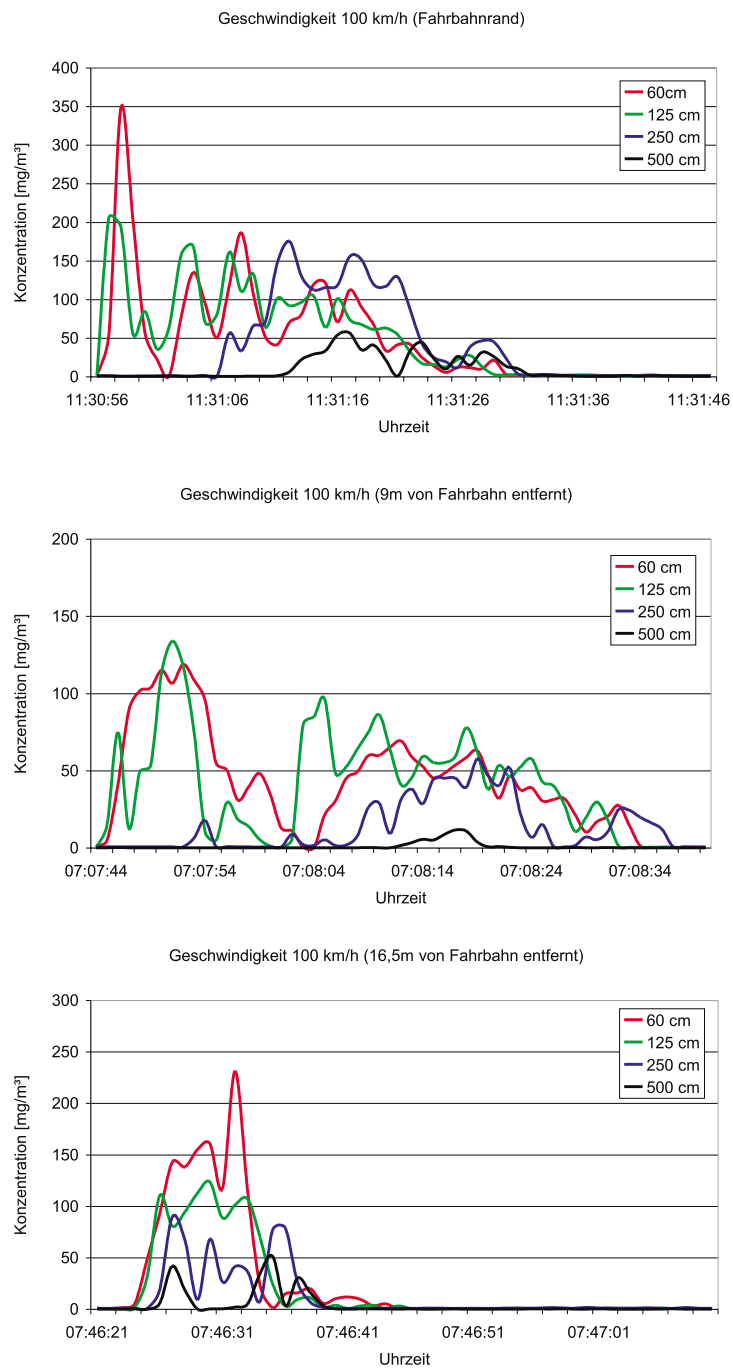


Abbildung 7.16: Zeitlicher Konzentrationsverlauf am Messmast neben der Fahrbahn in 9 m und in 16,5 m Entfernung bei einer Vorbeifahrtgeschwindigkeit von 100 km/h.

starken Anstieg der Konzentration mit Mittelwerten über 20 mg/m^3 und mehreren Konzentrationsspitzen über 50 mg/m^3 . Die Konzentrationen sanken mit einsetzendem Regen auf Werte unter 1 mg/m^3 .

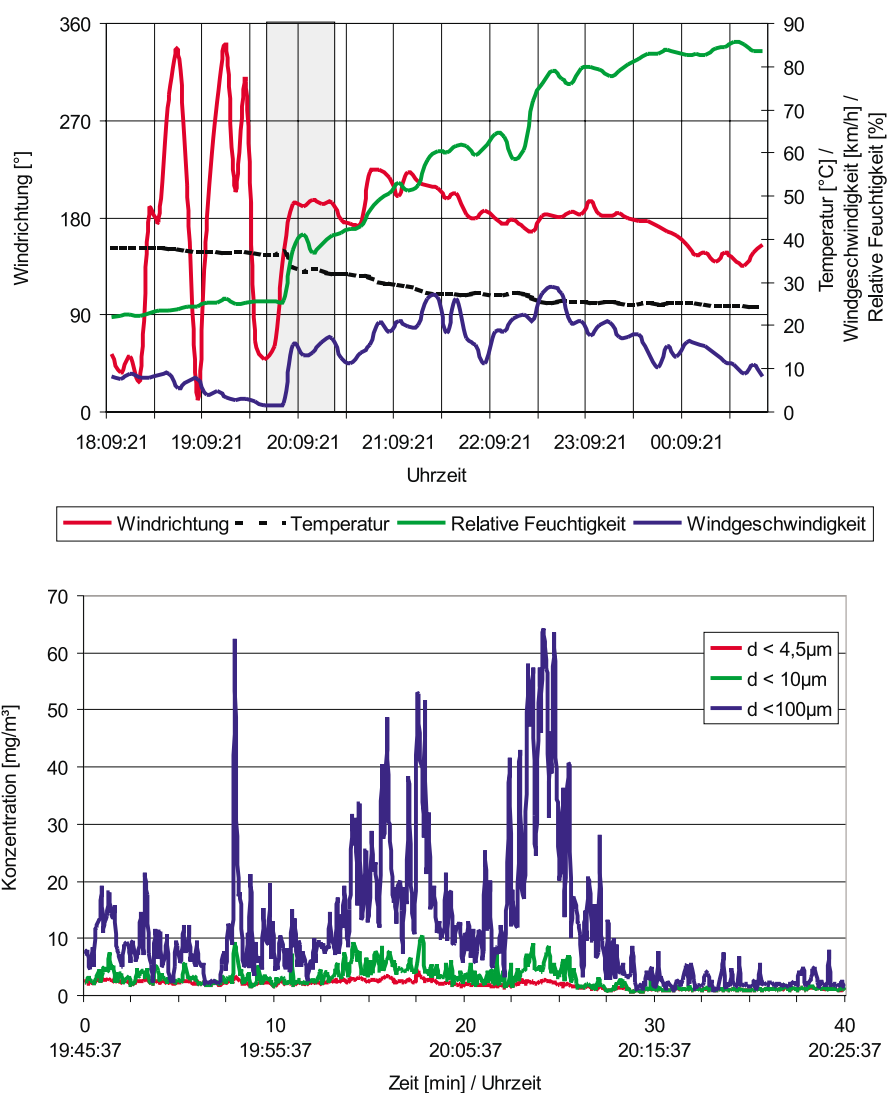


Abbildung 7.17: Durchgang einer Gewitterfront; *oben*: zeitlicher Verlauf der Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Lufttemperatur und der relativen Feuchte, *unten*: zeitlicher Verlauf der Konzentration für den grau unterlegten Bereich (Mefshöhe: 1,0 m).

7.3 Fahrzeugbelastung durch Staub

Die Staubbelastung eines Fahrzeuges kann durch Eigenverschmutzung und durch Fremdverschmutzung erzeugt werden. Unter Fremdverschmutzung versteht man das Fahren hinter einem Fahrzeug in dessen Staubfahne oder aber die Durchfahrt durch eine Staubfahne eines entgegenkommenden Fahrzeuges. Dagegen wird die Eigenverschmutzung durch die Resuspension von Partikeln durch das eigene Fahrzeug, meist durch einen Unterdruck im Wageninneren, verursacht.

7.3.1 Staubbelastung durch Fremdfahrzeuge (Staubschleppe)

In den Motorraum eindringender Staub kann an bewegten und unzureichend geschützten Bauteilen einen zusätzlichen abrasiven Verschleiß verursachen. In Abbildung 7.18 sind die zeitlichen Verläufe der Konzentrationen im Motorraum, in einem Motorbauteil und vor dem Kühler dargestellt. Deutlich zu erkennen ist in der oberen Abbildung für die Partikelfraktion kleiner $10\ \mu\text{m}$, daß diese Partikel ungehindert in den Motorraum und das Motorbauteil eindringen können, die mittleren Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung (vgl. Tabelle 7.2) wie die Konzentrationen vor dem Fahrzeug. Es besteht eine signifikante Korrelation mit einem Koeffizienten $r = 0,95$.

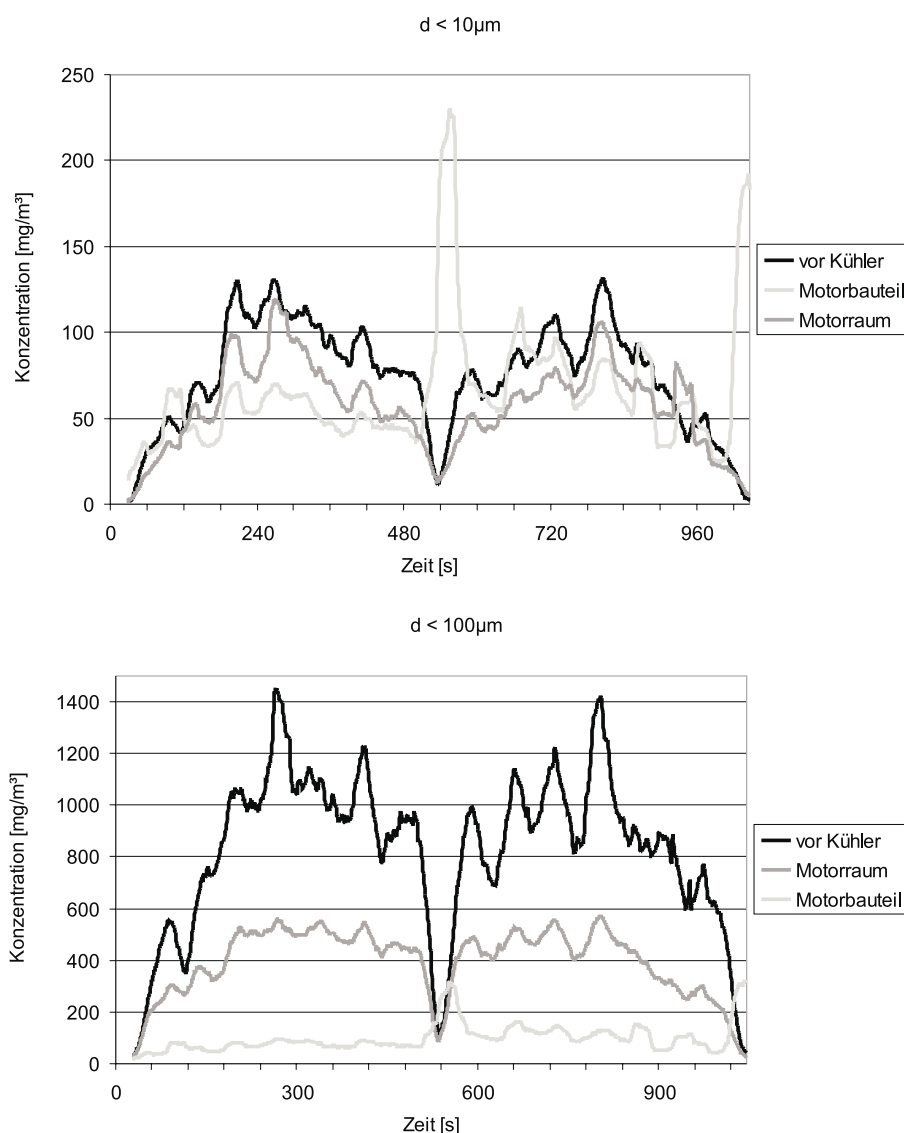


Abbildung 7.18: Zeitlicher Verlauf der Konzentration vor dem Kühler, im Motorraum und in einem Motorbauteil; *oben*: Partikel kleiner $10\ \mu\text{m}$, *unten*: Partikel kleiner $100\ \mu\text{m}$.

Im unteren Teil der Abbildung 7.18 ist die Partikelfraktion kleiner $100\ \mu\text{m}$ dargestellt. Hier sind die Unterschiede in den Konzentrationen sehr groß. Vor dem Kühler ist die mittlere

Konzentration mit 807 mg/m^3 am größten, und zwar doppelt so hoch wie im Motorraum mit einer Konzentration von 386 mg/m^3 . Im Motorbauteil konnte noch ein Achtel der Außenkonzentration gemessen werden, jedoch liegt sie im Mittel mit 100 mg/m^3 sehr hoch. Die mittlere Fahrgeschwindigkeit lag bei 80 km/h . Gefahren wurde auf der Referenzstrecke.

Partikel- durch- messer	mittlere Konzentrationen		
	Motorraum in mg/m^3	Motorbauteil in mg/m^3	vor Kühler in mg/m^3
$d < 100 \mu\text{m}$	386	100	807
$d < 10 \mu\text{m}$	52	60	67

Tabelle 7.2: Mittlere Konzentrationen aus Abbildung 7.18.

Gemessene kurzfristige Fluktuationen der Konzentration vor dem Fahrzeug wirken sich auch im Motorraum aus. Der Staub dringt vornehmlich durch den Kühlergrill und durch Öffnungen und Spalte zwischen Motorhaube und Karosserie in den Motorraum ein, wobei der Kühler durch den im Bedarfsfall zugeschalteten Lüfter einen zusätzlichen Volumenstrom in den Motorraum transportiert. Dies hat zur Folge, daß die Konzentrationen im Motorraum zeitweise größer sind als vor dem Fahrzeug (Anreicherungseffekt).

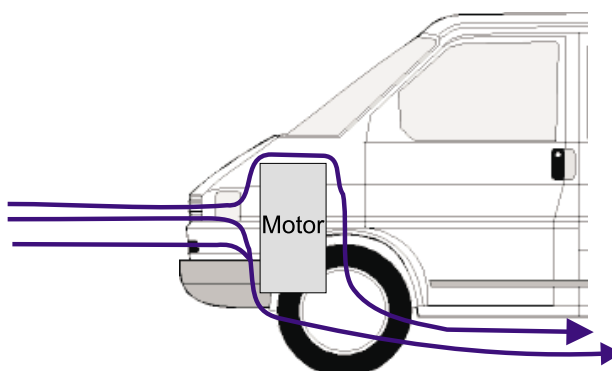


Abbildung 7.19: Motorumströmung im Messfahrzeug.

Die Einbaulage des Motors bewirkt eine Strömungserhöhung; diese führt dazu, daß besonders Partikel größer als $10 \mu\text{m}$ im Motorraum impaktieren können. Ein Strömungsverlauf ist in Abbildung 7.19 dargestellt. Der größere Teil des durch den Lüfter eingetretenen Luftstromes wird über den Motor umgelenkt, gelangt dann zwischen Karosserie und Motorrückseite an den Unterboden und verläßt dort den Motorraum.

Die Verbrennungsluft wird bei dem verwendeten Testfahrzeug in 65 cm Höhe seitlich durch schlitzartige Öffnungen in der Karosserie vom Motor angesaugt. Der Motorluftfilter besteht aus einem Filterkasten mit einem ca. 5 cm tiefen gefalteten Oberflächenfilter. Aufgrund der günstigen Ansaugung seitlich am Fahrzeug gelangen im Gegensatz zu einer frontalen Ansaugung nur wenige große Partikel ($d < 10 \mu\text{m}$) in den Luftfilterkasten. Hier wirkt die Volumenstromentnahme quer zur Fahrtrichtung wie ein virtueller Impaktor (s. Kapitel 5.1.1). Oberflächenfilter besitzen zwei Filtrationsmechanismen. Zum einen werden große Partikel durch Trägheitsabscheidung direkt auf die Filterfasern abgeschieden, zum anderen impak-

tieren kleine Partikel aufgrund der Brown'schen Molekularbewegung durch Diffusion. Eine typische Effizienzkurve eines Oberflächenfilters ist in Abbildung 7.20 zu sehen.

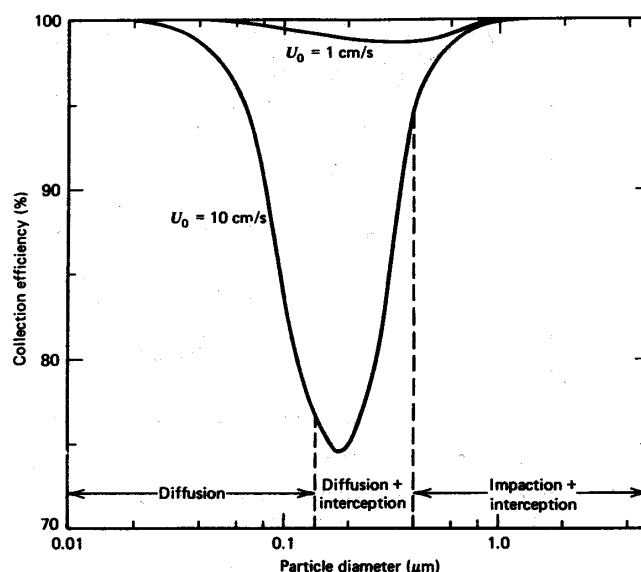


Abbildung 7.20: Abscheideeffizienz eines Oberflächenfilters [5].

Es gibt zwischen den Mechanismen der Trägheitsabscheidung und der Diffusionsabscheidung einen Bereich, durch den Partikel bevorzugt durchgelassen werden. Diesen Bereich nennt man **Most Penetrating Particle Size** (MPPS). Er liegt gewöhnlich bei $0,3 \mu\text{m}$, ist jedoch von der Anströmgeschwindigkeit des Filtermediums abhängig. Mit zunehmender Durchströmungsgeschwindigkeit des Filtermediums wird der Abscheidegrad im MPPS-Bereich wesentlich schlechter und verschiebt sich zu kleineren Partikeln (s. Abb. 7.20). Dies bedeutet insbesondere für den Filtrierungsgrad der Motoransaugluft, daß bei wechselnden Motorlasten und Motordrehzahlen die MPPS permanent verschoben wird und somit unterschiedlich große Partikel auf der Reinluftseite wiederzufinden sind (s. Abbildung 7.22).

Im Extremfall führen Staubpartikel dazu, daß der Heißfilmmassenmesser (HFM), ein Hitzdrahtanemometer, der sich hinter dem Luftfilterkasten befindet und die Luftmassen für die elektronische Motorsteuerung mißt, beschädigt wird. Dabei kann es zu Verschiebungen von Motorkennlinien bis hin zum Totalausfall des Motormanagements kommen.

Die Luft für die Innenraumbelüftung wird ebenfalls aus dem Motorraum angesaugt. Auch hier ist ein Oberflächenfilter vorgeschaltet, der die Ansaugluft reinigen soll. Genau wie beim Motorluftfilter gibt es hier auch eine MPPS, so daß ein Staubeintritt im Fahrgastinnenraum ebenfalls unvermeidlich ist. In Abbildung 7.21 ist die Reinluftseite direkt hinter dem Filter aufgenommen worden und dokumentiert diesen Sachverhalt.

7.3.2 Staubbelastung durch Eigenverschmutzung

Ein anderes durch Staub verursachtes Problem ist die Eigenverschmutzung der Karosserie und das Eindringen von Staub durch Undichtigkeiten in der Karosserie.

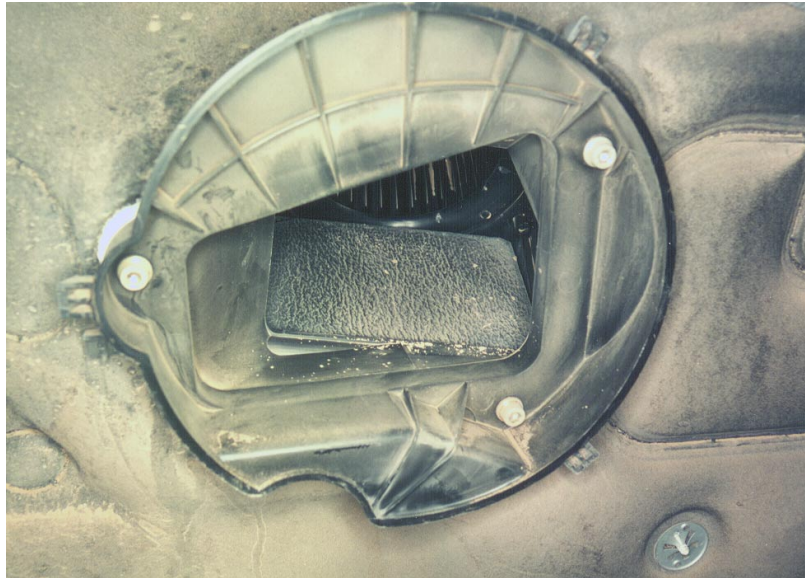


Abbildung 7.21: Reinluftseite hinter dem Innenraumfilter.



Abbildung 7.22: Reinluftseite hinter dem Motorluftfilter.

Während der Fahrt herrscht ein durch die Umströmung des Fahrzeuges bedingter Unterdruck im Fahrgastinnenraum und im Laderaum, der meist durch eine Trennwand vom Fahrerhaus getrennt ist. Bei zugeschaltetem Innenraumgebläse oder durch eine Klimaanlage wird dieser Unterdruck vermindert oder sogar kompensiert. Dies geschieht, wie schon in Kapitel 7.3.1 beschrieben, durch einen meist im Motorraum entnommenen Volumenstrom. Anders sieht es hingegen im Laderaum aus, hier herrscht ein permanenter Unterdruck. Durch Verwindungen der Karosserie während der Fahrt dringen so durch die Türspalte große Men-

	$d < 4,5 \mu\text{m}$	$d < 10 \mu\text{m}$	$d < 100 \mu\text{m}$
	in mg/m^3	in mg/m^3	in mg/m^3
Laderaum	2	10	29
Innenraum	12	20	25
Stoßstange (Solofahrt)	41	121	241
Stoßstange (Schleppenfahrt)	50	280	425

Tabelle 7.3: Mittlere Konzentrationen in einem Laderaum, einem Fahrzeuginnenraum und in Stoßstangenhöhe hinter dem Fahrzeug.

gen an Staub ein und führen zu einer Verschmutzung der Fracht mit all ihren Folgen. In Abbildung 7.23 *unten* ist eine Staubmessung in einem Laderaum eines Kleintransporters dargestellt. Der Laderaum war durch eine Trennwand vom Fahrgastraum abgetrennt. Im Gegensatz zu der weiter unten beschriebenen Messung konnte hier das gesamte Spektrum des Staubes in den Laderaum eintreten. Es handelt sich bei diesem Test nicht um einen reinen Selbstverschmutzungstest, sondern um einen Frachtverschmutzungstest, der in Schleppenfahrt durchgeführt worden ist. Zur Eigenverschmutzung kommt die Staubbelastung durch das vorwegfahrende Fahrzeug hinzu. Dadurch wird grobes Partikelmaterial zur Verfügung gestellt (vgl. Tab. 7.3). Deshalb ist der gemessene Partikelanteil $10 \mu\text{m} < d < 100 \mu\text{m}$ im Laderaum wesentlich größer, als dies der Fall bei einer reinen Solofahrt ist.

Einen Unterdruck im Wageninneren kann man auch durch ein während der Fahrt geöffnetes Fenster erzielen. Bei Solofahrten sind hier die Staubquellen die durch die eigenen Reifen und durch den Unterdruck zwischen Fahrbahn und Unterboden resuspendierten Partikel.

In Abbildung 7.23 *oben* ist eine Innenraummessung dargestellt. Das Meßgerät wurde auf dem Boden des Fahrzeuges in der Wagenmitte fixiert, das Beifahrerfenster war 5 cm geöffnet und das Gebläse ausgestellt.

Gefahren wurde auf einer ovalen Stauberprobungsstrecke. Die mittleren Windgeschwindigkeiten lagen unter 2 m/s. Durch das Fahren im Kreis hat sich die Anströmrichtung des Windes auf das Fahrzeug periodisch verändert und damit der Unterdruck im Fahrzeuginnenraum. Dies führte zu periodisch wiederkehrenden Staubminima und -maxima. Die minimalen Staubkonzentrationen lagen mit ca. $18 \text{mg}/\text{m}^3$ um die Hälfte niedriger als die maximalen mit ca. $36 \text{mg}/\text{m}^3$.

Bei den Innenraumverschmutzungen ist die Fraktion $10 \mu\text{m} < d < 100 \mu\text{m}$ am schwächsten vertreten, ebenso hinter dem Fahrzeug direkt in den Nachlaufwirbeln, so daß hier die Quelle zu vermuten ist. Grobe Partikel werden aufgrund ihrer größeren Trägheit nicht durch die Nachlaufwirbel zum Fahrzeugheck hintransportiert und stehen somit für eine Verschmutzung im Innenraum nicht zur Verfügung. Andere in Frage kommende Quellen sind die Radkästen. Durch Aufwirbelungsmechanismen der Reifen kommen hier hohe Konzentrationen vor.

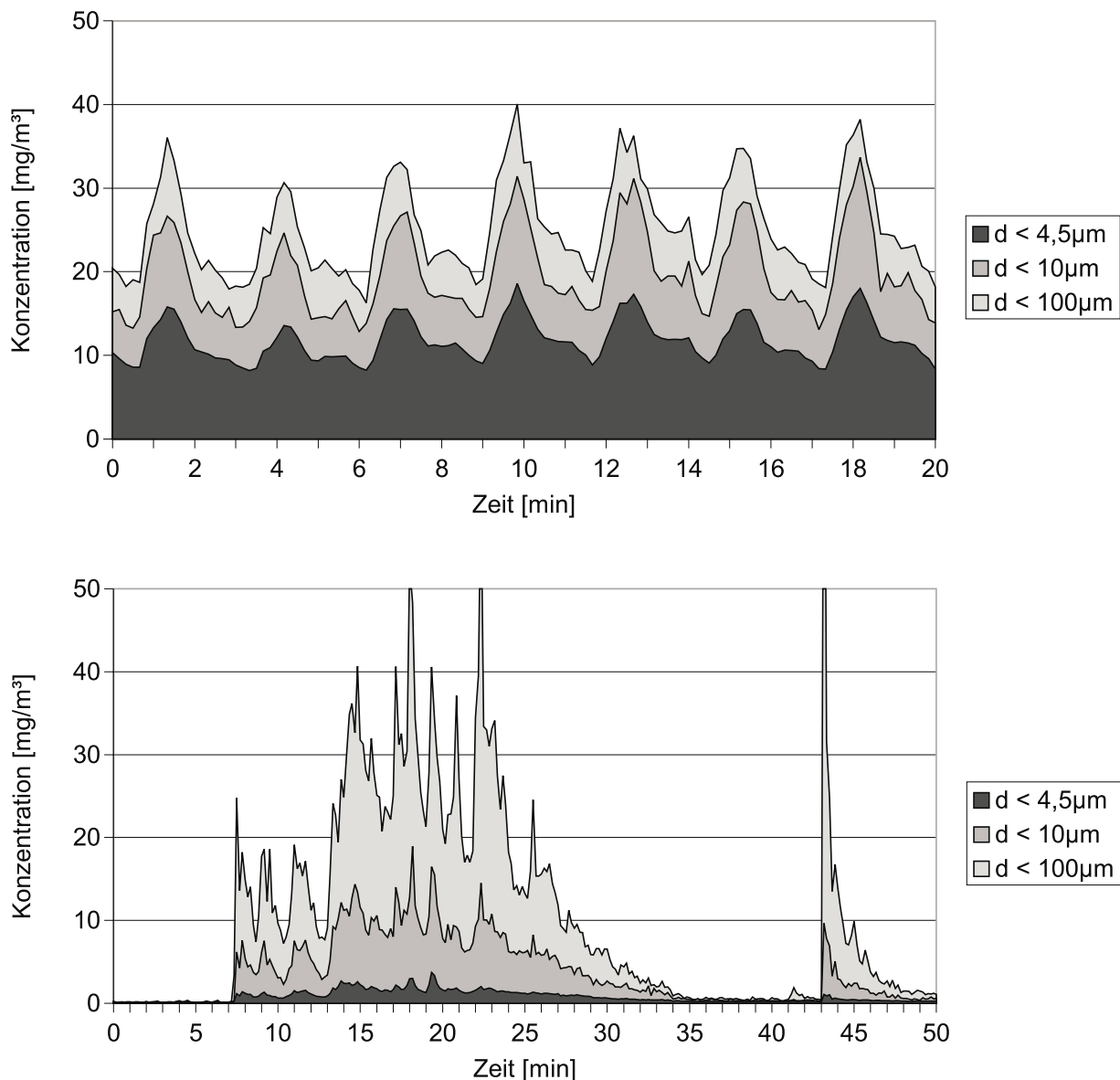


Abbildung 7.23: Zeitlicher Konzentrationsverlauf, *oben* in einem Fahrzeug bei geöffnetem Seitenfenster, *unten* im Laderaum eines Kleintransporters.

7.4 Aufbau eines Staubkomponentenprüfstandes

Der Vergleich der Messungen vor dem Fahrzeug, im Motorraum und in einem Motorbauteil ergaben, daß sowohl die Konzentrationen im Motorraum als auch die Konzentrationen im Bauteil mit den Außenkonzentrationen korrelieren (s. Abb. 7.18). Da Staubschleppentests mit einer hohen Gefährdung der Testfahrer verbunden sind, wurde ein Staubprüfstand

speziell für das Motorbauteil aufgebaut, der in Abbildung 7.24 *links* zu sehen ist.

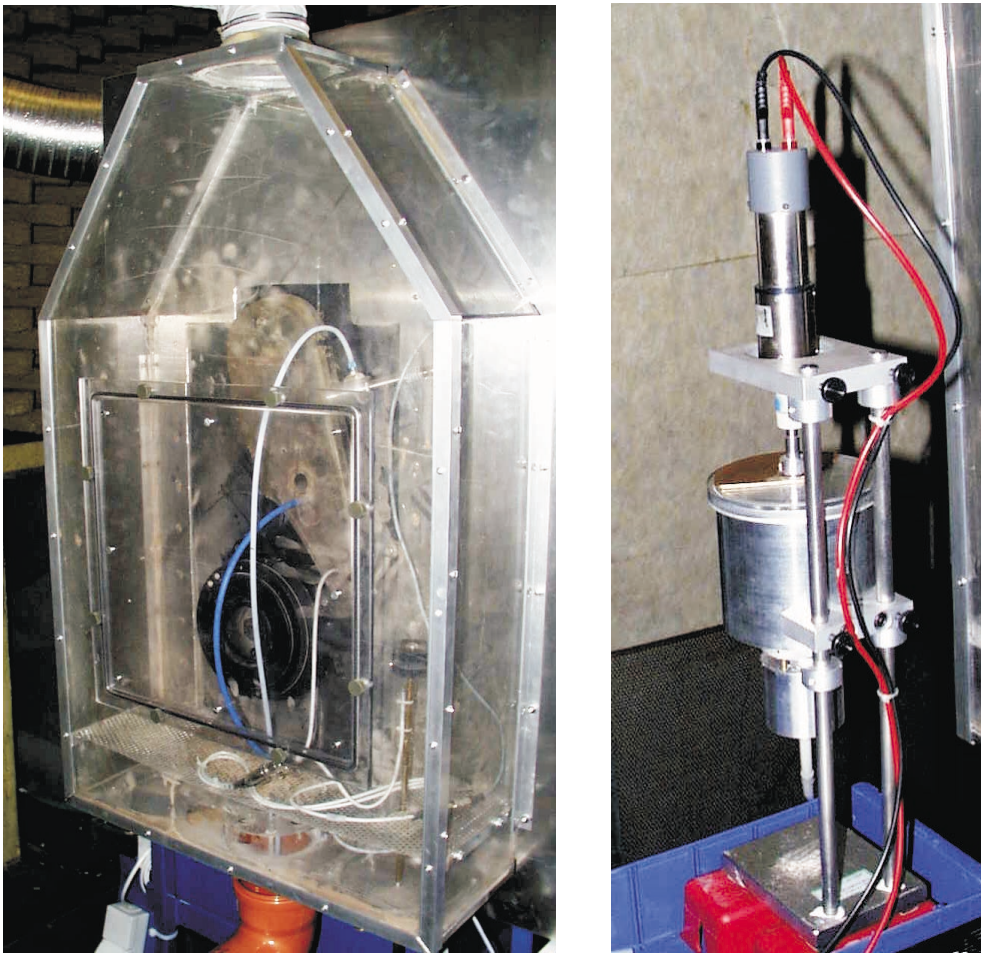


Abbildung 7.24: *Links*: Staubkomponentenprüfstand; *rechts*: Dispergiereinheit des Aerosolgenerators.

Aus einer geschlossenen Box wird mit einem Gebläse Luft durch ein sich im Boden oder im oberen Bereich befindliches Rohrstück (Rohrdurchmesser: 10 cm) abgesaugt. Dem Gebläse ist ein ca. $0,2\text{ m}^3$ großer Tiefenfilter vorgeschaltet, der die abgesaugte Konzentration aufnehmen kann. Die Luftgeschwindigkeit in der Box kann über das Gebläse eingestellt werden und lag bei den Versuchen bei $5\text{ m/s} \pm 0,5\text{ m/s}$. In der gegenüberliegenden Rohröffnung wurde ein Aerosolgenerator installiert, der aus einer Zerstäuberdüse und einer Dispergiereinheit bestand, welche in Abbildung 7.24 *rechts* dargestellt ist. Eine Prallplatte hinter der Öffnung sowie eine Fritte ca. 10 cm unterhalb der Prallplatte sorgten für eine homogene Verteilung des Testaerosols. Die Konzentration kann je nach Bedarf über den Aerosolgenerator und das Gebläse eingestellt werden. Ein Konzentrationsverlauf in der Staubbox ist in Abbildung 7.25 dargestellt, hierbei lagen die mittleren Konzentrationen bei ca. 100 mg/m^3 .

Nachdem die Strömungsmessungen in der Box eine nahezu homogene Strömung gezeigt haben, wurde das Motorbauteil eingebaut. Das Bauteil besitzt drehende Teile, die die Strömung in der Box beeinflussen. Die Einbaulage und die Bauraumverhältnisse in dem Komponentenprüfstand entsprachen jedoch denen im Motorraum. Durch Strömungsvisualisierungsversuche bei laufendem Motor konnten die Eintrittsstellen des Aerosols lokalisiert werden.

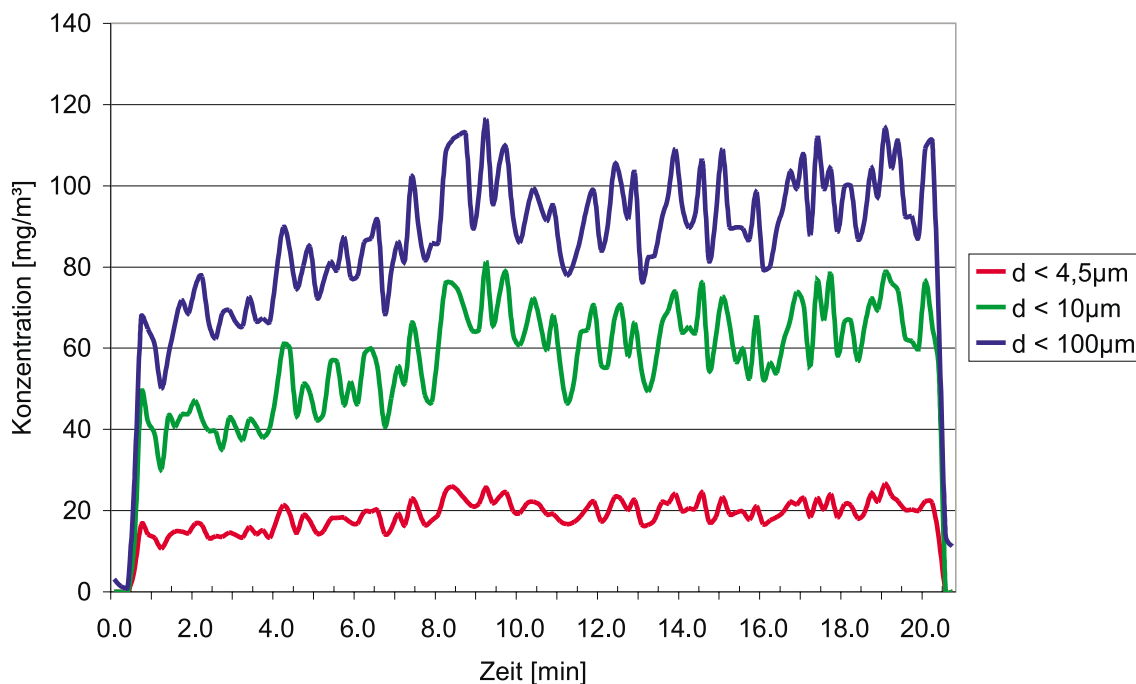


Abbildung 7.25: Zeitlicher Verlauf der Konzentration in der Staubbox.

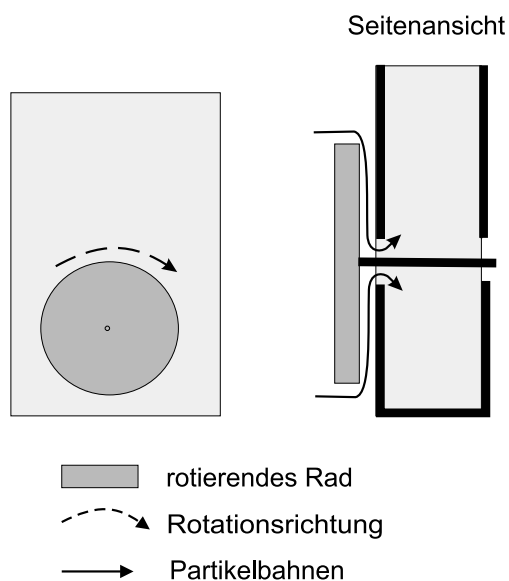


Abbildung 7.26: Schematische Darstellung des Motorbauteils, *links* Frontalansicht, *rechts* Seitenansicht mit Partikeleintrittsbahnen.

Die Partikel gelangen aufgrund einer ablenkenden Kraft, die durch das rotierende Rad erzeugt wird, zwischen das Rad und eine Abdeckung (s. Abb. 7.26). Die Verschleißergebnisse des Komponentenprüfstandes (Abbildung 7.27) sind identisch mit denen, die unter härtesten Bedingungen, z.B. bei Gabelstaplern in einer Eisenhütte oder auf Gravel-Roads in ariden Gebieten, gemacht wurden (Abbildung 7.28).



Abbildung 7.27: Verschleiß eines Zahnrades auf dem Komponentenprüfstand.



Abbildung 7.28: Verschleiß eines Zahnrades in einem Gabelstapler.

Kapitel 8

Bestimmung des Emissionsfaktors mittels eines Boxmodells und Vergleich mit Ergebnissen anderer Autoren

In diesem Kapitel wird ein einfaches Boxmodell beschrieben, mit dem es möglich ist, aus den in Kapitel 7 gewonnenen Konzentrationsdaten Emissionsfaktoren zu berechnen. Anschließend erfolgt ein Vergleich der Emissionsfaktoren mit denen aus anderen Arbeiten gewonnenen Werten.

8.1 Quellstärke eines Vollheckfahrzeuges auf einer Gravel-Road

Aus den Messungen in Kapitel 7 hat sich gezeigt, daß die Konzentration, also die Masse pro Kubikmeter hinter einem mit konstanter Geschwindigkeit fahrenden Fahrzeug –im Koordinatensystem Fahrzeug betrachtet– nur vom Abstand zum Fahrzeug abhängt. Es gilt also:

$$\frac{dc}{dt} = 0 \quad (8.1)$$

Weitere Voraussetzungen sind hierbei konstante Windgeschwindigkeit und eine homogene Bodenzusammensetzung. Die Konzentration wird durch die kontinuierlich aufgewirbelten Partikel erzeugt. Betrachtet man den Weg der Partikel im Koordinatensystem Fahrzeug, kommt es zu einer Verlagerung der Partikel vom Fahrzeug weg. Dadurch ergibt sich eine zeitlich konstante Konzentration in einem festen Abstand hinter dem Fahrzeug, die durch einen ebenfalls konstanten Partikelstrom erzeugt wird. Nimmt man ferner an, daß sich die Quellfläche zwischen Stoßstange und Boden am Fahrzeug befindet, so tritt durch diese Fläche (in Abb. 8.1 mit A_e bezeichnet) die gleiche Partikelanzahl hindurch wie durch die Fläche A_d in Abbildung 8.1.

Dies gilt jedoch nur, wenn es in der Box, die sich durch die beiden Flächen und dem Erdbo-

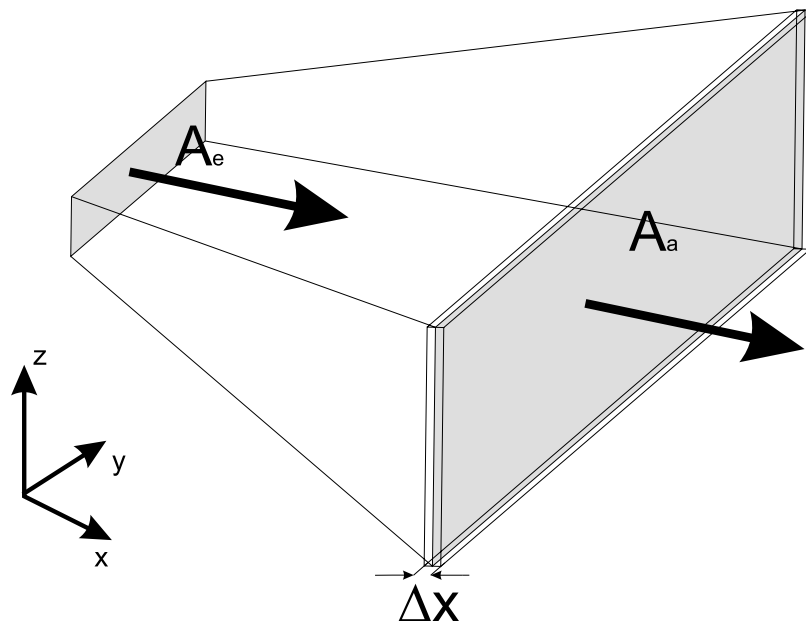


Abbildung 8.1: Schematische Skizze des Boxmodells.

den bilden läßt, keine Quellen und Senken gibt, und wenn die Partikel nur durch die Fläche A_e einströmen und nur aus der Fläche A_a ausströmen können. Die Annahme, daß es in der Box keine Quellen und Senken gibt, gilt nur für den Fahrzeugnahbereich. Aufgrund der Sinkgeschwindigkeit der Partikel kommt es im hinteren Bereich der Staubfahne zu einem Aussedimentieren von Partikeln. Genau genommen kommt es in der Box auch zu einem Aussedimentieren von großen Partikeln, die jedoch beim Auftreffen auf die Fahrbahnoberfläche wieder neue Partikel resuspendieren. In dem hier vorgestellten Modell wird daher davon ausgegangen, daß sich durch Aussedimentierung und Resuspension die Nettomasse in der Box nicht ändert.

Der Emissionsfaktor E , der für diffuse Staubquellen angegeben wird, besitzt die Einheit Kilogramm pro Meter und gibt die Masse an resuspendiertem Material pro gefahrenen Meter an. Formell bedeutet dies:

$$E = \frac{m}{l}. \quad (8.2)$$

Erweitert man die rechte Seite mit dem Volumen V , so erhält man die Formel:

$$E = \frac{m}{l} \cdot \frac{V}{V} = c \cdot A. \quad (8.3)$$

Der Emissionsfaktor läßt sich durch die gemessene Konzentration c und die Fläche A errechnen. Für das hier verwendete Boxmodell bedeutet dies:

$$c_e = \frac{m_e}{V_e} = \frac{m_e}{\Delta x_e \cdot A_e} \quad \text{und} \quad c_a = \frac{m_a}{V_a} = \frac{m_a}{\Delta x_a \cdot A_a} \quad (8.4)$$

Δx_e und Δx_a sind kleine Stecken, die zusammen mit den Flächen A_e und A_a Volumina bilden, in denen die Konzentration in x-Richtung als konstant angenommen werden kann. Unter der Annahme, daß $m_e = m_a$ und $\Delta x_e = \Delta x_a$ ist, gilt:

$$E = c_a \cdot A_a = c_e \cdot A_e \tag{8.5}$$

Die Fläche A_a wurde durch visuelle Beobachtungen abgeschätzt. Eine Übersichtsskizze ist in Abbildung 8.2, eine Detailskizze ist in Abbildung 8.3 dargestellt. 20 m hinter dem Fahrzeug wird hier von einer durchströmten Fläche von insgesamt $12,5 \text{ m}^2$ ausgegangen. Dies

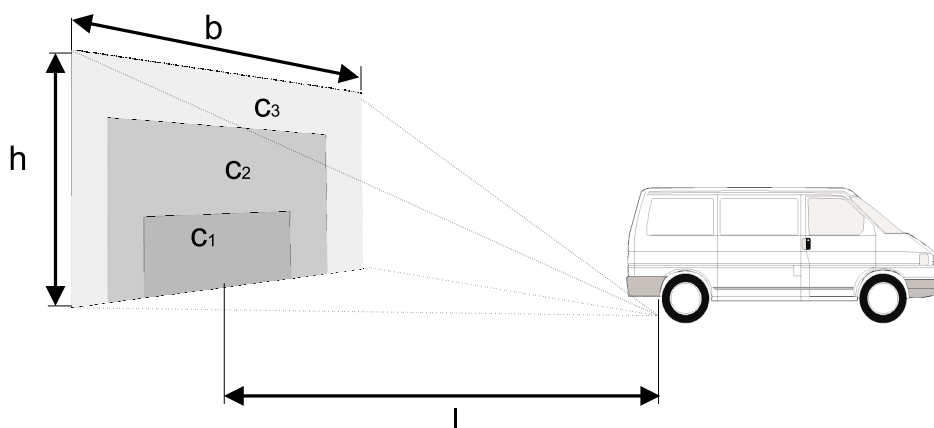


Abbildung 8.2: Skizze zur Bestimmung der Quellstärke.

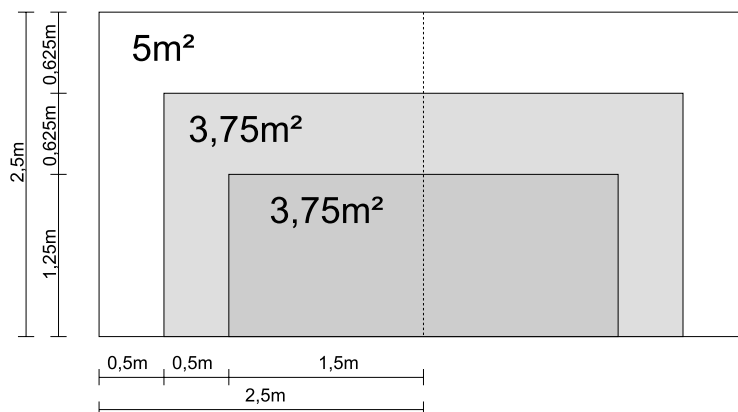


Abbildung 8.3: Aufteilung der gedachten durchströmten Fläche mit Längenangaben.

entspricht einer Aufweitung von 1,25 m in horizontaler Richtung und einer vertikalen Aufweitung von 2 m. Die Quellfläche beträgt hierbei 2 m x 0,5 m (in Abb. 8.1 mit A_e bezeichnet),

dies entspricht der gesamten Fahrzeugbreite, und dem Bereich von der Fahrbahnoberfläche bis zur Stoßstange. Die Gesamtfläche A_a wurde in drei Flächen (A_1 , A_2 und A_3) aufgeteilt, die in Abbildung 8.3 eingezeichnet sind. Als Konzentrationsmittelwert der Flächen wurden die aus drei verschiedenen Höhen (0,5 m, 1,2 m und 1,9 m) vor dem Meßfahrzeug gewonnenen Konzentrationen verwendet. Somit ermittelt sich der Emissionsfaktor aus den mittleren Konzentrationen $c_{1,2,3}$ und der jeweils durchströmten Flächen $A_{1,2,3}$ wie folgt:

$$E = \underbrace{c_1 \cdot A_1}_{\text{dunkelgraue Fläche}} + \underbrace{c_2 \cdot A_2}_{\text{hellgraue Fläche}} + \underbrace{c_3 \cdot A_3}_{\text{weiße Fläche}} . \quad (8.6)$$

Für die in Abbildung 7.12 in Kapitel 7.1.3.4 dargestellten Konzentrationen 20 m hinter dem Fahrzeug ergeben sich die in Abbildung 8.4 als Rauten dargestellten Emissionsfaktoren. Die Emissionsfaktoren beziehen sich hierbei auf Partikel kleiner $10 \mu\text{m}$ (PM10).

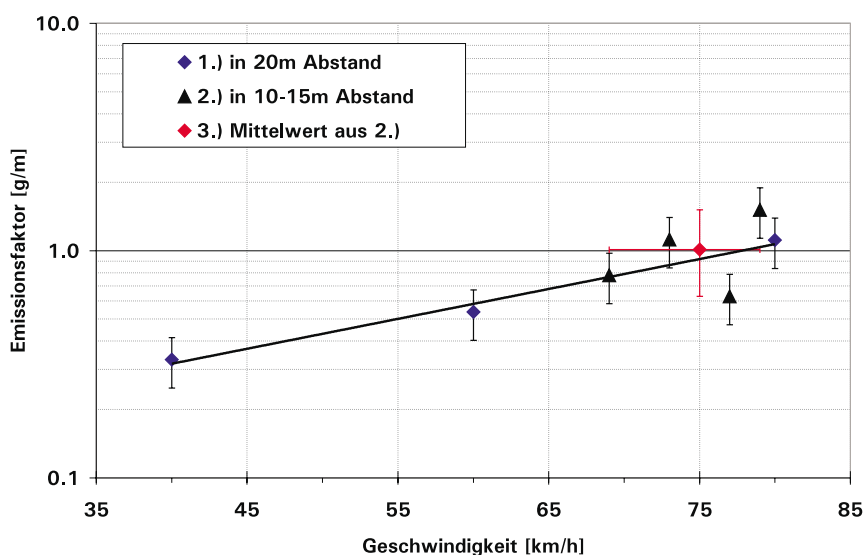


Abbildung 8.4: Emissionsfaktoren eines Vollheckfahrzeuges auf einer Gravel-Road in der Wüste von Arizona.

In dem hier untersuchten Geschwindigkeitsbereich von 40 bis 80 km/h ergibt sich eine exponentielle Zunahme der Emissionsfaktoren von 0,33 g/m bei einer Geschwindigkeit von 40 km/h auf 1,1 g/m bei 80 km/h.

In Tabelle 8.1 sind Emissionsfaktoren für die Partikelfractionen kleiner $100 \mu\text{m}$, kleiner $10 \mu\text{m}$ und kleiner $4,5 \mu\text{m}$ dargestellt. Die Emissionsfaktoren für Partikel kleiner $10 \mu\text{m}$ sind zusätzlich als Dreiecke in Abbildung 8.4 eingezeichnet. Es handelt sich hierbei um die in Kapitel 7.1.3.1 in Tabelle 7.1 dargestellten Fahrten auf einer Referenzstrecke. Die für die Berechnung benötigte Fläche wurde mit 8 m^2 angesetzt, da der Abstand zwischen dem staub-erzeugenden Fahrzeug und dem Meßfahrzeug 10 und 15 m betrug. Hierbei ergab sich über vier Tage gemittelt ein Emissionsfaktor E von $5,7 \text{ g/m}$ für Partikel kleiner $100 \mu\text{m}$. Der Anteil der Partikel kleiner $10 \mu\text{m}$ und größer $4,5 \mu\text{m}$ liegt bei $0,36 \text{ g/m}$, Partikel kleiner $4,5 \mu\text{m}$ haben einen Anteil von $0,65 \text{ g/m}$. Prozentual betrachtet beträgt der Massenanteil der Partikel kleiner $4,5 \mu\text{m}$ $6,3\%$, der Anteil größer $4,5 \mu\text{m}$ und kleiner $10 \mu\text{m}$ $17,7\%$ vom gemessenen

Datum	Emissionsfaktoren E			Geschwindigkeit in km/h
	$d < 4,5 \mu\text{m}$	$d < 10 \mu\text{m}$	$d < 100 \mu\text{m}$	
	in g/m	in g/m	in g/m	
30.06.00	0,34	0,63	5,10	77
01.07.00	1,16	1,51	7,65	79
04.07.00	0,46	0,78	3,34	69
06.07.00	0,66	1,12	6,69	73
Mittel	0,65	1,01	5,70	75

Tabelle 8.1: Emissionsfaktoren auf einer Referenzstrecke.

Gesamtstaub ($d < 100 \mu\text{m}$). Der Emissionsfaktor E variiert während der Meßperiode von 3,34 g/m bis 7,65 g/m, dies entspricht einer Variation von $\pm 40\%$ bei einer Geschwindigkeitsvariation von 69 km/h bis 79 km/h. Für die Fraktion $d < 10 \mu\text{m}$ ist der Mittelwert mit den dazugehörigen Abweichungen in der Abbildung 8.4 als rote Raute eingezeichnet.

8.2 Arbeiten von Richter, Jockel und Hartje

In Deutschland gab es in den 80er Jahren im Auftrag des Bundesinnenministeriums Untersuchungen über Emissionen diffuser Staubquellen. In mehreren Teilvorhaben wurden unter anderem Emissionsfaktoren für diffuse Staubquellen bestimmt. Untersuchungsorte waren Schlackenhalden, Basaltwerke, Kohlelager, Verladehalden und Mülldeponien. Insbesondere in den Teilberichten zum Kohlelager und zur Schlackenhalde wurde die diffuse Staubquelle „Fahrzeug“ näher untersucht und Emissionsfaktoren ermittelt. In Tabelle 8.2 sind Emissi-

Windgeschwindigkeit in km/h	Abstand vom Fahrweg in m	Emissionsfaktoren E		
		nach Axetell [35]	Bilanzmethode	EPA-Methode
		in g/m		
2,5	10	1,02	1,20	0,80 bis 1,20
2,3	10	0,57	0,70	
1,7	8,5	1,39	1,64	
	25	0,85	1,07	
1,8	9	3,39	3,89	
	19	1,81	1,88	
2,0	10	1,39	1,89	
	15	0,59	-	

Tabelle 8.2: Emissionsfaktoren für Fahrverkehr auf einer Schlackenhalde, entnommen aus [33]

onsfaktoren nach verschiedenen Methoden für eine Schlackenhalde ermittelt worden: nach der Methode von Axetell [35], die im Kapitel 3.3.2 beschrieben worden ist, nach der Bilanzmethode aus Kapitel 3.3.5 sowie nach der EPA-Formel in der Version von 1975. Die EPA-Formel von 1975 unterscheidet sich von der in Kapitel 3.3.1 vorgestellten, indem sich die Emissionen auf Partikel kleiner $30 \mu\text{m}$ beziehen und nicht, wie in der aktuellsten Version,

auf Partikeln kleiner $10\ \mu\text{m}$. Die Tabelle 8.2 ist aus der Arbeit von Jockel und Hartje [37] entnommen. Es wurden nur die Werte übernommen, bei denen die Windgeschwindigkeit unter $3\ \text{m/s}$ lag, und nur die Stabilitätsklassen von IV bis V aus Tabelle 3.3.2. Auffällig ist in Tabelle 8.2, daß die Emissionsfaktoren bei gleichen Windgeschwindigkeiten, jedoch bei größerer Entfernung zurückgehen. Dies kann zwei Ursachen haben: einerseits tritt starke Deposition am Boden auf, was bedeuten würde, daß vor allem Grobstaub emittiert wird, andererseits wird die senkrecht zur Windrichtung gedachte Fläche A falsch abgeschätzt. Die Mittelwerte der Emissionsfaktoren liegen nach der Methode von Axetell bei $1,38\ \text{g/m}$, nach der Bilanzmethode bei $1,7\ \text{g/m}$ und nach der EPA-Methode bei ca. $1\ \text{g/m}$. Die Werte können nicht direkt mit den Werten aus Kapitel 8.1 verglichen werden, weil die Experimente mit LKWs durchgeführt wurden, und die mittlere Geschwindigkeit, die nicht ermittelt wurde, im Haldenbereich unterhalb von $40\ \text{km/h}$ liegt. LKWs emittieren aufgrund der größeren Reifen, des größeren Reifenprofils und der größeren Anzahl an Achsen mehr Partikel als PKWs. Die Emissionsfaktoren beziehen sich zudem auf Partikel kleiner $30\ \mu\text{m}$ und würden somit, bei gleicher Meßmethode, höher liegen als bei einem PKW.

Untersuchungen von Richter [33] auf einer Kohlenhalde haben Emissionsfaktoren von $6,5\ \text{g/m}$ (Methode nach Kahnwald aus Kapitel 3.3.3) und von $12\ \text{g/m}$ bei Verwendung eines Dispersionsmodelles ergeben. Aufgrund der nicht genau bekannten Randbedingungen –wie Fahrgeschwindigkeit, Fahrzeugtyp und Korngrößenanalyse des Fahrbahnmaterials– können die beiden Werte mit großen Fehlern behaftet sein.

8.3 Arbeiten von Etling und Siano

In Simulationen zur Staubdeposition im Bereich von Schlicklagerstätten von Etling und Siano [63] [64] wurden drei Quellen benutzt: Schüttprozesse (Auf- und Abladen von LKWs), Winderosionen und Fahrzeugbewegungen. Sie haben dazu ein von der EPA entwickeltes Staubausbreitungsmodell FDM (Fugitive Dust Model) benutzt. Es handelt sich hierbei um ein Dispersionsmodell, ähnlich dem TA-Luft-Modell, welches aber zusätzliche Terme beinhaltet, die die Sinkgeschwindigkeit und die Deposition von Staubpartikeln berücksichtigt. Auch hier wurde –wie in den Berichten von Richter [33] sowie Jockel und Hartje [37]– die Dispergierung von Staub durch Fahrzeuge als Linienquelle angenommen. Es wurde zwischen unbefestigten und befestigten jedoch verschmutzten Straßen unterschieden. Die Quellstärke für Fahrzeugbewegungen auf unbefestigten Wegen wurde mit $4\text{--}20\ \text{g/m}$ und die für befestigte, aber verschmutzte mit $0,4\text{--}2\ \text{g/m}$ abgeschätzt. Für die Simulationen wurde dann eine Quellstärke von $2,5\ \text{g/m}$ angenommen. Diese Werte entsprechen den Staubemissionen von langsam fahrenden LKWs auf sehr losem Untergrund. Sie können deshalb nicht mit den für diese Arbeit gewonnenen Daten verglichen werden.

8.4 Arbeiten von Becker und Takle

Becker und Takle [65] haben sich mit der Deposition von Partikeln, die von unbefestigten Straßen resuspendiert wurden, in Abhängigkeit von der Fall- und Depositionsgeschwindigkeit, der Rauigkeitslänge und der atmosphärischen Stabilität beschäftigt. Dazu ist von ihnen ein mathematisches Modell vorgestellt worden. Aus Messungen ist die Partikelgrößen-

verteilung ermittelt worden, und durch Interpolation der Meßergebnisse ist die Quellstärke für ihr Modell festgelegt worden. Als Testfahrzeug diente ein 1,9 t schweres Vollheckfahrzeug, welches 20– bis 50–mal an der Meßstation vorbeifuhr. Die Partikelgrößenverteilung wurde mit einem Hi-Volume Sampler gemessen, der vier Fraktionen (1,1; 2,0; 3,3 und 7,0 μm) auflösen konnte. Anschließend Simulationen gaben Aufschlüsse über das Depositionsverhalten im Luv der Straße. Es wurde für die Überschreitung einer Depositionsmasse pro Quadratmeter die dazugehörige Anzahl der vorbeifahrenden Fahrzeuge ermittelt. Mit dem Ausbreitungsmodell wurden Sensitivitätsstudien durchgeführt. Die untersuchten Parameter waren: die atmosphärische Stabilität (Pasquill-Gifford [30] Stabilitätsklassen B, D und E), die Rauigkeitslänge (0,01 und 0,10 m), die Depositionshöhe (0 und 1 m), die Quellhöhe (0 und 1 m) und die Windgeschwindigkeit (1 und 5 m/s). Die Deposition wurde für Quellentfernungen von 4, 8, 16, 32, 64, 128, 256 und 512 m errechnet. Die aus Interpolation der gemessenen Partikelgrößenverteilung im Luv der Fahrbahn ermittelte Quellstärke betrug 1 g/m. Den geringsten Einfluß auf das Depositionsverhalten hatte die atmosphärische Stabilität. Einen geringen Einfluß hatten die Windgeschwindigkeit und die Quellhöhe. Ein merklicher Einfluß konnte dagegen bei der Änderung der Rauigkeitslänge und der Depositionshöhe festgestellt werden. Die größte Sensitivität trat bei Benutzung der Bodenquelle (Quellhöhe 0 m) und bei einer großen Rauigkeitslänge auf. Der Effekt einer großen Rauigkeitslänge ist derjenige, daß der Wind in Bodennähe stärker reduziert wird als bei einer kleinen Rauigkeitslänge. Dies führt zu einer verminderten mechanischen Vermischung. Die thermal induzierte Mischung spielt gegenüber der mechanischen eine untergeordnete Rolle.

Die in diesem Bericht ermittelte Quellstärke von 1 g/m bei einer Geschwindigkeit von 72 km/h zeigt eine sehr gute Übereinstimmung mit den in Kapitel 8.1 für diese Arbeit ermittelten Quellstärken.

8.5 Arbeiten von Pinnick et al.

Pinnick et al. [66]. haben Größenverteilungen von Staubfahnen im Nordwesten von Orogrande, in New Mexico und im Tularosa Basin vermessen. Hierbei lag der Schwerpunkt in der Bestimmung von hochaufgelösten Partikelgrößenverteilungen und des infraroten Extinktionskoeffizienten. Hierzu wurde ein Meßrack mit verschiedenen Streulichtmeßgeräten, Filterköpfen und einer Optical Array Probe ausgestattet, das mittels eines Kranes freischwebend über der Straße positioniert werden konnte. Die Streulichtsignale der Meßgeräte wurden kontinuierlich aufgezeichnet; hierbei wurde ein Meßintervall von 5 Sekunden gewählt. Als Staubquellen wurden drei verschiedene militärische Fahrzeuge benutzt; ein 5 t–Sattelzug, ein Panzer und ein gepanzerter Mannschaftstransporter. Der Sattelzug und der Mannschaftstransporter hatten jeweils ein Gewicht von ca. 9 Tonnen, der Panzer wog 41 Tonnen. Die Testgeschwindigkeiten lagen zwischen 5 und 12 m/s (18–43 km/h).

Pinnick et al. [66] haben eine große Variabilität der gemessenen Konzentrationen beobachtet. Die Spitzenkonzentrationen lagen bei ca. 1 g/m³. Die Konzentrationen wurden durch Integration der Massengrößenverteilung, unter Annahme von sphärischen Partikeln mit einer Dichte von 1,5 g/cm³ ermittelt. Die Größenverteilungen ergaben eine bimodale Verteilung, die unabhängig von der Fahrzeugart und der Fahrgeschwindigkeit war. Die Maxima der Massengrößenverteilung lagen bei 4 μm und bei 45 μm , welches den Maxima bei 1 μm und 25 μm in der Anzahlgrößenverteilung entsprach. Zudem gab es einen Hinweis auf eine klei-

nerer Mode im submicronen Bereich, der jedoch nicht hinreichend genau gemessen werden konnte. Die verwendeten Streulichtmeßgeräte haben die Impulshöhe des Streulichtes an einzelnen Partikeln gemessen; dadurch erhält man einen Streulichtäquivalentdurchmesser, also den Durchmesser eines Partikels, der die gleiche Impulshöhe besitzt wie ein kugelförmiger Probekörper (meist Latexkugeln). Das Problem hierbei ist, daß Partikel mit gleichem aerodynamischen Äquivalentdurchmesser durchaus verschiedene Streulichtimpulse aussenden können. Dies ist zum einen der Fall, wenn das zu messende Partikel – wie im Fall des Straßenstaubes – aus verschiedenen Materialien besteht, zum anderen können nicht-sphärische Partikel je nach Orientierung im Meßvolumen ebenfalls verschiedene Impulse aussenden. Zusätzlich zu diesen Problemen treten Koinzidenzen auf, wenn sich gleichzeitig mehr als ein Partikel im Meßvolumen aufhält; diese Partikel würden dann als ein viel größeres Partikel interpretiert werden und somit zu Fehlern in der Anzahlgrößenverteilung und, was viel schwerwiegender ist, in der Volumen-/Massengrößenverteilung führen.

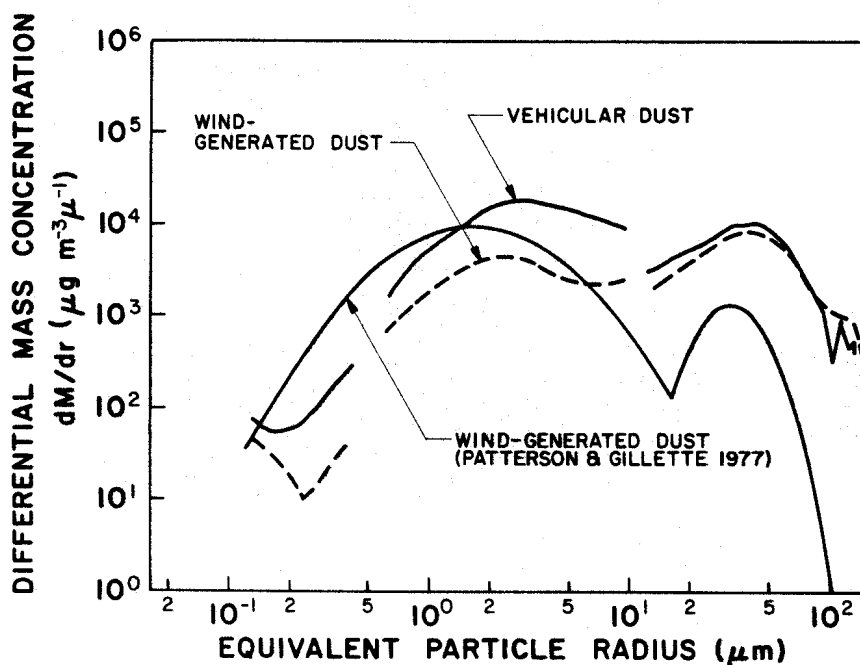


Abbildung 8.5: Anzahlgrößenverteilung in Staubfahnen hinter Fahrzeugen und durch Wind erzeugte Partikelauwirbelung und in einem Sandsturm (gemessen von Patterson und Gillette) aus [66].

In Abbildung 8.5 sind neben der gemittelten Anzahlgrößenverteilung der Staubfahnenexperimente noch Verteilungen von starkem Sandfegen während der Meßkampagne sowie die Anzahlgrößenverteilung in einem Sandsturm (gemessen von Patterson und Gillette) dargestellt. Die Windgeschwindigkeiten während des Sandfegens lagen bei 15–20 m/s. Die Konzentrationen variierten dort von 30 mg/m^3 bis zu maximal 3 g/m^3 und sind somit vergleichbar mit den Maximalkonzentrationen hinter Fahrzeugen auf unbefestigten Straßen.

Es zeigt sich, daß Sandfegen, Sandstürme und Staubfahnen jeweils eine bimodale Verteilung aufweisen. Zudem ist der große Mode bei allen Messungen gleich. Der kleine Mode weist beim Sandfegen dagegen nur ein Fünftel der Massenkonzentration auf wie hinter einem

Fahrzeug [66]. Es zeigt sich weiter, daß die beiden verschiedenen Prozesse des Sandfegens durch Wind und die Resuspension von Partikeln durch Fahrzeuge zu der gleichen bimodalen Verteilung führen. Dies deutet auf die gleiche Zusammensetzung der Staubfahne hinsichtlich des Materials hin.

Die ermittelten Quellstärken lassen sich nur bedingt mit den Messungen dieser Arbeit vergleichen, da die Fahrzeuge wesentlich schwerer waren und mit geringen Geschwindigkeiten gefahren wurde. Durch das Meßintervall von 5 s bei stationär betriebenen Meßinstrumenten kann die Staubfahne zeitlich nur sehr unzureichend aufgelöst werden. Zudem sind die Streulichtäquivalentdurchmesser auf Grund der weiter oben erwähnten systematischen Fehler nur bedingt mit den aerodynamischen Durchmessern vergleichbar. Es bleibt jedoch festzustellen, daß schwere Fahrzeuge ein Vielfaches an Partikeln dispergieren als Vollheckfahrzeuge bis 2,8t.

8.6 Arbeiten von Claiborn et al.

Einen anderen Ansatz der Bestimmung der Emissionsfaktoren haben Claiborn et al. [67] benutzt. Sie haben SF₆ (Schwefelhexafluoride) als Tracer für die Bestimmung des PM₁₀-Faktors benutzt und die damit ermittelten Faktoren mit der Upwind-Downwind-Methode und den aus der EPA-Formel ermittelten Faktoren verglichen. Untersucht wurde diese Methode für befestigte und unbefestigte Straßen im Staat Washington, USA. Es wurde mit SF₆ als Linienquelle und als Punktquelle experimentiert. Für die Upwind-Downwind-Methode wurden Partikelmessinstrumente verwendet, die einen Durchfluß von 5 l/min besaßen. Die Genauigkeit der Messungen lag bei $\pm 17\%$. Die SF₆ Konzentration wurde mittels Gaschromatographen ermittelt und wies eine Genauigkeit von $\pm 11\%$ auf. Das benutzte Dispersionsmodell SIMFLUX berücksichtigt, wie bei den Modellen üblich, die Partikelgrößenverteilung nicht. Die Unsicherheiten zwischen den Simulationen aus den Straßenmessungen liegen zwischen 50 – 110%.

Ein wichtiger Punkt in der Arbeit von Claiborn et al. [67] ist der Vergleich des Tracers SF₆ mit den PM₁₀-Partikeln hinsichtlich ihrer Dispersivität; denn nur dann wenn eine ähnliche Aufweitung der Konzentrationen stattfindet, kann SF₆ zur Bestimmung der Emissionsfaktoren herangezogen werden. Es muß dazu der Effekt der Sedimentationsgeschwindigkeit der Partikel vernachlässigbar sein. Claiborn et al. haben dazu folgende Betrachtungen angestellt: ein Partikel von 10 μm Durchmesser und einer Dichte von 2 g/cm^3 hat bei 20 °C Lufttemperatur nach Gleichung 3.21 eine Depositionsgeschwindigkeit von 0,6 cm/s. Dies bedeutet, bei einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s, daß das Partikel nach einer vertikalen Verlagerung von 100 m 30 cm an Höhe verlieren würde. Bei SF₆-Detektoren, die nahe an der Quelle installiert sind, kann nach Meinung Claiborns also die Sinkgeschwindigkeit vernachlässigt werden. Dies ist durch gleichzeitige Messungen von SF₆- und PM₁₀-Konzentrationen am selben Ort bestätigt worden [67]. Der Trend, in unterschiedlicher Entfernung zur Fahrbahnmitte gemessenen SF₆ und PM₁₀ Konzentration, zeigte bei den Linienquellenexperimenten auf einer Gravel-Road eine gute Übereinstimmung. Das durchschnittliche Konzentrationsverhältnis lag bei $54 \pm 9,2$ ($\pm 17\%$). Dieses Verhältnis errechnet sich aus der gemessenen SF₆-Konzentration minus der Hintergrundkonzentration dividiert durch die gemessene PM₁₀-Konzentration minus der Hintergrundkonzentration. Die Fehler bei dieser Methode hängen von den Fehlern der PM₁₀-Konzentrationsmessung und von den Fehlern bei der SF₆-Konzentrationsmessung

ab. Zusätzliche Unwägbarkeiten kommen durch die Annahme des gleichen Dispersionsverhaltens der Partikel und des SF₆-Gases zustande. Claiborn et al. sehen diese Methode als durchaus geeignet an, Emissionsfaktoren zu bestimmen. Die Unsicherheit dieser Methode beziffern sie mit 25% bei Verwendung einer SF₆-Punktquelle und mit 43% bei Verwendung einer Linienquelle. Bei Verwendung der Tracerdaten zur Kalibrierung eines Dispersionsmodells liegt die Unsicherheit bei 50 – 110%.

Die aus den Konzentrationsverhältnissen ermittelten Emissionsfaktoren aus dem Tracereperiment lagen bei 0,336 g/m und bei 0,14 g/m. Aus der EPA-Formel wurde ein Wert von 0,283 g/m errechnet. Eingegangen in die Formel sind ein Schluffgehalt (englisch: silt content) von 12%, eine durchschnittliche Fahrzeuggeschwindigkeit von 32,2 km/h und ein mittleres Fahrzeuggewicht von 2,7 t sowie 116 feuchte Tage. Die Emissionsfaktoren stimmen sehr gut überein mit den für diese Arbeit ermittelten Werten und mit denen aus anderen Arbeiten. Im Gegensatz zu den Upwind-Downwind Experimenten anderer Autoren ist in diesen Experimenten ein Meßgerät mit einem geringen Volumenstrom verwendet worden, welches mit 5 l/min in der gleichen Größenordnung liegt wie das Partikelmeßgerät Respicon.

8.7 Arbeiten verschiedener Autoren im EPA-Bericht AP42

Im Final Report AP-42 Section 13.2.2 der U.S. Environmental Protection Agency [29] sind Untersuchungen von verschiedenen Autoren zusammengetragen. Hierbei lag das Hauptinteresse an Emissionsfaktoren für Partikel kleiner 10 µm auf unbefestigten Straßen. Eine Zusammenstellung der für diese Arbeit interessanten Emissionsfaktoren ist in Tabelle 8.3 dargestellt.

Die Messungen sind alle nach der Luv-Lee Methode (downwind-upwind) durchgeführt worden. In den Messungen Ref.:1;2;6 sind 3 High-Volume Sampler in 1 m, 3 m und 5 m Höhe installiert worden. In den anderen Messungen wurden teilweise 5 Partikelmeßinstrumente in verschiedenen Höhen bis teilweise 7,5 m Höhe benutzt. Die durch Messungen ermittelten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 8.3 zusammengefaßt, ebenso die mittleren Wind- und Fahrzeuggeschwindigkeiten, das Fahrzeuggewicht und die Anzahl der durchgeführten Tests. Ein Vergleich mit den aus der EPA-Formel berechneten Emissionsfaktoren ist in Abbildung 8.6 zusammengestellt.

Die Übereinstimmung der errechneten mit den gemessenen Emissionsfaktoren ist im Bereich bis zu gemessenen Faktoren von 0,7 g/m als gut und bei höher gemessenen Emissionsfaktoren hingegen als schlecht zu bezeichnen. Das ist darauf zurückzuführen, daß in die Berechnung die Fahrzeuggeschwindigkeit linear eingeht, während die Konzentrationszunahme und somit auch der Emissionsfaktor exponentiell mit der Fahrzeuggeschwindigkeit anwächst, wie in Kapitel 8.1 durch Messungen belegt wird. In Abbildung 8.7 sind aus Messungen auf Gravel-Roads ermittelte Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit dargestellt. Zusätzlich zu den Werten aus Tabelle 8.3 sind die aus den Experimenten zu dieser Arbeit errechneten Emissionsfaktoren eingezeichnet.

Zur Bestimmung der Emissionsfaktoren wurden in den meisten Fällen Dispersionsmodelle verwendet, durch die die Quellstärke bestimmt wird (vgl. Kapitel 3.3.2). Gravel-Roads werden in diesen Modellen häufig als Linienquelle betrachtet, jedoch ist der typische Verkehr auf solchen Straßen nicht kontinuierlich. Es wäre also besser, die Quelle nicht als Linie, sondern

Nr.	E -Faktor PM10 in g/m	E -Faktor von bis in g/m	v_{Wind} von bis in m/s	v_{Fzg} in km/h	Fahrzeug- gewicht in t	Anzahl der Tests	Quelle	Bemerkung
1	0,23	0,09 - 0,75	2,7 - 2,9	24	1,5 - 2,0	4	Ref.1	unbefestigte Straße in Nevada
2	0,66	0,25 - 1,00	0,9 - 3,5	40	2,0 - 2,8	3	Ref.2	Baustelle in Nevada und Californien
3	0,20	0,14 - 0,4	1,6 - 3,1	56	1,6 - 1,9	3	Ref.6	öffentliche Gravel-Road in Arizona
4	0,36	0,21 - 0,84	2,2 - 3,6	72	1,6 - 1,9	3		
5	0,48	0,27 - 0,81	1,3 - 3,3	88	1,6	3		
6	0,14		3,9	40	3,9	1	Ref.7	Eisenhütte in Pennsylvania
7	0,18		2,9	42	2,1	1		
8	1,13	0,86 - 1,58	2,8 - 6,2	32	7,1 - 11	4	Ref.10	simuliert unbefestigte Straße
9	0,86		2,8		7,7	1	AL-2	
10	1,14		4		7,1	1	AL-6	
11	0,24	0,20 - 0,27	4,6	60	2,0	2	Ref.11	öffentliche Gravel-Road in Colorado
12	0,68	0,21 - 0,94	0,7 - 2,8	24	3,0	4	Ref.12	öffentliche Gravel-Road in Ohio
13	1,15	0,91 - 1,50	1,3 - 1,6	40	2,2 - 2,6	3	Ref.14	Kohlenminen in Wyoming, North Dakota und New Mexico
14	0,25	0,20 - 0,35	1,3 - 2,4	56	2,3 - 2,4	4		
15	0,75	0,71 - 2,83	1,9 - 2,6	69	2,0	3		
16	0,24	0,14 - 0,32	1,9 - 5,4	48	2,0	3	Ref.15	öffentliche Gravel-Road in Kansas City, Reno und Raleigh
17	0,33	0,24 - 0,37	4,5 - 7,3			4		
18	0,34	0,31 - 0,74	2,2 - 2,9			4		

Tabelle 8.3: Emissionsfaktoren aus verschiedenen Untersuchungen, aus [29].

als eine Serie von sich diskret bewegenden Punktquellen zu betrachten [29]. Fehler bis zu einer Größenordnung von drei können durch nicht kalibrierte Dispersionsmodelle entstehen. Dies kann z.B. der Fall sein bei einer Vereinfachung der Quelle als Punktquelle in einem unbebauten Terrain ohne Hindernisse. Des weiteren stimmt die Annahme einer konstanten Flächenquelle mit der Realität nicht überein, da es keine räumlich homogenen Quellen in der Natur gibt.

Andere Fehlerquellen sind Überlagerungen von verschiedenen Quellen, die nicht aufgelöst werden können, z.B. Sandfegen oder insbesondere Schüttprozesse auf Abraumhalden in der Nähe der Meßstellen. Auch kann die Probenahme durch anisokinetische Ansaugung zu Fehleinschätzungen führen.

In der EPA-Formel 3.26 spielt der Untergrund eine wichtige Rolle. In die Formel fließt der Schluffgehalt ein; dies ist der Anteil an potentiell resuspendierbaren Partikeln auf der Fahrbahn, die kleiner als $75 \mu\text{m}$ sind. Untersuchungen in Arizona vom Arizona Department of Environmental Quality (ADEQ) [68] zeigen diesen Trend jedoch nicht. In den Testreihen wurden die Emissionsfaktoren für drei verschiedene Geschwindigkeiten (35 mph, 45 mph und 55 mph) an drei nahe beieinandergelegenen Orten in Arizona ermittelt. Die Fahrbahnoberflächen unterschieden sich im Schluffgehalt (11%, 7,4% und 4,3%). Die gemittelten Emissionsfaktoren für die jeweiligen Geschwindigkeiten sind in Tabelle 8.3 als Nummer 3 bis 5 angegeben und zusätzlich in Abbildung 8.7 eingezeichnet. Wie auch aus den Experimenten dieser Arbeit deutlich zu erkennen ist, ergibt sich ein exponentieller Anstieg mit Zunahme der Fahrzeuggeschwindigkeit. Schlüsselst man jedoch zusätzlich nach dem Schluffgehalt

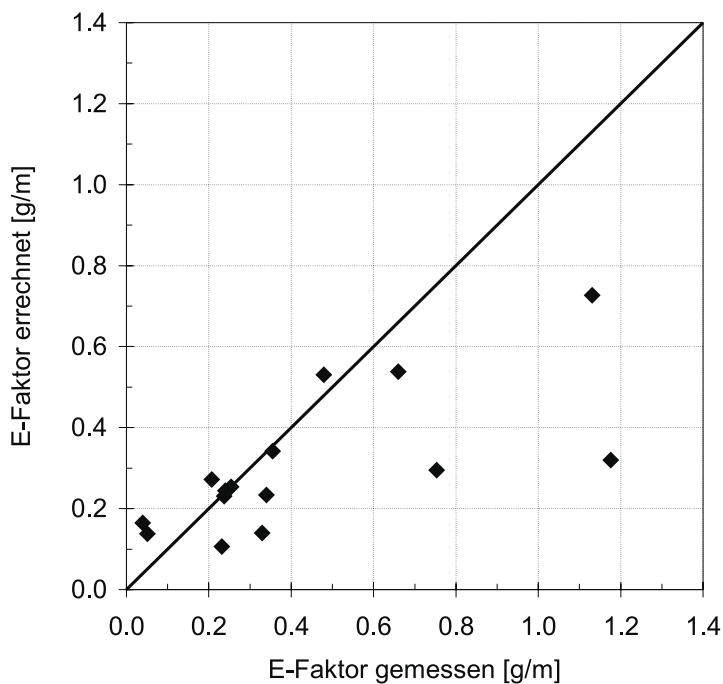


Abbildung 8.6: Vergleich der aus den Experimenten ermittelten E -Faktoren mit den aus der EPA-Formel berechneten.

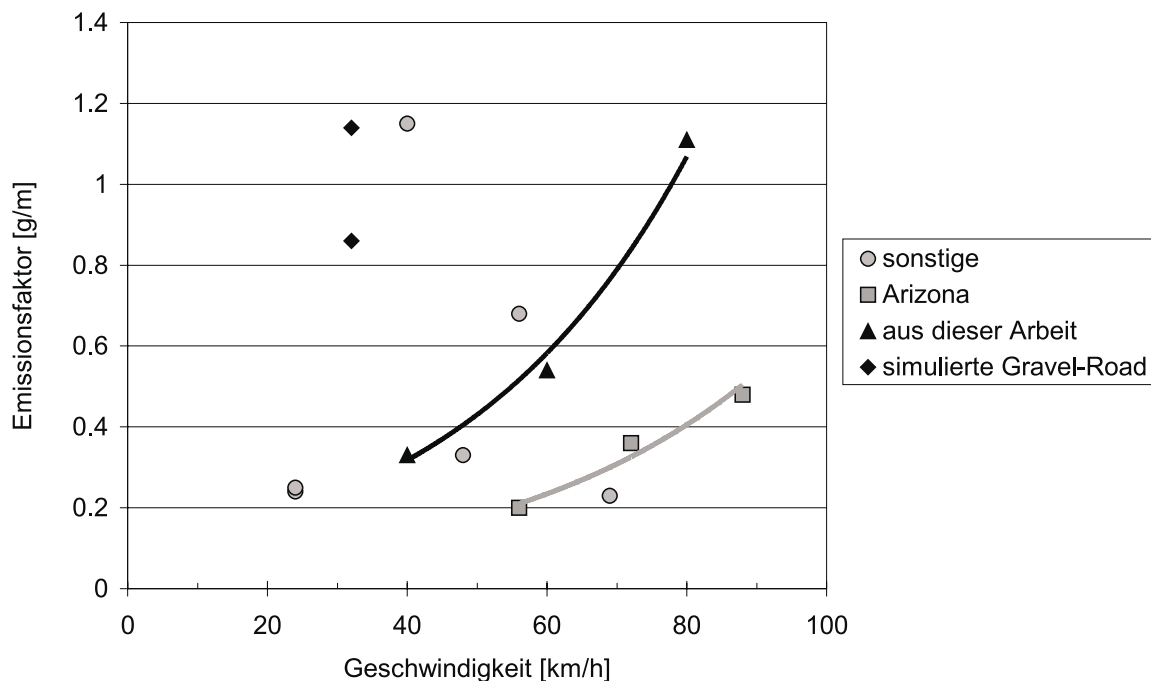


Abbildung 8.7: Aus Messungen ermittelte PM_{10} -Emissionsfaktoren auf Gravel-Roads in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit.

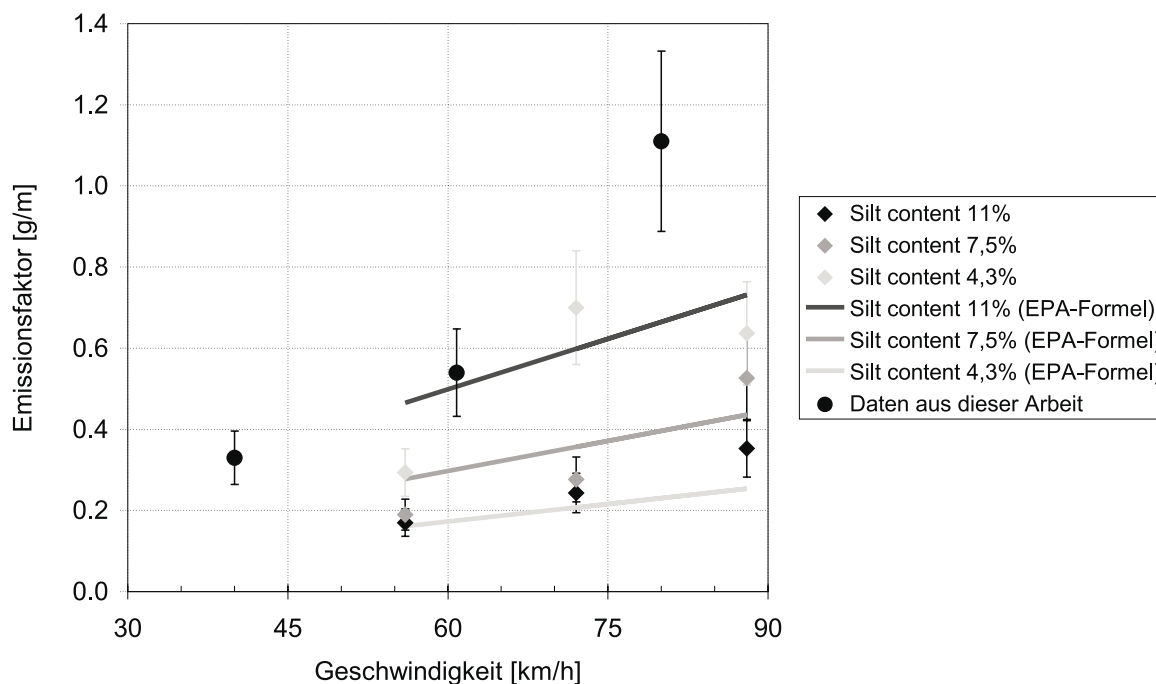


Abbildung 8.8: PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit und des Schluffgehalts auf verschiedenen Gravel-Roads in Arizona.

auf, so ergibt sich aus den Experimenten bei konstanter Fahrgeschwindigkeit eine Abnahme des Emissionsfaktors mit zunehmendem Schluffgehalt. In Abbildung 8.8 sind zusätzlich die Faktoren, die nach der EPA-Formel (Gleichung 3.26) berechnet worden sind, eingezeichnet. Hier ergibt sich eine Zunahme der Faktoren bei einem höheren Schluffgehalt. Grund hierfür kann die Zusammensetzung des Bodenmaterials sein und hier vor allem die Partikelgrößenverteilung der Partikel kleiner $100\ \mu\text{m}$. Desweiteren ist die Homogenität und die Tiefe des lockeren Oberflächenmaterials von entscheidender Bedeutung für die Resuspension von Partikeln. Bei gleichem Schluffgehalt, aber unterschiedlicher Belegung kann dies dazu führen, daß die Reifen bei höherer Belegung tiefer in den Untergrund einsinken und somit mehr Partikelmaterial resuspendiert wird. Dies kann eine der möglichen Ursachen für einen kleineren Emissionsfaktor bei höherem Schluffgehalt sein.

Die für diese Arbeit angefertigte Partikelanalyse des Oberflächenmaterials ist nicht geeignet, um den Schluffgehalt nach den Richtlinien der EPA (AP42 Appendix C.2 [29]) zu bestimmen, da durch eine erste Siebung vor Ort der Partikelanteil mit Durchmessern größer $1\ \text{mm}$ aussortiert worden ist. Es wurden anschließend Siebanalysen bis zu einer Größe von $100\ \mu\text{m}$ durchgeführt. Eine Volumendichteverteilung der Partikel kleiner $100\ \mu\text{m}$ wurde mittels Laserbeugung durchgeführt. Die Volumendichteverteilung und die dazugehörige Summenverteilung der Siebung und der Laserbeugung sind in Abbildung 8.9 dargestellt. Hiernach ergibt sich ein Anteil von über 20% der Partikel kleiner $75\ \mu\text{m}$.

Die in Kapitel 8.1 ermittelten Emissionsfaktoren liegen im Bereich der von anderen Autoren für die EPA experimentell bestimmten Emissionsfaktoren. Durch die in dieser Arbeit benutzte Methode der direkten Messung in der Staubfahnenmitte ergeben sich einige Vorteile

gegenüber der sonst von vielen Autoren angewandten Luv-Lee-Methode. Größter Vorteil ist die nahezu isokinetische Probenahme und die Kürze der Meßzeit, die im Bereich von wenigen Minuten liegt. Die fest am Fahrzeug montierte Meßapparatur erlaubt zudem einen sehr flexiblen Einsatz, der bei den teilweise mit hohem zeitlichen Aufwand bei der Durchführung der Experimente mit Meßmasten nicht erreicht werden kann.

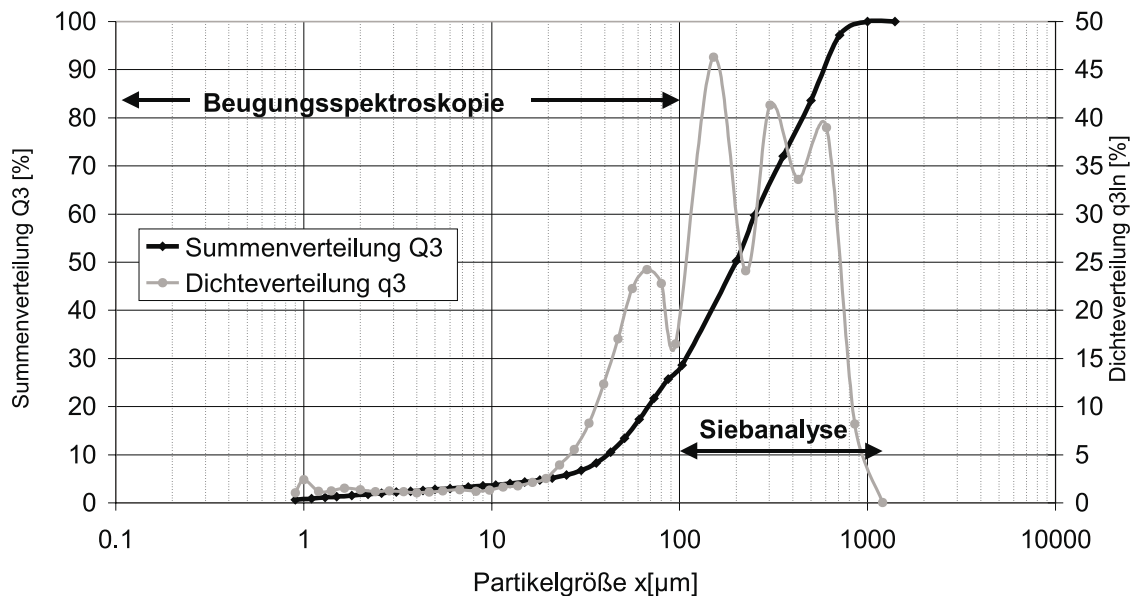


Abbildung 8.9: Partikelgrößenverteilung des Fahrbahnmaterials (Phoenix, Arizona) aus Laserbeugung und Siebung zusammengefügt.

Kapitel 9

Zusammenfassung

Es war Aufgabe dieser Arbeit, die Wirkungskette der hinter Fahrzeugen entstehenden Staubfahnen auf unbefestigten Straßen zu untersuchen. Dies beinhaltete die Bestimmung der Quellstärke des Fahrzeuges (Emissionsfaktor), die Messung der Konzentrationen in der Staubfahne und den Impakt von Partikeln im nachfolgenden Fahrzeug (Senke).

Hierzu wurden verschiedene Experimente in einem Wüstengebiet in den USA durchgeführt. Ein speziell hierfür ausgerüstetes Fahrzeug konnte die Staubkonzentrationen in drei verschiedenen Höhen zeitlich aufgelöst aufnehmen. Von Interesse waren hierbei die Konzentrationen vor dem Fahrzeug in Stoßstangenhöhe (0,47 m), in Motorhaubenhöhe (1,17 m) sowie in Fahrzeugdachhöhe (1,87 m). Zusätzliche Meßgeräte wurden im Motorraum und in einem Motorbauteil untergebracht, um die Staubbelastung in Relation zur Konzentration vor dem Fahrzeug zu untersuchen und den durch Eindringen von Staub in das Motorbauteil verursachten Verschleiß zu quantifizieren. Die Meßwerte der Partikelmeßinstrumente wurden zusammen mit den fahrzeugspezifischen Daten (Geschwindigkeit, Drehzahl, etc.) auf einem zentralen Speichermedium erfaßt. Alle Meßgrößen konnten zudem über einen Laptop online verfolgt werden. Als Partikelmeßgeräte kamen zweistufige virtuelle Impaktoren (Respicon) zum Einsatz. Neben kompakten Einbaumaßen bietet dieses Meßgerät eine zeitliche Auflösung der Konzentration durch integrierte Einwinkelstreulichtmeßgeräte in drei Größenklassen ($d < 4,5 \mu\text{m}$, $d < 10 \mu\text{m}$ und $d < 100 \mu\text{m}$).

Die Bestimmung der Quellstärke des Fahrzeuges geschah anhand eines in Kapitel 8.1 vorgestellten Boxmodells. Herangezogen wurden die im Fahrbetrieb ermittelten Konzentrationen in einem Abstand von 10–20 m hinter dem Quellfahrzeug. Die Quellstärke nahm mit Zunahme der Fahrgeschwindigkeit exponentiell zu. Die Quellstärke betrug zwischen 0,3 g/m bei 40 km/h und 1 g/m bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h (PM10). Betrachtet man die Quellstärke für Partikel kleiner 100 μm , so ergibt sich eine Quellstärke von 5,7 g/m bei 80 km/h. Prozentual betrachtet beträgt der Massenanteil der Partikel kleiner 4,5 μm 6,3%, der Anteil größer 4,5 μm kleiner 10 μm 17,7% vom gemessenen Gesamtstaub ($d < 100 \mu\text{m}$). Die Variabilität der Quellstärke betrug auf ein und derselben Strecke $\pm 40\%$.

Der in Kapitel 8 durchgeführte Vergleich der Emissionsfaktoren mit den Ergebnissen anderer Autoren ergab insbesondere dann eine gute Übereinstimmung, wenn bei den Tests ähnliche Fahrzeugtypen verwendet worden sind, wie es beispielsweise bei Becker und Takle [65], Claiborn et al. [67] und im EPA Bericht AP-42 [29] der Fall ist. Ein direkter Vergleich mit den Arbeiten von Richter [33], Jockel und Hartje [37] [34] sowie Etling und Siano [64] [63] war

aufgrund des unterschiedlich untersuchten Geschwindigkeitsbereichs und der Schwerpunktsetzung auf den LKW-Bereich nicht möglich; es zeigt jedoch, daß die Emissionsfaktoren von schweren LKWs bis zu zehnfach größer sein können, als dies für ein Vollheckfahrzeug bis 2,8 t der Fall ist. Gute Übereinstimmungen gab es auch bei den Maximalkonzentrationen von 1 g/m^3 , die Pinnick [66] gemessen hat.

Die für diese Arbeit erstmals für die Bestimmung der Emissionsfaktoren eingesetzte Meßtechnik bietet große Vorteile gegenüber den bisher meist mit hohem finanziellen und zeitlichen Aufwand durchgeführten Profilmessungen mit stationären Masten, da durch ein direktes Messen in der Staubfahne die Einflußparameter Wind und Schluffgehalt nur einen minimalen Einfluß haben. Zudem ist durch die hohe Konzentration nur eine geringe Meßzeit notwendig. Bei Mastmessungen hingegen ist eine hohe Anzahl an Vorbeifahrten notwendig, um eine auswertbare Filterbelegung der Meßgeräte zu erzielen. Durch differenzierte Quellstärkenbestimmung von verschiedenen Fahrzeugtypen ist bei bekannter, nach Fahrzeugtypen aufgeschlüsselter Verkehrsdichte eine genauere Abschätzung der Emission möglich.

Für Stauberprobungen in der Automobilindustrie sind die Quellstärken von untergeordneter Bedeutung. Interessiert ist man vor allem an den Konzentrationen, die auf ein Testfahrzeug (Senke) einwirken. Hierzu wurden erstmals Online-Messungen direkt in einer Staubfahne durchgeführt. Dabei wurden Staubfahnen hinter Fahrzeugen in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit und dem Abstand vermessen. Die maximalen Konzentrationen ($d < 100 \mu\text{m}$) 10 m hinter dem Fahrzeug in Stoßstangenhöhe lagen bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h bei $800 - 1000 \text{ mg/m}^3$ und bei einer Geschwindigkeit von 40 km/h bei $150 - 200 \text{ mg/m}^3$. Die Windgeschwindigkeiten betragen bei diesen Messungen unter 2 m/s . Die Konzentrationen nehmen hinter dem Fahrzeug mit zunehmender Entfernung exponentiell ab. In Motorhaubenhöhe und in Dachhöhe kommt es zunächst zu einem starken linearen Konzentrationsanstieg. In Motorhaubenhöhe ist das Maximum 5-10 m, in Dachhöhe 25-30 m gegenüber der maximalen Konzentration in Stoßstangenhöhe verschoben. Die Zunahme der Konzentration mit steigender Geschwindigkeit ist in Stoßstangenhöhe wegen der parabelförmigen Wurfbahnen der von den Reifen dispergierten Partikel ($10 \mu\text{m} < d < 100 \mu\text{m}$) am größten. Die Konzentrationsmaxima nehmen mit zunehmender Fahrzeughöhe exponentiell ab.

Bei den Begegnungsversuchen (Vorbeifahrt an einem entgegenkommenden Fahrzeug) ist die Geschwindigkeit des Meßfahrzeugs von großer Bedeutung. So wurden bei zunehmender Geschwindigkeit des Meßfahrzeugs (Partikelsenke) bei gleichbleibender Geschwindigkeit des entgegenkommenden Fahrzeugs (Partikelquelle) geringere Konzentrationen gemessen. Der Massenfluß durch die Stirnprojektionsfläche eines Fahrzeugs ist bei niedrigen Geschwindigkeiten am größten, da die Stömungsbeeinflussung bei höheren Geschwindigkeiten in diesem Bereich größer ist. Partikel werden dadurch entlang der Stromlinien frühzeitig um das Fahrzeug herumgelenkt, so daß weniger Partikel direkt vor dem Fahrzeug gemessen wurden.

Mastversuche in 5 m Höhe haben gezeigt, daß direkt neben der Fahrbahn die vertikale Ausdehnung der Konzentration von Partikeln größer als $10 \mu\text{m}$ nur kurzzeitig 5 m Höhe erreicht. Die durchschnittliche zeitliche Detektion an einem festen Ort in der Hauptachse einer Staubfahne beträgt bei 40 km/h ca. 10 s und bei einer Vorbeifahrtgeschwindigkeit von 80 km/h ca. 20 s. Dies entspricht einer durchschnittlichen räumlichen Ausdehnung einer Staubfahne von 110 m bei 40 km/h bis hin zu 440 m bei 80 km/h.

Die resuspendierten Partikel in einer Staubfahne dringen im gesamten Größenspektrum

durch den Kühler in den Motorraum ein. Durch einen zuschaltbaren Kühlerlüfter, der einen zusätzlichen Volumenstrom erzeugt, kommt es zeitweise zu einer erhöhten Konzentration im Motorraum. Durch Strömungsbeschleunigungen (Düseneffekte) und Umlenkungen der Strömung impaktiert ein Großteil der Partikel im Motorraum mit einem Durchmesser größer als $10\ \mu\text{m}$. Nur kleinere Partikel sind aerodynamisch so mobil, daß sie der Strömung folgen können und unterhalb des Motorraumes wieder austreten.

Die Ergebnisse der Konzentrationsmessungen wurden für Verschleißmessungen auf einem neu entwickelten Komponentenprüfstand herangezogen. Aus den gemessenen Größenverteilungen wurde ein spezieller Prüfstandstaub zusammengemischt. Verschleißmessungen mit dem Prüfstandstaub an einem Motorbauteil haben zu den gleichen Verschleißbildern wie in der Realität geführt. Zudem konnten die Eintrittsstellen und Mechanismen eindeutig nachgewiesen werden.

Die in dieser Arbeit erstmals experimentell bestimmten Konzentrationen in Staubfahnen und die damit verbundenen Partikelgrößenverteilungen entsprechen denen in starken Sandstürmen. Es wurden zudem Instabilitäten, die durch die Umströmung des Fahrzeugs und die Relativgeschwindigkeit der Staubfahne gegenüber der Umgebungsluft entstehen, beobachtet. Es handelt sich hierbei um mehrere Wirbelrollen hintereinander mit einer Achse senkrecht zur Fahrbahn und parallel zur Geländeoberfläche. Es kann sich hierbei um Kelvin-Helmholtz-Instabilitäten handeln, die jedoch vom Meßgerät nicht erfaßt werden konnten.

Die in dieser Arbeit gewonnenen Konzentrationsdaten hinter einem fahrenden Fahrzeug können dazu dienen, Staubprüfstände zu konzipieren, die den Gegebenheiten in Staubschleppentests sowohl in der beaufschlagten Konzentration als auch in der Zusammensetzung des Prüfstaubes angepaßt sind. Es ist dann möglich, Vergleiche zwischen Prüfständen und Staubschleppentests durchzuführen.

Symbolverzeichnis

Symbol	Einheit	Bezeichnung
α		Partikelkollektiv
β		Anreicherungsfaktor
$\delta(x), \delta(z)$		Deltafunktion
ϵ_i	m^2s^{-1}	Diffusionskonstante der i-ten Komponente
η	N s m^{-2}	dynamische Viskosität
Λ	m	Bremslänge
μ_{Reib}		Adhäsionskoeffizient
ρ_g	kg m^{-3}	Dichte des Trägergases
$\sigma_{x,y,z}$	m	Dispersionskonstanten (Streuung)
τ	s	Bremsrelaxationszeit
a		Faktor
A_p	m^2	Partikelquerschnittsfläche
$A_{1,2,3}$	m^2	Flächen
b		Faktor
B	kg s^{-1}	Einsteinkoeffizient
c_α	kg	Masse eines Partikelkollektivs α
c_m	kg/m^3	mittlere Konzentration
$C(d)$		Cunningham'scher Slip Korrekturfaktor
C_L		dimensionsloser Koeffizient
d_p	μm	Partikeldurchmesser
D	m^2s^{-1}	Diffusionskonstante
D_α	m^2s^{-1}	Diffusionskonstante der Komponente α
F	$\text{kg m}^{-3}\text{s}^{-1}$	Massenfluß
F_G	N	Gravitationskraft
F_{K_o}	N	Kohäsionskraft
F_W	N	Reibungskraft
g	m s^{-2}	Erdbeschleunigung
$G(d_p)$	$\mu\text{m s}^{-1}$	Kondensationsrate
h	m	Höhe
J	$\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$	Nukleationsrate
\dot{j}_{dep}	$\text{s}^{-1}\text{m}^{-2}\mu\text{m}^{-1}$	Depositionsfluß
\vec{j}_α	$\text{kg s}^{-1}\text{m}^{-2}$	Stromdichte eines Partikelkollektivs
k	J K^{-1}	Boltzmann-Konstante

Symbol	Einheit	Bezeichnung
l	m	Länge
$m_{1,2,3}$	kg	Massen
\dot{m}	kg s^{-1}	Massenstrom
\bar{n}	$\text{m}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$	mittlere Anzahl-Dichteverteilung
n'	$\text{m}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$	vom Mittelwert abweichende Anzahl-Dichteverteilung
$n(d_p)$	$\text{m}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$	Anzahldichteverteilung pro Partikeldurchmesser
$n(v_p)$	$\text{m}^{-3} \mu\text{m}^{-3}$	Anzahldichteverteilung pro Partikelvolumen
Q_1	$\text{m}^3 \text{s}$	abgezwigter Volumenstrom
Q_a	$\text{m}^3 \text{s}$	mit groben Partikeln angereicherter Volumenstrom
Q_g	$\text{m}^3 \text{s}$	Gesamtvolumenstrom
Q_m	$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$	Massenstrom
Q_n	s^{-1}	Quellen und Senken
r	m	(Partikel-)Radius
RF	%	relative Luftfeuchtigkeit
t	s	Zeit
T	K	Temperatur
u^*	m s^{-1}	Schubspannungsgeschwindigkeit
u_{gr}^*	m s^{-1}	Grenzschubgeschwindigkeit
\bar{u}	m s^{-1}	mittlere Windgeschwindigkeit
U	m s^{-1}	Windgeschwindigkeit in der Höhe $z_0 + 0,35d_p$
$v_{x,y,z}$	m s^{-1}	Geschwindigkeitskomponente
$\bar{\vec{v}}$	m s^{-1}	mittlere vektorielle Geschwindigkeit
\vec{v}'	m s^{-1}	vom Mittelwert abweichende vektorielle Geschwindigkeit
\vec{v}	m s^{-1}	vektorielle Geschwindigkeit
v_{dep}	m s^{-1}	Depositionsgeschwindigkeit
v_{sed}	m s^{-1}	Sedimentationsgeschwindigkeit
v_0	m s^{-1}	Anfangsgeschwindigkeit
x_i	m	Ortskoordinate der i-ten Komponente

Literaturverzeichnis

- [1] T. Osterkorn und A. Petzhold: *Das Stern Jahrbuch*. Gruner und Jahr, Hamburg, 1999.
- [2] W. Grabherr: *Einsatzbedingungen in Wüste und Schnee*. Steyer Daimler Puch Fahrzeugtechnik GmbH, Graz, 1991.
- [3] M.O. Andreae, P.J. Crutzen and W.R. Cofer: *Climate impacts of carbonaceous and other non-sulfate aerosols: A proposed study*. Springfield, Va. : NTIS, 13, 1995.
- [4] W.F. Cooke and J.J.N. Wilson: *A global black carbon aerosol model*. J. Geophys. Res., 101:19395 – 19410, 1996.
- [5] W. C. Hinds: *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. A Wiley-Interscience publication, 2nd edition, 1999.
- [6] L. Schütz: *Atmosphärischer Mineralstaub*. In: Ruprecht Jaenicke (Herausgeber): *Atmosphärische Spurenstoffe*, Kapitel 17, 341–357. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 1987.
- [7] W. Roedel: *Physik unserer Umwelt: Die Atmosphäre*. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York, 1992.
- [8] B. Georgi, H. Jäger and W. Carnuth: *Observation of Saharan Dust at a North Alpine Mountain Station*. J. Aerosol Science, 19(7):1235 – 1238, 1988.
- [9] A. Benkel: *Fallstudie eines Ferntransportes großer Partikel in der Atmosphäre*. Diplomarbeit, Institut für Meteorologie und Klimatologie, Universität Hannover, Februar 2000.
- [10] C. Junge: *The importance of mineral dust as an atmospheric constituent*. In C. Morales (editor): *Saharan Dust*, Scope 14, 49 –60. J. Wiley and Sons, Chichester, 1979.
- [11] Graedel T.E. und P.J. Crutzen: *Chemie der Atmosphäre: Bedeutung Für Klima und Umwelt*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin Oxford, 1994.
- [12] H. T. Stearns: *Geology of the State of Hawaii*. Pacific Books, Palo Alto, California, 1966.
- [13] G.M. Hidy: *Aerosols, Industrial and Environmental Science*. Academic Press, Inc. (London) LTD., 1984.

- [14] K. Whitby, R. Husar and B. Liu: *The Minnesota aerosol analysing system used in the Los Angeles smog project*. In G. M. Hidy (editor): *Aerosol and Atmospheric Chemistry*, 348. Academic Press, New York, 1972.
- [15] G. Pohlmann, M. Theisen, W. Koch, R. Nießner und G. Groß: *Abschlußbericht über das Vorhaben Nr. 678, Quellen der Partikelimmissionen*. In: *Informationstagung Motoren*, Herbst 2000.
- [16] H. Klingenberg, K.H. Lies, J. Schulz, H. Winneke, M. Kuhler, J. Kraft, A. Hartung, A. Postulka, H. Gring und D. Schröter: *Nicht limitierte Automobil-Abgaskomponenten*. Volkswagen AG, 1988.
- [17] R. v. Borstel: *Analyse ausgewählter Emissionen von Dieselmotoren in Abhängigkeit von der Kraftstoffzusammensetzung*. Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, 1997.
- [18] A. Krasenbrink und B. Georgi: *Abschlußbericht zu Straßenverkehrs-Immissionsuntersuchungen in den Städten Celle und Duderstadt*. Ber. TÜV Hannover/Sachsen-Anhalt e.V., Teil II: Untersuchung partikelförmiger Rußimmissionen, 1992.
- [19] H.-U. Franke: *Charakterisierung der dieselmotorischen Partikelemission und Verfahren zur dreidimensionalen Darstellung von Partikeln*. Dissertation, Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg, 2001.
- [20] U. Heinrich, R. Nießner und G. Groß: *Quellen der Partikelimmissionen*. In: *Informationstagung Motoren, Kassel*, Herbst 2000.
- [21] U Zanke: *Grundlagen der Sedimentbewegung*. Springer-Verlag, Berlin, 1982.
- [22] M.F. Kalina, R. Ellinger, W. Hann und H. Puxbaum: *Modellierung der Schadstoffe im Bereich von Autobahnen*. Technischer Bericht Heft 497, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, 2000.
- [23] M. Schatzmann, J. Liedtke und B. Leitl (Herausgeber): *Ausbreitung von KFZ-Abgasen in Straßenschluchten; Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars des BWPLUS am 9. Und 10. März 1999 im Forschungszentrum Karlsruhe*, Universität Hamburg, 1999. Meteorologisches Institut Zentrum für Meeres- und Klimaforschung.
- [24] U. Lambrecht, T. Vogt und U. Höpfner: *Zeitlicher Verlauf der Immissionen und Emissionen des Straßenverkehrs: Die Situation in Baden-Württemberg und an anderen Standorten*. Im Auftrage des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, 1998.
- [25] H. Vogel, B. Vogel, U. Corsmeier und F. Fiedler (Herausgeber): *BAB656 - Ein Experiment zur Überprüfung von Emissionen entlang einer Autobahn: Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars des BWPLUS am 9. und 10. März 1999 im Forschungszentrum Karlsruhe*, Forschungszentrum Karlsruhe / Universität Karlsruhe, 1999. Institut für Meteorologie und Klimaforschung.
- [26] T. Wiedmann, J. Kersten und K. Ballschmiter: *Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich: Literaturstudie*. Technischer Bericht 146, 2000.

- [27] C. John: *Emissionen von Luftverunreinigungen aus dem Straßenverkehr in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung - Untersuchungen von Emissionszenarien am Beispiel Baden-Württembergs*-. Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, 1998.
- [28] S. Latham, L.J. Petley, A.J. Hickman and J. Cloke: *A review of available road traffic emission models*. Technical Report 457, Prepared for Charging and Local Transport Division, Department of the Environment, Transport and the Regions, Crowthorne, 2000.
- [29] U.S. Environmental Protection Agency: *Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.2, Unpaved Roads. Appendix C.1: Procedures for Sampling Surface Dust Loading and Appendix C.2: Procedures for Laboratory Analysis of Surface Loading Samples*, Research Triangle Park, NC 27711, 1998. Office of Air Quality Planning and Standards.
- [30] F. Pasquill and F.B. Smith: *Atmospheric Diffusion*. Ellis Horwood, Chichester, 1983.
- [31] J.H. Seinfeld: *Air Pollution: Physical and Chemical Fundamentals*. Kingsport Press, 1975.
- [32] D.B. Turner: *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: An Introduction to Dispersion Modeling*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 2nd edition, 1994.
- [33] C.-J. Richter: *Untersuchung über die Emissionen diffuser Staubquelle, insbesondere Halden und Schüttgutanlagen und Möglichkeiten der Emissionsminderung*. Forschungsbericht 83-104 03 106 Bericht über zweites Teilvorhaben „Kohlelager“, TÜV Rheinland, Dezember 1983.
- [34] W. Jockel und J. Hartje: *Untersuchung über die Emissionen diffuser Staubquellen, insbesondere Halden und Schüttgutanlagen und Möglichkeiten der Emissionsminderung*. Forschungsbericht 83-104 03 106; Bericht über drittes Teilvorhaben „Schlackenhalde“; TÜV Rheinland E.V., Dezember 1983.
- [35] K. Axetell: *Survey of fugitive dust from coal mines*. EPA - PB 283 162, February 1978.
- [36] H. Kahnwald: *Staubemission beim Umschlag und Lagern feinkörniger Schüttgüter und Maßnahmen zu ihrer Verringerung, Stahl und Eisen*, Kapitel 2, 79 – 93. 1977.
- [37] W. Jockel und J. Hartje: *Untersuchung über die Emissionen diffuser Staubquellen, insbesondere Halden und Schüttgutanlagen und Möglichkeiten der Emissionsminderung*. Forschungsbericht 83-104 03 106; Bericht über viertes Teilvorhaben „Mülldeponie“; TÜV Rheinland E.V., Dezember 1983.
- [38] Ch. Cowherd: *The impact of fugitive emissions of fine particles, symposium on fugitive particle measurement and control*. Hartford, May 1976. PB 261, 955.
- [39] W. Klug: *Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen aus synoptischen Beobachtungen*. Staub- Reinhaltung der Luft, 29(4):143–147, 1969.
- [40] K. Pye: *Aeolian Dust and Dust Deposits*. Academic Press, London, 1987.

- [41] K. Pye and H. Tsoar: *Aeolian Sand and Sand Dunes*. Unwin Hyman Ltd., London, 1990.
- [42] D. Etling: *Theoretische Meteorologie: Eine Einführung*. Friedr. Vieweg and Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig / Wiesbaden, 1996.
- [43] R. A. Bagnold: *The Physics of Blown Sand and Desert Dunes*. Methuen & Co. Ltd., London, 1954.
- [44] D.L. Einstein and E.A. El-Samni: *Hydrodynamic forces on a rough wall*. Reviews of Modern Physics, 21:520–524, 1949.
- [45] J.-M. Pilawa: *Meteorologische Analyse zur Aufwirbelung von Straßenstaub*. Diplomarbeit, Institut für Meteorologie und Klimatologie, Universität Hannover, Januar 2001.
- [46] J. Katz: *New Directions in Race Car Aerodynamics Designing for Speed*, chapter S. 147-241, 273. Robert Bentley Publishers, Cambridge (USA), 1995.
- [47] M. Fach: *Lokale Effekte der Reibung zwischen PKW-Reifen und Fahrbahn*. Automobiltechnische Zeitschrift, 102(4):628–635, 2000.
- [48] S. Clark: *Mechanics of Pneumatic Tires*. U. S. Department of Transportation, Washington, 1981.
- [49] W. Stapelford and W. Carr: *Aerodynamic characteristics of exposed rotating wheels*. Motor Industries Research Association, Springfield, 1–128, 1970.
- [50] W-H. Hucho: *Aerodynamik des Automobils: Eine Brücke von der Strömungsmechanik zur Fahrzeugtechnik*. VDI-Verlag, Düsseldorf, 3. Auflage, 1994.
- [51] S. Ahmed and W. Baumert: *The structure of wake flow behind road vehicles*. In *Aerodynamics of Transportation*, 93–103. American Society of Mechanical Engineers, Niagara, 1979.
- [52] S. Ahmed, G. Ramm and G. Faltn: *Some salient features of the time averaged ground vehicle wake*. SAE Technical Paper Series 840300, 1984.
- [53] D. Hummel: *On the vortex formation over a slider wing at large angles of incidence*. In *247, Advisory Group for Aerospace Research and Development*, 15–1 – 15–17, Lillehammer, 1978.
- [54] Helmut Hund GmbH, Postfach 1669, D-35526 Wetzlar: *Staubsammel- und Meßgerät RESPICON TM mit Datenlogger DDS Transfer und Auswertung der Meßdaten / Beschreibung und Betriebsanleitung 1.4*, April 1999.
- [55] W. Koch, W. Dunkhorst and H. Lödding: *Design and Performance of a New Personal Aerosol Monitor*. Aerosol Science and Technology, 31:231–246, 1999.
- [56] Satorius AG, Weender Landstraße 94-108, D-37075 Göttingen: *Sartorius M5P, M5P-000V001, Elektronische Mikrowaagen; Aufstellungs- und Betriebsanleitung*.
- [57] W. Koch, W. Dunkhorst und H. Lödding: *Respicon TM-3: Ein neues personengetragenes Mehrfraktionen-Staubmeßsystem für die Staubmessung im Arbeitsschutz. Gefahrenstoffe - Reinhaltung der Luft*, 57(5):177–184, 1997.

-
- [58] V. Dreiling: *Bestimmung von Aerosolgrößenverteilungen in Raum und Zeit aus integralen Parametern*. Dissertation, Johannes Gutenberg Universität Mainz, 1994.
- [59] C. Lürzer: *Über die Bestimmung von multimodalen Größenverteilungen atmosphärischer Aerosole mittels Unterdruck-Kaskadenimpaktoren*. Dissertation, Universität Wien, 1980.
- [60] IAV GmbH: *Drive Recorder Bedienungsanleitung, Hardwareplattform 3.3*.
- [61] CSM GmbH: *AD - SCAN / THERMO -SCAN; Data-Display, Benutzerhandbuch Rev 1.10*, 1994.
- [62] W.-H. Hucho: *Aerodynamik Des Automobils*. VDI-Verl. Düsseldorf, 3. Auflage, 1994.
- [63] D. Etling: *Emission and transport of fugitive dust from sludge deposits*. Symposium on Environmental Meteorology, Würzburg, 1987.
- [64] D. Etling und S. Siano: *Staubmessung und Modellierung der Staubausbreitung von Schlicklagerstätten*. In: *Bericht im Auftrag der Freien Hansestadt Hamburg*, 31–51. H. Langer and G. Albert and J. Baumann, September 1995.
- [65] D.L. Becker and E.S. Takle: *Particulate deposition from dry unpaved roadways*. Atmospheric Environment, 13:661–668, 1979.
- [66] R.G. Pinnick, G. Fernandez, B.D. Hinds, C.W. Bruce and R.W. Schaefer: *Dust generated by vehicular traffic on unpaved roads: Size and infrared extinction characteristics*. Aerosol Science and Technology, 4:99–121, 1985.
- [67] C. Claiborn, B. Mitra and B. Lamb: *Measurement and source apportionment of PM10 roadway emission*. Technical Report PB94-186012, U.S. Environmental Protection Agency, 1994.
- [68] *Unpaved Road Emission Impact*, Phoenix, AZ, March 1991. Arizona Department of Environmental Quality.

Lebenslauf

Persönliche Daten	Gerald Kühn Geboren am 14. Juni 1967 in Braunschweig
Schulbildung	1973 – 1977 Alfred–Teves–Grundschule, Gifhorn 1977 – 1979 Christoph–Kolumbus–Orientierungsschule, Gifhorn 1979 – 1983 Dietrich–Bonhoeffer-Realschule, Gifhorn 1983 – 1988 Otto–Hahn–Gymnasium (Abitur), Gifhorn
Wehrdienst	1988 – 1989 Richthofen–Kaserne in Dedelstorf im Sanitätsbereich
Studium	1990 Studium der Geographie an der TU Braunschweig 1990 – 1997 Studium der Meteorologie an der Universität Hannover im Fachbereich Physik (Abschluß Diplom–Meteorologe) seit 1998 Promotionsstudiengang im Fachbereich Physik an der Universität Hannover
Beruflicher Werdegang	1997 – 1998 wissenschaftliche Hilfskraft mit Abschluß am Institut für Meteorologie und Klimatologie der Universität Hannover 1998 –2001 Doktorand in der Dieseleentwicklung bei Volkswagen seit 2001 Mitarbeiter in der Wärmetauscherfertigung bei Volkswagen Nutzfahrzeuge

Danksagung

Lasse ich die zurückliegende Arbeit revuepassieren und denke an die Menschen denen man danken möchte so, fallen mir natürlich zuerst die Professoren und der Betreuer ein. Da wäre als erster Herr Dr. Bernd H. Georgi zu nennen, der mich in die Welt des Volkswagenkonzerns eingeführt hat, wie es lehrreicher nicht hätte sein können. Desweiteren gilt mein Dank Herrn Prof. Dr. Hauf und Herrn Prof. Dr. Groß für eine intensive Betreuung. Herrn Prof. Dr. Etling möchte ich für seine unnachahmliche Art zu helfen und für die Übernahme des Koreferates danken.

Eine absolute Bereicherung in jeder Hinsicht stellt die „Respicon-Truppe“ des Fraunhofer Institutes für Toxikologie und Aerosolforschung dar. Hier gilt mein besonderer Dank Herrn Prof. Dr. Koch, Herrn Lödding, Herrn Dunkhorst, Herrn Nolte und natürlich dem „Wäge-robi“ ohne den ich heute noch Filter einwiegen würde.

Seitens Volkswagen haben wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit Herr Rottenkolber und Herr Dr. Hadler aus der Aggregateentwicklung beigetragen. Stellvertretend für alle Kollegen von Volkswagen, ohne deren Hilfe es nicht gegangen wäre, danke ich Herrn Metzler und Herrn Krüger. Besonders danken möchte ich auch Jan–Marc Pilawa für seine Unterstützung während der Experimente.

Natürlich darf in der Danksagung die Familie nicht fehlen: Eltern, Bruder und meine Frau Sabine, denen ich für die moralische Unterstützung genauso danken möchte wie meinem Freund Elmar.

Zu guter Letzt sei noch ein Wort über meine Grundschullehrerin verloren, die früh erkannt hat, daß zu meinen Stärken nicht die Rechtschreibung gehört, die es aber geschafft hat mich davon zu überzeugen, daß man sich dafür nicht zu schämen braucht, obwohl diese Schwäche einen das ganze Leben begleitet. So bedanke ich mich bei allen Korrekturlesern, die da waren Frau Glandorf, Herr Dr. Schröter, Herr Dr. Konrad, meine Eltern und bei der Emsigsten meiner Frau Sabine.